

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Biologických disciplín

Vedoucí katedry: doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

Diplomová práce

**Vliv chemického složení rostlinného opadu na rychlost jeho rozkladu
v mokřadních ekosystémech**

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

Konzultanti diplomové práce: Ing. Štěpánka Kuncová

Autor: Bc. Veronika Bláhová

České Budějovice, 2014

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta zemědělská

Akademický rok: 2012/2013

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Veronika BLÁHOVÁ**
Osobní číslo: **Z12731**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Vliv chemického složení rostlinného opadu na rychlost jeho rozkladu v mokřadních ekosystémech**
Zadávací katedra: **Katedra biologických disciplin**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Cíl práce: Zhodnotit rychlost dekompozice různých typů rostlinného opadu

Postup:

1. Zpracování literárního přehledu poznatků získaných o dekompozici biomasy ve vztahu k jejímu chemickému složení.
2. Odběry opadových sáčků nainstalovaných ve vybraných mokřadech, stanovení rychlosti dekompozice opadu jako úbytku bezpopelné sušiny, odzkoušení a případná optimalizace metody chemické frakcionace opadu podle převzatého protokolu.
3. Porovnání vlastních výsledků s výsledky navazujícího výzkumu a s literárními údaji.

Rozsah grafických prací: tabulky primárních dat, fotografická dokumentace

Rozsah pracovní zprávy: 40

Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

Rychnovská, M. (Ed.) (1987): Metody studia travinných ekosystémů. Academia, Praha.

Westlake, D.F., Květ, J., Szczepański, A. (Ed) (1998): The production ecology of wetlands. Cambridge University Press, Cambridge

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

Katedra biologických disciplin

Konzultant diplomové práce: Ing. Štěpánka Kuncová


Katedra biologických disciplin

Datum zadání diplomové práce: 8. února 2013

Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2014


prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13 ④
370 05 České Budějovice


doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 11. února 2013

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem svoji diplomovou práci na téma: Vliv chemického složení rostlinného opadu na rychlost jeho rozkladu v mokřadních ekosystémech 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 platném 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.

V Českých Budějovicích dne

.....

Podpis studenta

Poděkování

Největší poděkování patří paní profesorce doc. RNDr. Haně Čížkové, CSc. za odborné vedení, poskytnutí literatury, cenných rad a za její volný čas, který mi věnovala. Ráda bych poděkovala i všem ostatním, kteří se podíleli na vzniku této diplomové práce. Zejména děkuji doktorandce Ing. Štěpánce Kuncové za to, že mi byla vždy ochotna poradit a poskytla mi důležité informace související s diplomovou prací. Dále děkuji rodině za to, že mne podporovala ve studiu na univerzitě

Anotace

Diplomová práce je součástí práce projektu GA ČR č. P504/11/1151 – Úloha rostlin v bilanci skleníkových plynů ostřicového slatiniště. Zabývá se hodnocením rychlosti dekompozice opadu vybraných travinných dominant mokřadů. Rychlost dekompozice byla hodnocena metodou opadových sáčků. Pro přípravu opadových sáčků byla použita odumřelá nadzemní biomasa ostřice štíhlé (*Carex acuta*), zblochanu vodního (*Glyceria maxima*) a chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*). Vzorky byly exponovány na Mokřích a Záblatských loukách po dobu jednoho roku. Dále byla provedena chemická frakcionace základních typů uhlíkatých sloučenin pro rostlinný materiál před expozicí a po expozici v terénu. Největší rychlost dekompozice byla zjištěna u zblochanu vodního, pak u chrastice rákosovité. U ostřice štíhlé probíhala dekompozice nejpomaleji. Toto zjištění platilo pro obě zkoumané lokality. Zvolená metoda frakcionace se osvědčila pouze částečně. Reprodukovatelné výsledky byly získány pro stanovení nepolárních látek dichlormethanem a pro stanovení polárních látek vodou. Stanovení Klasonova ligninu extrakcí H₂SO₄ je nutno ještě optimalizovat.

Annotation

This thesis is part of Project No. P504/11/1151 „Role of plants in the greenhouse gas budget of a sedge fen“. It is focused on the assessment of decomposition of litter for selected graminoid dominants of wetlands. The decomposition rate was estimated using the litter bag method. The litter bags were filled with dead aboveground biomass of *Carex acuta*, *Glyceria maxima* and *Phalaris arundinacea*. The samples were exposed to conditions of two wetland sites, Mokré louky and Zábkatské louky, for one year. The samples were analysed for contents of main carbon fractions before and after the exposition. The greatest decomposition rate was found for *G. maxima*, followed by *P. arundinacea*. The slowest decomposition rate was found for *C. acuta*. This finding holds for both study sites. The selected fractionation method was successful only partly. Reproducible results were gained for the assessment of non-polar substances by extraction with dichlormethane and of polar substances by extraction with water. By contrast, the method of estimation of Klason lignin by extraction with H₂SO₄ needs further development.

Obsah:

1. Úvod	10
2. Literární přehled	11
2.1 Mokřadní ekosystémy.....	11
2.1.1 Definice.....	11
2.1.2 Funkce mokřadů.....	12
2.1.3 Vlastnosti mokřadních půd.....	13
2.1.4 Koloběh uhlíku v mokřadech.....	15
2.2 Dekompozice.....	17
2.2.1 Pojem dekompozice.....	17
2.2.2 Vnější faktory ovlivňující rychlost dekompozice.....	19
2.2.3 Chemické složení opadu.....	22
2.3 Charakteristika studovaných typů mokřadů.....	25
2.3.1 Mokré louky u Třeboně.....	25
2.3.2 Zábłatské louky.....	26
3. Metodika	27
3.1 Princip stanovení rychlosti rozkladu rostlinného opadu metodou opadových sáčků (LITTER- BAGS).....	27
3.2 Příprava opadových sáčků a jejich umístění v terénu.....	28
3.3 Odběr vzorků po expozici v terénu.....	29
3.4 Laboratorní příprava vzorků.....	29
3.5 Chemické analýzy – frakcionace.....	29
3.6.1 Extrakce nepolárních látek.....	30
3.6.2 Extrakce polárních látek.....	30
3.6.3 Stanovení obsahu Klasonova ligninu.....	31
3.7 Statistické vyhodnocení.....	31

3.7.2	Matematické a statistické zpracování dat.....	32
4.	Výsledky.....	33
4.1	Zhodnocení variability výsledků vlivem laboratorního postupu.....	33
4.2	Porovnání kvality rostlinného materiálu na počátku pokusu	33
4.3	Zhodnocení rozdílů v kvalitě rostlinného materiálu vlivem dekompozice.....	36
4.3.1	Srovnání kvality rostlinného materiálu na Mokrých loukách.....	36
4.4.1	Úbytek po extrakci dichlormethanem	40
4.4.2	Úbytek po extrakci vodou.....	41
4.4.3	Úbytek po extrakci kyselinou sírovou	42
5.	Diskuse.....	43
5.1	Vhodnost zvoleného laboratorního postupu.....	43
5.2	Vliv kvality rozkládaného materiálu na rychlost dekompozice.....	43
5.3	Porovnání s výsledky jiných autorů.....	44
6.	Závěr.....	46
7.	Seznam literatury.....	47
8.	Přílohy.....	51

1. Úvod

Mokřady patří mezi nejvýznamnější, ale současně i světově nejohroženější ekosystémy. Podílejí se na koloběhu vody v přírodě, udržují vodu v krajině, příznivě ovlivňují podnebí velkým výparem, pohlcují nadbytečný oxid uhličitý z ovzduší, jsou zdrojem potravy. Rašeliniště jsou významným úložištěm uhlíku, který se v podmínkách trvalého zamokření ukládá ve vrstvách rašeliny. Význam mokřadů je tedy i ve zmírňování klimatických změn. V neposlední řadě jsou mokřady biotopem specifických společenstev a jinde se nevyskytujících nebo vzácných druhů rostlin, živočichů, hub a mikroorganismů. Mnohé z mokřadů byly významně narušeny lidskou činností, některé z krajiny dokonce zcela zmizely. Krajina bez mokřadů je ovšem krajinou bez vody (ANONYMUS 1).

Tato diplomová práce je součástí projektu GA ČR č. P504/11/1151 – Úloha rostlin v bilanci skleníkových plynů ostřicového slatiniště. Jedním z cílů projektu je zhodnotit rychlost dekompozice různých typů rostlinného opadu. Rychlost dekompozice opadu byla studována na dvou lokalitách CHKO a BR Třeboňsko: Mokré louky u Třeboně a Zábělské louky. Intenzita rozkladných procesů byla zjišťována pomocí metody opadových sáčků (litter-bags).

V rámci týmové spolupráce jsem provedla chemickou frakcionaci rostlinného materiálu podle charakteru uhlikatých sloučenin.

V práci jsem si stanovila dva cíle:

1. Zavedení metody chemické frakcionace rostlinného opadu podle převzatého protokolu a případná optimalizace této metody.
2. Zjištění obsahu hlavních frakcí v rostlinném materiálu použitém pro studium rychlosti dekompozice.

2. Literární přehled

2.1 Mokřadní ekosystémy

2.1.1 Definice

Mokřady mohou být definovány nejrůznějšími způsoby, všechny definice mají tři základní rysy: a) v území je voda, přítomna buď až k povrchu půdy, nebo alespoň do kořenové zóny, b) půda mokřadů má zvláštní vlastnosti, které ji odlišují od ostatních půd (např. obsahem živin nebo nízkou hladinou kyslíku), c) v mokřadech se vyvíjí vegetace adaptovaná k zaplavení a rostliny, které zaplavení nesnesou, v ní nejsou přítomny (KENDER 2000).

Ramsarská úmluva definuje mokřad jako „území bažin, slatin, rašelinišť i území pokrytá vodou, přirozeně i uměle vytvořená, trvalá či dočasná, s vodou stojatou či tekoucí, sladkou, brakickou či slanou, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje šest metrů“ (CHYTIL A KOL. 1999).

V podmínkách naší republiky řadíme k mokřadům:

1. rybníky a jejich litorály (břehová pásma)
2. mokré louky a prameniště
3. říční nivy včetně lužních lesů
4. rašeliniště
5. podmáčené smrčiny
6. umělé mokřady (např. kořenové čistírny odpadních vod) (POKORNÝ 2004).

V současné době je do seznamu mokřadů mezinárodního významu zapsáno celkem 14 lokalit z České republiky. Tyto lokality lze rozdělit na tři rozdílné soubory vzhledem k převažujícímu charakteru mokřadu: rašeliniště, rybníční soustavy a mokřady vázané na nivní polohy podél říčních toků.

V následujícím přehledu je uveden výčet mokřadních lokalit mezinárodního významu v České republice (DVOŘÁKOVÁ 2004).

CZ001 - Šumavská rašeliniště (102 km²)

CZ002 - Třeboňské rybníky (96 km²)

CZ003 - Novozámecký a Břehyňský rybník (9 km²)

CZ004 - Lednické rybníky (7 km²)

CZ005 - Mokřady dolního toku Dyje (62 km²)

CZ006 - Třeboňská rašeliniště (44 km²)

CZ007 - Krkonošská rašeliniště (2 km²)

CZ008 - Litovelské Pomoraví (11 km²)

CZ009 - Poodří (115 km²)

CZ010 - Mokřady Liběchovky a Pšovky (4 km²)

CZ011 - Podzemní Punkva (16 km²)

CZ012 - Krušnohorská rašeliniště (112 km²)

Od roku 2012

CZ013 - Horní Jizera (23km²)

CZ014 - Pramenné vývěry a rašeliniště Slavkovského lesa (32 km²)

(ANONYMUS 1, ANONYMUS 6).

2.1.2 Funkce mokřadů

Mokřady představují velmi důležitou součást přírody a životního prostředí (SPITZER, BUFKOVÁ 2008). K významným funkcím mokřadů patří:

- Ochrana před účinky přívalových srážek a zmírnění povodňových vln
- Stabilizace břehů a ochrana proti erozi
- Doplnění zásob podzemní vody a její opětovné uvolňování
- Zachycování živin, sedimentů a případných znečišťujících látek, jejich využívání nebo odbourávání
- Stabilizace mikroklimatu
- Evapotranspirace (výpar vody z rostlin a půdy) (VYMAZAL, DUŠEK 2004).
- Hodnota estetická, protože jsou vnímány jako součástí kulturního dědictví daného území (KENDER 2000).

2.1.3 Vlastnosti mokřadních půd

Mokřadní ekosystémy tvoří přechodovou zónu mezi terestrickým a vodním prostředím (ČÍŽKOVÁ, ŠANTRŮČKOVÁ 2006). Půda je systém osídlený kořeny rostlin a množstvím makroskopických i mikroskopických půdních organismů. V provzdušněné půdě převládají aerobní organismy, které získávají pro svůj život energii v procesech aerobní respirace a při tom oxidují cukry na oxid uhličitý a spotřebovávají kyslík. Tím dochází k úplné mineralizaci organické hmoty (ČÍŽKOVÁ 2006).

V mokřadních půdách dominují anaerobní podmínky, které jsou navozeny saturací půdního profilu vodou a případně i zaplavením povrchu terénu. Jinými slovy, hydrologický režim v mokřadech se pohybuje od téměř stálé saturace k občasnému krátkodobému zaplavení. Nadbytek vody způsobuje fyzikální a chemické změny v půdě. Nejvýznamnější efekt zaplavení je izolace půdního systému od atmosférického kyslíku, čímž se systém mění od aerobního a oxidačního na anaerobní a redukční. V odvodněné půdě jsou póry vyplněny vzduchem s relativně vysokým obsahem O₂, který je snadno doplňován rychlou difúzí z atmosféry (VYMAZAL 2004).

Redoxní potenciál (nebo oxidačně - redukční potenciál) je míra dostupnosti elektronů v roztoku a tato hodnota je často používána pro určení stupně elektrochemických redukcí v mokřadních půdách. Oxidace probíhá nejen při příjmu kyslíku, ale také v případě odstranění vodíku (např. $\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{S}^{2-} + 2\text{H}^+$) nebo častěji, jestliže prvek ztrácí elektron (např. $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{e}^-$). Redukce je proces opačný, při kterém je uvolňován kyslík, přijímán vodík (hydrogenace) nebo se získává elektron (MITSCH a GOSELINK 2000). Přirozené mokřadní systémy udržují širší rozsah redoxních reakcí než okolní suchozemské prostředí. Větší rozsah hodnot redoxního potenciálu v zaplavených půdách ve srovnání s aerobními půdami je důležitý. Mokřady jsou většinou hlavním redukčním ekosystémem v krajině a jako takové mají velký potenciál při přeměně živin a jiných materiálů (VYMAZAL 2004).

Po zaplavení půdy se přítomný kyslík rychle spotřeboje mikrobiální respirací a chemickou oxidací. Následně anaerobní mikroorganismy využívají

různé sloučeniny, které nahrazují kyslík jako terminální akceptor elektronů při respiraci. Tento přenos elektronů způsobuje významné změny v mocenství využívaných chemických sloučenin a celkovou redukcí půd. Kyslík je energeticky nejvýhodnější oxidant a v odvodněných půdách je kyslík využit jako akceptor elektronů při aerobní respiraci (VYMAZAL 2004).

Primárním důsledkem zaplavení půdy je omezená výměna plynů mezi půdou a atmosférou. Zatímco v provzdušněných půdách je kyslík přítomen ve většině půdního profilu, v zaplavených půdách je tomu tak pouze v tenké vrstvě na povrchu půdy. Transport kyslíku do zaplavené půdy je nesmírně obtížný vzhledem k saturaci půdy vodou. (VYMAZAL 2004). Ve vrstvě odvodněné půdy jsou kromě kyslíku také další prvky přítomny v oxidovaném stavu (dusík ve formě NO_3^- , železo ve formě Fe^{3+} , síra ve formě SO_4^{2-} , a mangan ve formě Mn^{4+}). V hlubších vrstvách půdy se po zaplavení kyslík rychle vyčerpá a aerobní organismy snižují a postupně zastavují svou aktivitu. Jsou nahrazovány anaerobními mikroorganismy, které jako konečných akceptorů elektronů při respiraci místo kyslíku využívají oxidované formy dusíku, železa, síry a manganu v procesu tzv. anaerobní respirace (ČÍŽKOVÁ 2006).

Pokud spotřeba oxidovaných forem prvků převáží nad jejich přísunem, zpomalují se i procesy anaerobní respirace. Za těchto podmínek ve společenstvech půdních organismů začínají převládat fermentační mikroorganismy. Tyto organismy nezískávají energii v procesech respirace, ale ve fermentačních procesech, při kterých je do prostředí kromě oxidu uhličitého vylučováno mnoho organických meziproductů rozkladu, jako jsou organické kyseliny, alkoholy a ketony (ČÍŽKOVÁ, ŠANTRŮČKOVÁ 2006). Převaha fermentačních pochodů způsobuje, že v zaplavené půdě se zpomaluje mineralizace organické hmoty (ČÍŽKOVÁ 2006). Fermentace ale není konečnou fází anaerobního rozkladu organické hmoty. Organické kyseliny (především acetát) jsou využívány metanogenními bakteriemi a sulfát redukujícími za vzniku metanu nebo sulfanu (sirovodíku). Mluví se o anaerobním potravním řetězci, jehož fungování závisí na křehké rovnováze mezi všemi skupinami organismů, které se podílejí na přeměnách prvků a organické hmoty v rámci tohoto řetězce (ČÍŽKOVÁ, ŠANTRŮČKOVÁ 2006).

Při nedostatku kyslíku v půdě se půdní organická hmota rozkládá pomaleji než za dostatečného přístupu kyslíku. Proto jsou také mokřady obvykle bohatší na organickou hmotu než dobře provzdušněné půdy (ČÍŽKOVÁ, ŠANTRŮČKOVÁ 2006). Patrné je to zejména na rašeliništích, kde vrstvy humolitu mohou dosahovat mocnosti mnoha metrů. Půda trvale zaplavená vodou uvolňuje mnohem méně rozpuštěných látek než půdy, u nichž dochází k periodickému zaplavování a vysoušení, protože toto střídání extrémů urychluje proces mineralizace a uvolňování živin (KENDER 2000).

V zamokřených, nedostatečně provzdušněných půdách je organická hmota rozkládána výhradně anaerobními bakteriemi. Ty přemění na buněčné komponenty pouze 10-20% spotřebovaných organických látek a zbytek využijí v procesech tvorby energie, při kterých většinou vzniká pouze malé množství oxidu uhličitého a mnoho jednoduchých organických kyselin a alkoholů. Zmineralizuje se pouze malý podíl spotřebovaných organických látek a vznikne mnoho meziproductů rozkladu. K tomu aby proběhla úplná mineralizace, musí být v půdě přítomny další funkční skupiny bakterií, které mohou využívat meziproducty rozkladu a dále je mineralizovat na oxid uhličitý (ŠANTRŮČKOVÁ 2001).

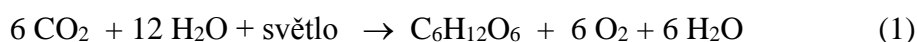
2.1.4 Koloběh uhlíku v mokřadech

Uhlík, dusík či jiný prvek se v ekosystému vyskytuje v půdě, vodě, vzduchu a ve všech biotických složkách. Každého z těchto zásobníků i ze struktur ekosystému jsou buď setrvale, nebo za určité časové období určitá množství prvků přenášena do jiných zásobníků nebo struktur. U koloběhů prvků je užitečné rozeznávat vstupy, výstupy a vnitřní přeměny a koloběhy (ÚLEHLOVÁ 1989). Pro živé organismy je uhlík základním prvkem. Autotrofní organismy jej získávají ze vzduchu, heterotrofové z biomasy živé nebo mrtvé. Největším rezervoárem organicky vázaného uhlíku je detritus (ve formě humusu v půdě) (MOLDAN 1983).

V mokřadních půdách převládá hromadění organického uhlíku nad rozkladem organických látek. V mokřadech se tedy uhlík hromadí a tím se snižuje jeho obsah v atmosféře. Ukládání uhlíku a udržování vysoké hladiny podzemních vod v mokřadech vytváří prostředí zabraňující přístupu kyslíku,

což potlačuje aktivitu aerobních bakterií a poskytuje podmínky pro hromadění humusu (STRAKOVÁ 2011). Odvodněním mokřadů, urychlením mineralizace se naopak oxid uhličitý po oxidaci (mineralizaci, rozkladu) organických látek do atmosféry uvolňuje (KENDER 2000).

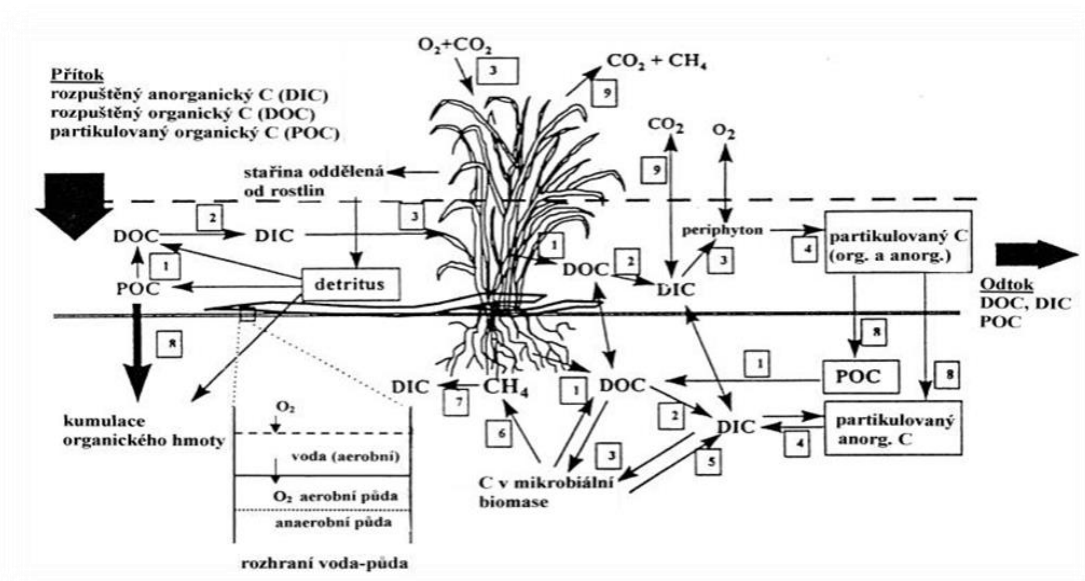
Nejdůležitější procesy a transformace uhlíku v mokřadních systémech jsou znázorněny na obr. 1. Fotosyntéza a aerobní respirace dominují v aerobních zónách vodního sloupce půdy a sedimentů. V tomto případě je H₂O hlavním donorem elektronů při fotosyntéze (rovnice 1) a kyslík je terminálním akceptorem elektronů při respiraci (rovnice 2):



Organické půdy v mokřadech představují hlavní dlouhodobý reservoár uhlíku, přičemž organické půdy obsahují přibližně 40% uhlíku ve srovnání s jeho množstvím v současné atmosféře. V případě, že se sníží výška vodní hladiny, dostává se kyslík do vrstev nad vodou, což má za následek urychlení dekompozice organické hmoty na jednoduché anorganické komponenty. Tyto zásahy se projevují v koloběhu uhlíku především jako únik CO₂ do atmosféry. Obsah oxidu uhličitého v atmosféře zaplavených půd a ve vodních rostlinách může dosáhnout až 20%. Ačkoliv je produkováno více CO₂, než by odpovídalo spotřebovanému množství O₂, jeho celková produkce v podmínkách zaplavení je většinou nižší než v odvodněných půdách, protože rychlost mineralizace organického uhlíku v podmínkách anoxie je nižší a část uhlíku je emitována do ovzduší jako metan. CO₂ produkováný v zaplavených půdách je částečně redukován na metan a částečně je emitován do atmosféry půdou a/nebo rostlinami. Ve druhém případě může být CO₂ částečně asimilován v rostlinných výhonech. Metan je buď uvolňován do atmosféry, nebo je oxidován na CO₂ metanotrofními bakteriemi, jakmile se dostane do oxické zóny. Bylo zjištěno, že v zaplavených půdách bez vegetace je přibližně 35% produkováného metanu uvolněno do vzduchu (VYMAZAL 2004).

Obr. 1. Transformace a koloběh uhlíku v mokřadech (VYMAZAL 2004)

1- fragmentace a vyplavování, 2- mineralizace, 3- rostlinný a mikrobiální příjem, 4- srážení a rozpouštění, 5- respirace, 6- metanogeneze, 7- oxidace metanu, 8- ukládání, 9- těkání (únik do atmosféry).



2.2 Dekompozice

2.2.1 Pojem dekompozice

Dekompozice představuje důležitý mechanismus v biochemickém cyklu živin, jehož prostřednictvím se z organického materiálu odumřelé rostlinné hmoty uvolňují živiny pro další růst vegetace (JENÍK 1983). Odumřelý organický materiál – opad listů, větví, plodů z vegetační pokrývky, zbytky uhynulých živočichů a jejich exkrementů a mikroorganismů se na půdním povrchu při vhodné teplotě a vlhkosti postupně rozkládají a každoročně vytvoří povrchovou vrstvu, která se dalším ročním vrstvením opadu včleňuje do organické složky půdy – humusu (ÚLEHLOVÁ 1989).

Humus

Humus není chemicky jednoznačně definovaná látka, ale komplexní směs, která vznikla jako výsledný produkt rozkladu všech typů biomasy v půdě. Je to nejstabilnější a nejrezistentnější část detritu (ÚLEHLOVÁ 1985). Mezi humusovými a minerálními látkami v půdě vznikají četné interakce. Tvorba humusu je závislá na enzymatické činnosti. Při tvorbě humusových látek se uplatňuje řada dalších vlastností půdy, např. obsah jílovitých koloidů, půdní vlhkost a další činitelé. Humus jednak zvyšuje obsah vázané vody v půdě, jednak vzhledem ke své tmavé barvě zvyšuje absorpci sluneční energie. Přispívá k vývoji mikrobiální flóry a podporuje v půdě probíhající biologické cykly. Půdní organická hmota působí jako ochrana proti erozi (vodní i větrné), poněvadž vytváří komplexy s jílovitými minerály (POSPÍŠIL 1980).

Rozkladné procesy detritu

Detritový neboli dekompoziční potravní řetězec zahrnuje všechny heterotrofní organismy a procesy způsobující rozklad jakýchkoliv organických látek v ekosystému. Během rozkladu se vytváří detritus. Tento termín je používán v ekologii pro označení všech typů organické hmoty, která vzniká z rozkladu rostlinných, živočišných a mikrobiálních materiálů (ÚLEHLOVÁ 1985).

Detritus podle místa původu můžeme rozlišit na:

- **autochtonní detritus**, vytvořený uvnitř mokřadního ekosystému (pochází převážně z vodní vegetace, dřevin rostoucích v mokřadu, bylin v terestrických biotopech, a z živočichů, zvláštní význam má guano),
- **allochtonní detritus**, vytvořený vně systému a přinášený do mokřadu hydrodynamickými procesy (záplavy, příliv) - partikulární organická hmota, planktonní organismy, částice živin a organické zbytky unášené větrem. (DVOŘÁK 2004).

Heterotrofní procesy, kterými je veškerá organická hmota rozkládána, můžeme rozdělit na dva základní typy.

1. **Mineralizaci**, při níž heterotrofní organismy využívají uhlík a biogenní prvky rozkládajícího se materiálu částečně na stavbu svých těl a částečně je jako zplodiny svého metabolismu uvolňují v jednoduchých minerálních formách k novým koloběhům.
2. **Humifikaci**, při níž jsou rostlinné zbytky řadou biochemických pochodů přestavovány na složité heteropolykondenzáty, souborně nazývané humus, které vytvářejí zásobu energie v půdě a podmiňují půdní úrodnost.

Poměr mezi mineralizací a humifikací může být u různých ekosystémů různý a určuje, kolik z energie přicházející každoročně do detritového řetězce se prodýchá, kolik zůstane ve formě původní, kolik přejde do humusu a v jaké formě (ÚLEHLOVÁ 1985).

Dekompozice materiálu, pocházejícího z cévnatých rostlin, postupuje ve **třech** dobře definovatelných **fázích**:

1. **Počáteční rychlý úbytek hmoty výluhem**: elektrolyty a snadno rozpustné organické složky, produkty depolymerizace makromolekul. Převážně není mikrobiální, potom je teplotně nezávislý (řádově hodiny až dny).
2. Fáze **mikrobiálního rozkladu**: enzymatická aktivita mikroorganismů (*Hyphomycetes*) a bakterie. Důsledek: ztráta hmoty, chemické a strukturální změny, ztráta pevnosti materiálu. Součinnost **bezobratlých**: konzumenti mikroflóry a rozložených (zároveň obohacených) částic.
3. Fáze **rozpadu (fragmentace)** materiálu, **ztráty** větších částí (hrubý detritus) konzumací detritivory a mechanickými vlivy (odplavení) (DVOŘÁK 2004).

2.2.2 Vnější faktory ovlivňující rychlost dekompozice

V mokřadech probíhá většina přeměn jednotlivých živin právě v půdě. Pro přeměny všech prvků platí, že rychlost procesů a jejich vzájemná rovnováha závisí na podmínkách prostředí, především na teplotě, vlhkosti, pH, na vegetačním krytu, aktivitě půdních organismů (ŠANTRŮČKOVÁ 2001).

Teplota

Teplota je významným faktorem, který ovlivňuje fyzikální a chemické procesy v půdě a aktivitu edafonu. Primárním zdrojem tepla v půdě je sluneční energie. Teplotní režim půdy je řízen sezónním a denním střídáním tepla, přítomností vegetace, vlhkostí a hloubkou profilu. Vlhká půda je obvykle o několik stupňů chladnější než půda suchá, protože část sluneční energie se spotřebuje na výpar vody (ŠANTRŮČKOVÁ 2001).

Voda v půdě

Zdrojem půdní vláhy je jednak voda atmosférická, jednak voda podzemní nebo záplavová, které mohou obohacovat stanoviště o živiny.

Z hlediska dynamiky vodního režimu lze vodu v půdě rozdělit do čtyř skupin:

- První skupina zahrnuje stanoviště, kde se vystouplá podzemní voda nebo voda záplavová udržuje nad půdním povrchem po celou vegetační periodu nebo po převážnou její část. Tato voda může být hluboká nebo mělká a v období sucha může poklesnout do různých hloubek.
- Do druhé skupiny patří stanoviště, kde se voda drží nad povrchem půdy nebo blízko jejího povrchu kratší dobu, přičemž její pokles v období sucha může být více nebo méně výrazný. Na stanovištích se mohou vyskytovat opakované záplavy.
- U třetí skupiny stanovišť podzemní voda ve vegetační době zpravidla nevystupuje nad půdní povrch, ale setrvává v horní části rhizosféry alespoň v jarních měsících. Jsou-li tato stanoviště zaplavena, pak zcela krátkodobě.
- U čtvrté skupiny stanovišť setrvává hladina podzemní vody v hlubších vrstvách půdního profilu i na začátku vývoje vegetace, přičemž vodní režim může být vyrovnaný nebo rozkolísaný. Porosty jsou velmi citlivé na záplavy (BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ 1985).

V mokřadních ekosystémech tedy bývá obvyklá vysoká hladina podzemní vody a v důsledku toho následuje absence kyslíku, která zpomaluje rozklad. Pokles hladiny podzemní vody způsobí změnu klimatu a ovlivňuje rozklad buď přímo prostřednictvím změny faktorů prostředí jako je nárůst oxidace, nebo nepřímo prostřednictvím změn ve složení rostlinných společenstev (STRAKOVÁ 2012). Voda je hlavní složkou všech organismů a zároveň prostředím, ve kterém probíhají všechny životní pochody. Množství a dostupnost vody je tedy jeden z nejdůležitějších faktorů, který určuje růst rostlin i biologickou aktivitu půdy. Půdní roztok je pro ně prostředím, ve kterém žijí a současně z něj čerpají rozpuštěné organické a minerální látky, které jsou jejich potravou (ŠANTRŮČKOVÁ 2001).

pH

Hodnota pH podmiňuje sycení sorpčního komplexu půdy ionty a s tím související příjem živin rostlinami. Nepřímé působení spočívá hlavně v ovlivnění fyzikálních a chemických vlastností půdy a v ovlivnění činnosti mikroorganismů (fixace N, odbourávání celulózy, nitrifikace) (BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ 1985). Po zaplavení půdy se zvyšuje pH kyselých půd a snižuje pH alkalických půd, takže pH těchto půd se blíží v oblasti neutrálních hodnot. O určité době se ustanoví rovnováha a pH. Následkem toho se v minerálních půdách ustaluje neutrální pH, zatímco v půdách s vysokým obsahem organické hmoty může aktivita bakterií produkovat organické kyseliny, které se akumulují a výsledné pH se ustálí na nižších hodnotách (VYMAZAL 2004).

Mikrobiální rozkladači

Mikroorganismy a živočichové spolu žijí ve velmi složitých, více či méně těsných vzájemných vztazích. Mikroorganismy často připravují čtené rostlinné materiály pro živočichy, živočichové naopak připravují rostlinnou hmotu pro kolonizaci mikroorganismům. Primárně naprodukováná hmota prochází střídavě pastevněkořistnickým a detritovým potravním řetězcem, než skončí jako humus (ÚLEHLOVÁ 1985).

Mikrobiální rozkladači, tj. bakterie, aktinomycety, mikromycety, řasy a prvoci, jsou významnou složkou přirozených ekosystémů. Jsou typičtí malými rozměry, mají obrovskou paletu enzymatických schopností, jsou schopni dlouho přežívat v nepříznivých podmínkách, umějí se velmi dobře adaptovat na změněné podmínky prostředí a rychle růst a množit se za příznivých podmínek. Mohou rozkládat všechny typy přirozených látek. Mineralizují naprodukovanou organickou hmotu a uvolňují tak nezbytné minerální živiny k novým koloběhům. Jejich význam v minerálních koloběžích a v toku energie ekosystémem je nezastupitelný (ÚLEHLOVÁ 1989).

Vegetace

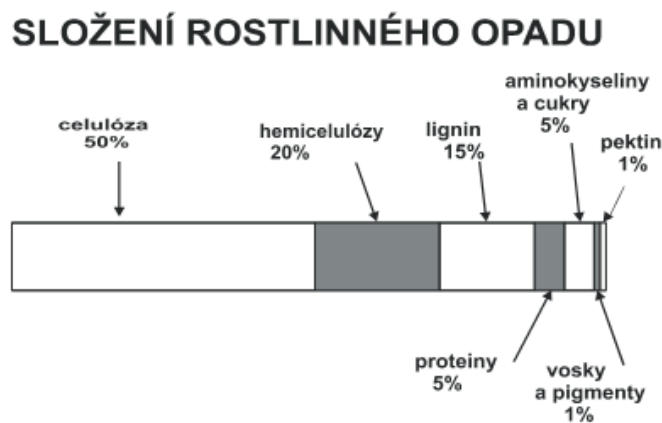
Vegetace ovlivňuje rozklad organické hmoty tím, že určuje množství organických látek, které vstupují do půdy, kvalitu a složení těchto látek, a nakonec i časové a prostorové rozložení vstupu organických látek do půdy. Vegetace ale také ovlivňuje mikroklimatické podmínky prostředí (především teplotu a vlhkost), odčerpává živiny a vodu z půdy nebo naopak vylučuje do půdy organické látky a tím nepřímo reguluje rozkladnou aktivitu půdních organismů (ŠANTRŮČKOVÁ 2001).

2.2.3 Chemické složení opadu

Rostlinné materiály obsahují asi 10% popele, mají široký poměr C/N. Minerální složení nadzemních částí rostlinných materiálů může velmi kolísat jednak podle edafických podmínek stanoviště, jednak v závislosti rostlinného druhu. V opadu ve srovnání s čerstvou rostlinou hmotou všech prvků ubývá, pouze obsah vápníku se zvyšuje. Rostlinný opad sestává ze šesti hlavních kategorií chemických látek: z celulózy, hemicelulózy, ligninu, dále z látek ve vodě rozpustných, tj. cukrů, aminokyselina alifatických kyselin, z látek rozpustných ve v éteru a alkoholu, jako jsou tuky, oleje, vosky, pryskyřice a celá řada pigmentů, a konečně z bílkovin (ÚLEHLOVÁ 1985).

Když se rostlinné zbytky po odumření dostanou do půdy, začnou je půdní organismy rychle rozkládat. V prvních dnech se rozkládají snadno rozložitelné cukry a aminokyseliny. Po několika dnech, kdy jsou tyto látky již rozloženy, se rozklad zpomalí a postupně, během několika měsíců, dochází k přeměně hůře rozložitelné celulózy a hemicelulóz. Nejpomaleji se rozkládá lignin a fenolické látky. K jejich rozkladu je obvykle potřeba několika let, ale mohou v půdě přetrvat i desítky let (ŠANTRŮČKOVÁ 2001).

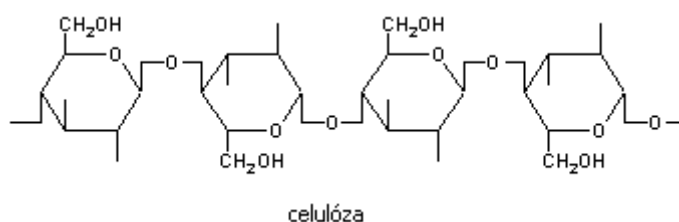
Obr. 2. Složení rostlinného opadu (ŠANTRŮČKOVÁ 2001).



Celulóza

Celulóza tvoří základní stavební látku buněčné stěny (KINCL 2006), a proto je v přírodě nejčastěji se vyskytujícím polysacharidem a vůbec nejhojnější organickou sloučeninou (PACÁK 1978). Zpravidla je doprovázena ligninem, hemicelulózou, pektiny, rostlinnými gumami, které zpevňují celulózová vlákna rostlinných pletiv. Poměrně v nejčistším stavu je obsažena v bavlníkových vlákenkách, která vytváří asi 95%. Čistá celulóza je amorfni látka složená z dlouhých polymerovaných řetězců glukózy, bez chuti a zápachu. Rozkládá se poměrně obtížně, až po řadě mezistupňů enzymatických štěpení (ÚLEHLOVÁ 1985). V organických rozpouštědlech je nerozpustná, rozpouští se po nabobtnání v amoniakálním roztoku hydroxidu měďnatého, v některých kvartérních bázích a koncentrovaných minerálních kyselinách (ŘEHOŘ 1968).

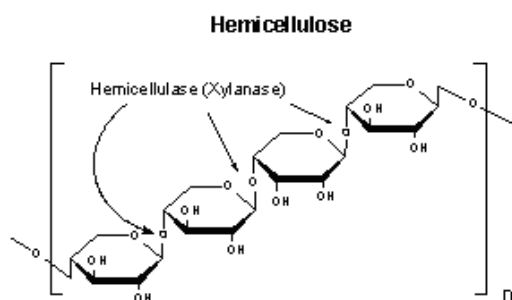
Obr. 3. Vzorec celulózy (ANONYMUS 2)



Hemicelulóza

Hemicelulóza je druhou největší složkou rostlinného opadu. Rozkládá se rychleji než celulóza (ÚLEHLOVÁ 1985). Hemicelulózy tvoří pestrou směs polysacharidů, které mají mnohem menší relativní molekulovou hmotnost než celulóza, protože obsahují jen 100 stavebních jednotek. Doprovázejí celulózu v rostlinných tkáních, především v buněčných stěnách (PACÁK 1978). Podle jednoduchých cukrů, na které se hydrolyzou rozpadají, dělíme hemicelulózy na pentosany, hexosany a polyuronové hemicelulózy. Blíže je označujeme podle cukerné složky jako mannany, galaktiny, arabany, xylany, arabogalaktany apod. (ŘEHOŘ 1968).

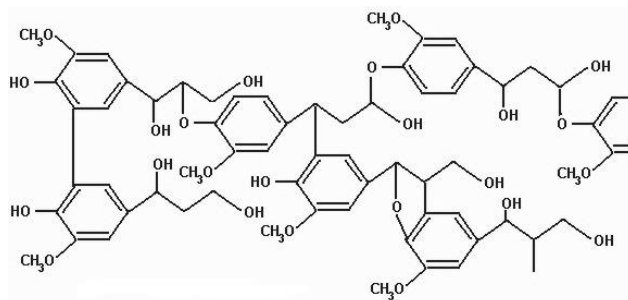
Obr. 4. Hemicelulóza (ANONYMUS 5)



Lignin

Lignin je z kvantitativního hlediska nejdůležitější organickou látkou. Lignin se vyskytuje v čerstvém rostlinném opadu v sekundární vrstvě buněčné stěny (ÚLEHLOVÁ 1985). Je významnou stavební rostlinnou sloučeninou, obecně rozšířenou v rostlinné říši od mechorostů výše. Teprve lignin umožnil rostlinám přechod z vody k životu na souši. U cévnatých rostlin se obecně vyskytuje v xylému. Syntéza ligninu začíná v xylému ve vzdálenosti několika málo buněčných vrstev od kambia směrem dovnitř (HESS 1983). Lignin impregnuje buněčnou stěnu a tím zvyšuje její mechanickou pevnost a současně i snižuje její propustnost. Často se vytváří jako ochrana rostliny při poranění nebo infekci (KINCL 2006).

Obr. 5. Některé z možných struktur ligninu (ANONYMUS 3)



2.3 Charakteristika studovaných typů mokřadů

2.3.1 Mokré louky u Třeboně

Mokré louky je tradiční název krajiny při východním okraji města Třeboně. Tato oblast je tvořena převážně jen kultivovanými rašeliništi, slatiništi a vrbinami na vrstvě humolitu až několik metrů mocné. V obvodu jižního zálivu Rožmberka vystupují k povrchu kvartérní usazeniny různorodých litologických vlastností. Přimo při břehu rybníka je větší areál vátných písků. V úzkém pruhu podél Zlaté stoky jsou položeny soliflukční hlíny. Oblast Mokřých luk má v podloží humolitů převážně čtvrtohorní fluvialní písky, ale hlouběji jsou uloženy nepropustné jíly.

Třeboňskou pánev odvodňuje řeka Lužnice a částečně Nežárka, veškerý hydrologický režim rybníků je vázán na umělý systém stok, čerpající většinou vodu z těchto řek a částečně z přítoků odvodňující lesní komplexy. Pro hydrologické poměry jsou důležité i významné poklesy hladiny podzemní vody na konci jara, v časném létě a při vypuštění rybníka (JENÍK 1983, BUREŠ A KOL. 1996).

2.3.2 Záblatské louky

Západní část rybníka Záblatský je přilehlý komplex podmáčených luk, 1 km jižně od obce Lhota u Dynína. Část rozsáhlého rašeliniště bylo z větší části zatopeno rybníkem Záblatský. Vodní plocha rybníka plynule přechází přes zblochanové a rákosové porosty v rozlehlé rašelinné, zpravidla jednosečné louky. V pestré mozaice různých biotopů našla útočiště řada ohrožených a chráněných druhů rostlin. Podloží tvoří světlé kaolinické pískovce až slepence a pestré bělošedé jílovce svrchnokřídového stáří reprezentují svrchní oddíl klikovského souvrství. Ty jsou překryty rozsáhlým holocenním ložiskem slatinné rašeliny o mocnosti několika metrů, přecházející do rybníka (ANONYMUS 4). Vodní režim rašeliniště závisí na výšce hladiny rybníka a zřejmě na existenci vývěrů podzemní vody. Směrem k výtopě rybníka se vyskytuje zonace nízkostébelných rašelinných společenstev, vysoké ostřicové a litorální rákosové a orobincové porosty (CHYTIL 1999).

3. Metodika

3.1 Princip stanovení rychlosti rozkladu rostlinného opadu metodou opadových sáčků (LITTER- BAGS)

Rychlost rozkladu opadu je studována metodou opadových sáčků již od začátku třicátých let 20. století. Podstatou metody je uzavření vybraného rostlinného materiálu do obalu ze síťoviny a následná expozice podmínkám prostředí na studovaném stanovišti. Tato metoda se záhy ujala a je dodnes široce používána pro studium průběhu rozkladu rostlinných zbytků v přirozených podmínkách (ÚLEHLOVÁ 1985, TESAŘOVÁ 1987).

Ze silonové sítě se připraví sáčky, jejich tvar a velikost závisí na účelu studia. Do opadových sáčků se pak rovnoměrně rozmístí rostlinný opad. Jeho množství by mělo odpovídat skutečnému množství opadu na studované ploše. Navážka sušiny se nejčastěji pohybuje mezi 2-10g opadu na jeden sáček. Na začátku pokusu se připraví velké množství sáčků s opadem, které se umístí na studované plochy. Rozmístění sáčků v porostu, intervaly mezi odběry a délka jejich expozice závisí opět na účelu studia. V počátečních 3-10 měsících uložení je rozklad nejintenzivnější, sáčky se proto odebírají častěji a s prodlužující se dobou můžeme intervaly mezi odběry prodlužovat. Z odebraných sáčků vybereme zbytky nerozloženého opadu, který použijeme k dalším analýzám. Intenzitu rozkladu rostlinného opadu vyjadřujeme buď v % původní hmotnosti, nebo počítáme rychlost rozkladu podle rovnice Wiegerta a Evanse (TESAŘOVÁ 1987).

Metodou opadových sáčků lze:

- studovat průběh rozkladu rostlinného opadu, popřípadě jeho chemické změny v čase
- srovnat rychlost rozkladu rostlinného opadu v různých prostředích ekosystému (různé hloubky, půdní povrch apod.)
- srovnat rychlost rozkladu opadu různých druhů rostlin nebo také různých částí téže rostliny (listy, stonky, kořeny)

- při použití sílonové sítě s různou velikostí ok lze rovněž odhadnout podíl mikroorganismů, mezo- a makrofauny na rozkladu rostlinného opadu (TESAŘOVÁ 1987).

Nevýhodou metody opadových sáčků je to, že nezaručuje stálou kontaktní plochu opadu s půdou, dále že vylučuje účast žížal a některých jiných skupin bezobratlých, kteří přemísťují celé listy nebo jejich fragmenty do půdy a rozmělnují je, na rozkladném procesu, a konečně že vylučuje působení větru na pohyb opadu (ÚLEHLOVÁ 1985).

3.2 Příprava opadových sáčků a jejich umístění v terénu

Přípravu opadových sáčků a instalaci vzorků do terénu prováděla Š. Kuncová. Pro přípravu vzorků byla použita biomasa ostřice štíhlé (*Carex acuta*), zblochanu vodního (*Glyceria maxima*) a chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*), která byla odebrána na studovaných lokalitách na podzim roku 2011. Pro startovní vzorky na lokalitě Mokřích luk byla odebrána ostřice dne 30. 9. 2011. Ostatní druhy (ostřice, zblochan, chrastice) byly odebrány 26. 10. 2011. Odběr startovních vzorků na Záblatských loukách byl uskutečněn 3. 11. 2011. Rostlinný materiál byl vysušen při pokojové teplotě navážen v rozmezí od 6,95-7,05 g a rovnoměrně rozprostřen do opadových sáčků. Sáčky byly zhotoveny z polyesterové síťoviny o rozměru ok 1 x 1 mm a celkové velikosti 25 x 15 cm. Po navážení byly sáčky zašity a připraveny k umístění do terénu.

Instalace opadových sáčků na Mokřích loukách proběhla dne 22. 5. 2012. Vzorky byly umístěny do čtyř mikrobloků okolo automatické meteorologické stanice. Na Záblatských loukách byly instalovány vzorky opadových sáčků dne 22. 5. 2012, a to do nekosené části lokality. Podobně jako na lokalitě Mokré louky i na Záblatských loukách byly vzorky rozmístěny do čtyř mikrobloků a označeny kůlky.

3.3 Odběr vzorků po expozici v terénu

Ve spolupráci se Š. Kuncovou jsem se v rámci své diplomové práce podílela na odběrech opadových sáčků po jednom roce expozice v květnu 2013. Odběr vzorků na Mokřých loukách se uskutečnil dne 20. 5. 2013. Při odběru bylo odebráno celkem 23 vzorků. Na Záblatských loukách proběhl odběr vzorků po prvním roce dekompozice dne 15. 5. 2013. Při odběru bylo odebráno celkem 24 vzorků.

3.4 Laboratorní příprava vzorků

Po expozici byly opadové sáčky vyjmuty z povrchu půdy a uskladněny v chladu, než se s nimi začalo pracovat. Ze sáčků se následně odstranily kořínky rostlin a nečistoty, které se do sáčku dostaly v průběhu rozkladu. Vyčištěné vzorky byly usušeny v sušárně při 85 °C do konstantní hmotnosti a uskladněny v papírových sáčcích pro další zpracování. Usušené vzorky byly před mletím přesušeny a následně namlety na planetovém kulovém mlýnu. Po namletí se vzorky přenesly do laboratoře pro chemické analýzy.

3.5 Chemické analýzy – frakcionace

Startovní vzorky tří nejběžněji se vyskytujících rostlinných druhů (ostřice štíhlá, zblochan vodní, chrastice rákosovitá) se analyzovaly vždy ve dvou laboratorních opakováních. Analyzované vzorky po jednom roce dekompozice zahrnovaly také tyto tři rostlinné druhy. Pro nedostatek materiálu byla však chemická analýza provedena jen v jednom opakování.

3.6.1 Extrakce nepolárních látek

Z homogenizovaného rostlinného materiálu vysušeného na vzduchu byl na analytických vahách navážen vzorek o hmotnosti 2 g a vložen do 50 ml centrifugační zkumavky Duran. Potom se do každé zkumavky v digestoři přidalo 20 ml dichlormethanu (CH_2Cl_2) a každý vzorek byl extrahován v ultrazvukové lázni se studenou vodou po dobu 60 min. Po skončení extrakce byl vzorek přefiltrován přes filtrační kelímek (ze slinutého skla č. 4), který byl předem vysušen v sušárně při teplotě 105°C , poté ponechán vychladnout v exikátoru a zvážen. Pevná frakce byla následně propláchnuta dichlormetanem. Propláchnutí bylo opakováno 3x za sebou dichlormetanem o celkovém objemu 25 ml, který se ke vzorku přidal postupně ve třech dílčích dávkách. Pevná frakce byla pak vysušena při 105°C do konstantní hmotnosti a sušina byla zvážena. Hmotnostní úbytek odpovídal obsahu nepolárních extrahovatelných látek (RYAN et al. 1990, WIEDER and STARR 1998).

3.6.2 Extrakce polárních látek

Vysušená a zvážená pevná frakce získaná v předchozím kroku byla zvážena a umístěna do 50 ml centrifugační zkumavky Duran. Do každé zkumavky bylo pak přidáno 20 ml horké (90°C) deionizované vody. Vzorek byl promíchán skleněnou tyčinkou a umístěn do ultrazvukové lázně na dobu 90 minut. Po expozici v ultrazvukové lázni se vzorek vakuově filtroval přes předem zvážený a vysušený filtrační kelímek ze slinutého skla č. 4. Pevná frakce se 3 x za sebou promyla teplou deionizovanou vodou (celkem 25 ml ve 3 dávkách, čili cca 10 ml, 10 ml, 5 ml). Poté se vzorek usušil při teplotě 105°C do konstantní hmotnosti a zvážil. Hmotnostní úbytek odpovídal obsahu látek extrahovatelných vodou (RYAN et al. 1990, WIEDER and STARR 1998).

3.6.3 Stanovení obsahu Klasonova ligninu

Vzorky po extrakci vodou se přesušily v sušárně při teplotě 105 °C. Množství 0,3 g (hmotnost stanovená po vysušení v sušárně) bylo pak naváženo do 50 ml centrifugační zkumavky Duran. Do každé zkumavky se přidaly 3 ml 72% H₂SO₄ a poté byl vzorek promíchán skleněnou tyčinkou. Každý vzorek byl vložen do ultrazvukové lázně na dobu 180 minut při pokojové teplotě (20-23°C). Vzorek byl vakuově filtrován přes předem zvážený a usušený filtrační kelímek ze slinutého skla č. 4. Zbytek se promyl deionizovanou vodou, usušil se při teplotě 105°C do konstantní hmotnosti a poté se zvážil. Hmotnostní úbytek odpovídal obsahu Klasonov ligninu (EHRMAN 1996, HEDGES and ERTEL 1982).

3.7 Statistické vyhodnocení

3.7.1 Princip použité metody

Pro vyhodnocení vlivu lokality, času a rostlinného druhu byla použita analýza variance (ANOVA). Při této metodě se používají tyto termíny:

- **Rozptyl (variance)** - je definován jako průměrná hodnota druhé mocniny (čtverce) odchylky od průměru. Je nejužívanější charakteristikou variability (LEPŠ 1996).
- **Směrodatná odchylka** - je definována jako druhá odmocnina z rozptylu (HANOUSEK A CHARAMZA 1992).
- **Interval spolehlivosti** - je interval, ve kterém s 95% pravděpodobností leží skutečná střední hodnota. Je důležité si uvědomit, že skutečná střední hodnota základního souboru není náhodná proměnná, ale pevná; náhodné proměnné jsou naše odhady této střední hodnoty: tj. výběrový průměr a meze konfidenčního intervalu (LEPŠ 1996).
- **Testovací kritérium F** - je kritérium používané k testování shody rozptylů. Jeho podstatou je porovnání rozptylů nezávislých náhodných výběrů (MELOUN a MILITKÝ 2004).

- **Hladina významnosti p** - je pravděpodobnost, že se zamítne nulová hypotéza, ačkoliv platí. Tato hladina odpovídá míře ochoty výzkumníka smířit se s výsledkem této chyby. Hladina se proto volí velmi malá. V této práci byla zvolená hladina významnosti $p = 0,05$ (HENDL 2004).
- **Medián** – je definován tak, že stejný počet pozorování leží pod mediánem jako nad mediánem (LEPŠ 1996).

3.7.2 Matematické a statistické zpracování dat

Data získaná v roce 2013 byla zpracována v programu Microsoft Excel. V programu byly zhotoveny grafické výstupy, tabulky, a spočteny průměry a směrodatné odchylky. Následně byla provedena třífaktorová analýza variance v programu Statistica 10 (Statsoft, USA). Zjištěné odhady střední hodnoty (výběrové průměry) byly mezi sebou porovnávány graficky pomocí intervalů spolehlivosti.

4. Výsledky

4.1 Zhodnocení variability výsledků vlivem laboratorního postupu

Pro zhodnocení variability dat způsobené laboratorním postupem byl stanoven rozdíl mezi hodnotami ve dvou laboratorních opakováních. Toto vyhodnocení bylo provedeno pouze pro „startovní vzorky“, které byly analyzovány ve dvou opakováních. Rozdíly mezi opakováními u jednotlivých extrakcí jsou shrnuty v příloze č. 1 a, b. Na lokalitách Mokřých a Zábřatských luk byl u extrakcí vodou a dichlormethanem rozdíl mezi dvěma příslušnými hodnotami laboratorních opakování v průměru menší než 1%. Z toho vyplývá, že hodnoty zjištěné v těchto extrakcích jsou spolehlivé. Naproti tomu rozdíly mezi hodnotami po extrakci H_2SO_4 se pohybovaly v rozmezí -38,8 až 6,52%. Takový rozptyl hodnot svědčí o malé spolehlivosti zvolené metody. Proto výsledky extrakce H_2SO_4 již dále nejsou interpretovány.

4.2 Porovnání kvality rostlinného materiálu na počátku pokusu

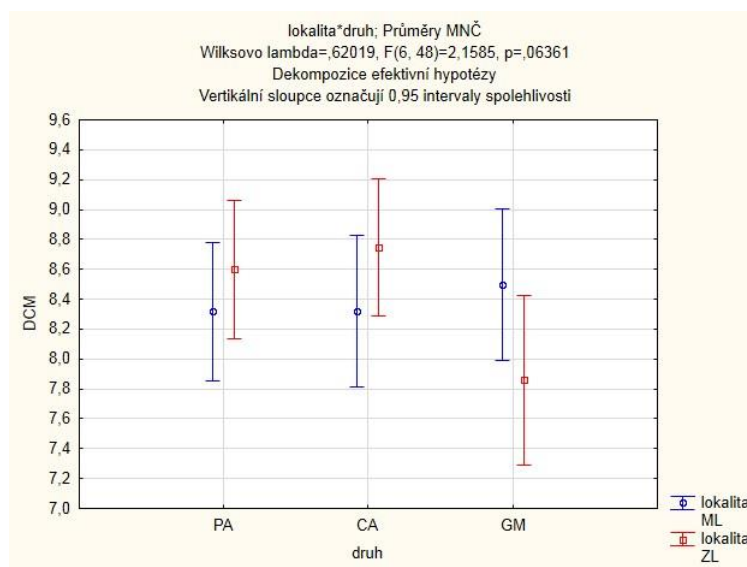
Podkladová data pro statistické vyhodnocení jsou uvedena v příloze č. 2. Analýza variance neprokázala statistický vliv lokality ani rostlinného druhu na kvalitu rostlinného materiálu, určenou relativním podílem frakcí extrahovatelných zvolenými rozpouštědly. To znamená, že kvalita rostlinného materiálu mezi jednotlivými druhy se nelišila. (Tab. č. 1, obr. 6 - 8). Výjimkou byl pouze obsah látek extrahovatelných H_2SO_4 , ovšem je pravděpodobné, že výsledky této extrakce jsou zatíženy chybou způsobenou laboratorním postupem (viz též kap. 4.1)

Tab. č. 1: Vyhodnocení vlivu faktorů lokalita a rostlinný druh na hmotnost frakcí biomasy u startovních vzorků

Faktor	Stupně volnosti	DCM		H ₂ O		H ₂ SO ₄	
		F	p	F	p	F	p
Lokalita	1	0,01	0,91	0,40	0,53	8,88	0,01
Druh	2	1,11	0,34	1,07	0,36	2,54	0,10
Lokalita *Druh	2	2,64	0,09	0,77	0,47	3,02	0,07

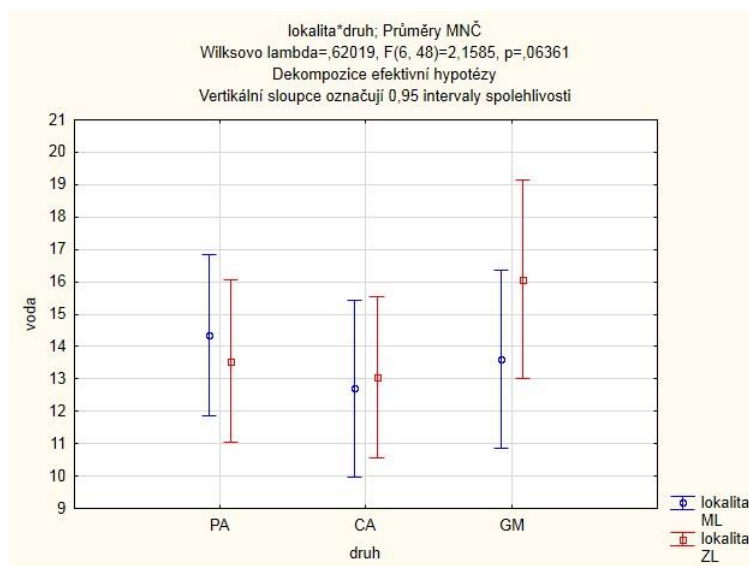
Zkratky použité v tabulce: **F** - testovací kritérium, **p** - hladina významnosti, **DCM** - obsah látek extrahovatelných dichlormethanem, **H₂O** - obsah látek extrahovatelných vodou, **H₂SO₄** - obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou, **x** - chybějící data.

Obr. č. 6: Vyhodnocení startovních vzorků po extrakci dichlormethanem



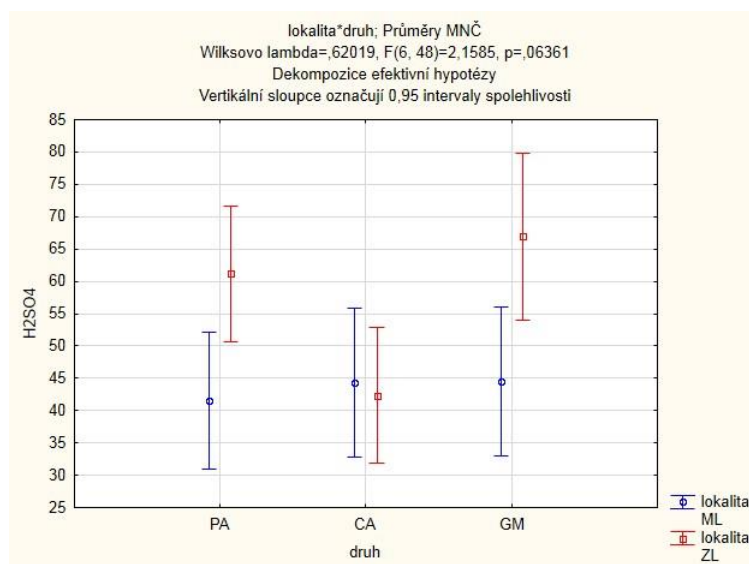
Zkratky použité v obrázku: rostlinný materiál **PA** - chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **DCM** – obsah látek extrahovatelných dichlormethanem (%).

Obr. č. 7: Vyhodnocení startovních vzorků po extrakci vodou



Zkratky použité v obrázku: rostlinný materiál **PA** - chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*).

Obr. č. 8: Vyhodnocení startovních vzorků po extrakci kyselinou sírovou



Zkratky použité v obrázku: rostlinný materiál **PA** - chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **H₂SO₄** - kyselina sírová.

4.3 Zhodnocení rozdílů v kvalitě rostlinného materiálu vlivem dekompozice

V tabulkách č. 2 a č. 4 je znázorněn průměrný úbytek hmotnosti po extrakci dichlormethanem, vodou, a kyselinou sírovou v (%).

4.3.1 Srovnání kvality rostlinného materiálu na Mokřých loukách

Průměrný obsah látek extrahovatelných dichlormethanem byl velmi podobný u všech druhů na počátku pokusu a činil přibližně 8%. Také obsah látek extrahovatelných vodou byl u všech druhů podobný a tvořil 12-14%. Obsah látek extrahovatelných H₂SO₄ byl velmi variabilní, zejména v rámci jednotlivých druhů. Průměrné hodnoty se pohybovaly v rozsahu 35-42% (tab. č. 2).

Po jednom roce expozice v terénu byl průměrný obsah látek extrahovatelných dichlormethanem u všech rostlinných druhů velmi podobný a činil přibližně kolem 6%. Obsah látek extrahovatelných vodou byl u všech druhů podobný a tvořil 6-9%. Obsah látek extrahovatelných H₂SO₄ byl velmi proměnlivý, průměrné hodnoty se pohybovaly v rozsahu 27-32% (tab. č. 2).

Data použitá pro stanovení úbytku hmotnosti biomasy vlivem rozkladu jsou uvedena v příloze č. 3. Z tabulky č. 3 je zřejmé, že intenzita rozkladu u jednotlivých druhů nebyla stejná. Byl zjištěn rozdíl v úbytku hmotnosti mezi druhy. Nejlépe se rozkládal zblochan vodní (*Glyceria maxima*) a chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). Nejhůře se rozkládala ostřice štíhlá (*Carex acuta*).

Tab. č. 2: Úbytek hmotnosti po extrakcích na Mokrých loukách

Druh	Čas	Úbytek hmotnosti po extrakci DCM (%)		Úbytek hmotnosti po extrakci H ₂ O (%)		Úbytek hmotnosti po extrakci H ₂ SO ₄ (%)	
		Průměr	SD	Průměr	SD	Průměr	SD
PA	0	8,32	0,32	14,35	3,28	41,54	14,58
CA	0	8,21	0,61	12,09	3,40	35,83	6,13
GM	0	8,62	0,66	13,02	0,39	35,68	21,81
PA	1	6,59	x	9,45	x	30,14	15,89
CA	1	6,61	0,69	7,41	0,12	32,59	2,28
GM	1	6,51	0,28	6,74	0,68	27,37	9,98

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál: **PA** - chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), čas - **0** startovní vzorky, **1** - vzorky po jednom roce dekompozice, **SD** - výběrová směrodatná odchylka, **H₂O** - obsah látek extrahovatelných vodou, **DCM** - obsah látek extrahovatelných dichlormethanem, **H₂SO₄** - obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou, **x** - chybějící data.

Tabulka č. 3 - Úbytek hmotnosti jednotlivých frakcí biomasy za jeden rok dekompozice na Mokrých loukách

Druh	Úbytek frakce DCM (g)	Průměr	SD	Úbytek frakce H ₂ O (g)	Průměr	SD	Úbytek frakce H ₂ SO ₄ (g)	Průměr	SD
CA	0,284	0,291	0,024	0,504	0,349	0,028	1,879	1,309	0,120
CA	0,271			x			x		
CA	0,318			0,543			2,049		
GM	0,412	0,412	0,008	0,595	0,595	0,008	3,122	3,125	0,033
GM	0,421			0,604			3,160		
GM	0,404			0,587			3,094		
PA	0,357	0,335	0,035	0,657	0,625	0,049	1,461	1,359	0,158
PA	0,296			0,568			1,178		
PA	0,353			0,650			1,442		

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál: **PA** - chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), čas - **0** startovní vzorky, **1** - vzorky po jednom roce dekompozice, **SD** - výběrová směrodatná odchylka, **H₂O** - obsah látek extrahovatelných vodou, **DCM** - obsah látek extrahovatelných dichlormethanem, **H₂SO₄** - obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou, **x** - chybějící data.

4.3.2 Srovnání kvality rostlinného materiálu na Zábalských loukách

Průměrný obsah látek extrahovatelných dichlormethanem byl velmi podobný u všech druhů na počátku pokusu a činil přibližně 8%. Také obsah látek extrahovatelných vodou byl u všech druhů podobný a tvořil 13-14%. Obsah látek extrahovatelných H₂SO₄ byl velmi proměnlivý. Průměrné hodnoty se pohybovaly v rozsahu 42-66% (tab. č. 2).

Po roce expozice v terénu byl průměrný obsah látek extrahovatelných dichlormethanem u všech rostlinných druhů velmi podobný a činil přibližně kolem 7%. Obsah látek extrahovatelných vodou byl u všech druhů podobný a tvořil 5-7%. Obsah látek extrahovatelných H₂SO₄ byl velmi variabilní, zejména mezi jednotlivými druhy. Průměrné hodnoty se pohybovaly v rozsahu 34-42% (tab. č. 2).

Tab. č. 4: Úbytek hmotnosti po extrakcích na Zábalských loukách

Druh	Čas	Úbytek hmotnosti po extrakci DCM (%)		Úbytek hmotnosti po extrakci H ₂ O (%)		Úbytek hmotnosti po extrakci H ₂ SO ₄ (%)	
		Průměr	SD	Průměr	SD	Průměr	SD
PA	0	8,60	0,48	13,55	1,56	61,18	2,99
CA	0	8,75	0,73	13,05	0,79	42,30	0,42
GM	0	7,86	0,25	14,92	3,91	66,98	0,37
PA	1	7,20	x	5,20	x	42,52	0,44
CA	1	7,97	0,28	5,53	1,16	36,68	7,47
GM	1	7,41	0,14	7,19	0,83	34,81	8,60

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál **PA** - chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), čas- **0** startovní vzorky, **1**- vzorky po dekompozici, **SD výběr** - vyjadřuje, jak se jednotlivé hodnoty liší od průměrné hodnoty, **DCM** - obsah látek extrahovatelných dichlormethanem, **H₂O** - obsah látek extrahovatelných vodou, **H₂SO₄** - obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou, **x**- chybějící data.

Data použitá pro stanovení úbytku hmotnosti jsou uvedena v příloze č. 4. Úbytek rostlinného materiálu během jednoho roku dekompozičního pokusu na lokalitě Záblatských luk se lišil mezi druhy. Z tabulky č. 5 je patrné, že nejlépe se rozkládal zblochan vodní (*Glyceria maxima*), následovala chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a nejhůře se rozkládala ostřice štíhlá (*Carex acuta*). Totéž pořadí platí jak pro extrakci dichlormetanem, tak pro extrakci vodou. Extrakce H₂SO₄ nebyla provedena.

Tabulka 5: Úbytek hmotnosti po dekompozici na Záblatských loukách

Druh	Úbytek frakce DCM (g)	Průměr	SD	Úbytek frakce H ₂ O (g)	Průměr	SD	Úbytek frakce H ₂ SO ₄ (g)	Průměr	SD
CA	0,238	0,208	0,027	0,609	0,585	0,020	2,691	X	X
CA	0,199			0,577			X		
CA	0,187			0,570			X		
GM	0,318	0,353	0,030	0,772	0,807	0,031	X	X	X
GM	0,370			0,821			X		
GM	0,372			0,828			X		
PA	0,263	0,293	0,042	0,656	0,677	0,030	X	X	X
PA	0,322			0,698			X		

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál **PA**- chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **DCM** - obsah látek extrahovatelných dichlormethanem, **H₂O** - obsah látek extrahovatelných vodou, **H₂SO₄** - obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou, x- chybějící data.

4.4 Vyhodnocení vlivu studovaných faktorů

Data použitá pro statistické vyhodnocení jsou uvedena v příloze č. 1 a, b. Faktor lokalita měla průkazný vliv na obsah látek extrahovatelných dichlormethanem a kyselinou sírovou. Faktor čas měl průkazný vliv na obsah látek všech tří frakcí (Tabulka č. 6).

Tab. č. 6: Statistické vyhodnocení vlivu lokality, rostlinného druhu a času (délky expozice v terénu). Statisticky průkazný vliv je vyznačen červeně.

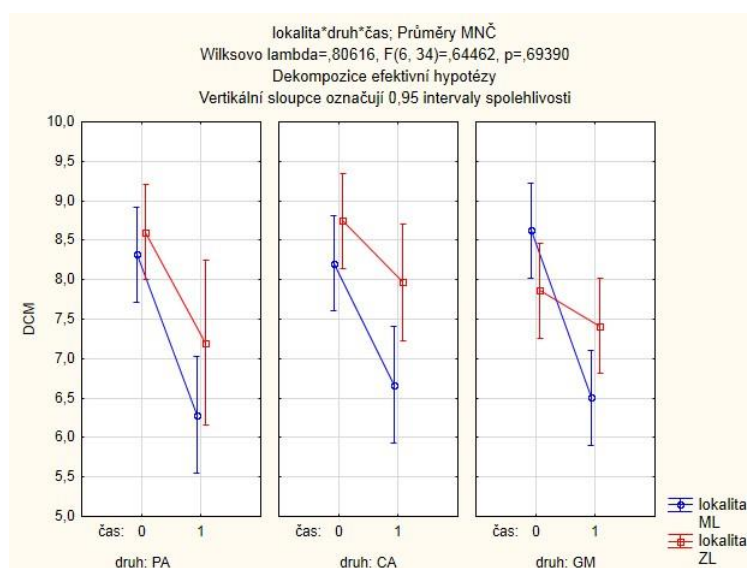
Faktor	Stupně volnosti	DCM		H ₂ O		H ₂ SO ₄	
		F	p	F	p	F	p
Lokalita	1	7,95	0,01	0	0,99	10,66	0,00
Druh	2	1,14	0,34	0,83	0,45	1,23	0,32
Čas	1	54,11	0,00	85,52	0,00	11,60	0,00
Lokalita*Druh	2	2,00	0,16	0,63	0,54	1,52	0,24
Lokalita*Čas	1	7,32	0,01	0,71	0,41	2,25	0,15
Druh*Čas	2	0,71	0,51	0,70	0,51	1,23	0,32
Lokalita*Druh*Čas	2	0,84	0,45	0,55	0,59	0,62	0,55

Zkratky použité v tabulce: **F** - testovací kritérium, **p** - hladina významnosti, **DCM** - obsah látek extrahovatelných dichlormethanem, **H₂O** - obsah látek extrahovatelných vodou, **H₂SO₄** - obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou, **x** - chybějící data.

4.4.1 Úbytek po extrakci dichlormethanem

Na Mokřých loukách byl zjištěn průkazný vliv času u všech rostlinných druhů (chrastice, ostřice, zblochan). Naproti tomu u žádného druhu ze Zábřatských luk nebyl průkazný rozdíl mezi vzorky na počátku a na konci pokusu.

Obr. č. 9: Úbytek po extrakci dichlormethanem (%)

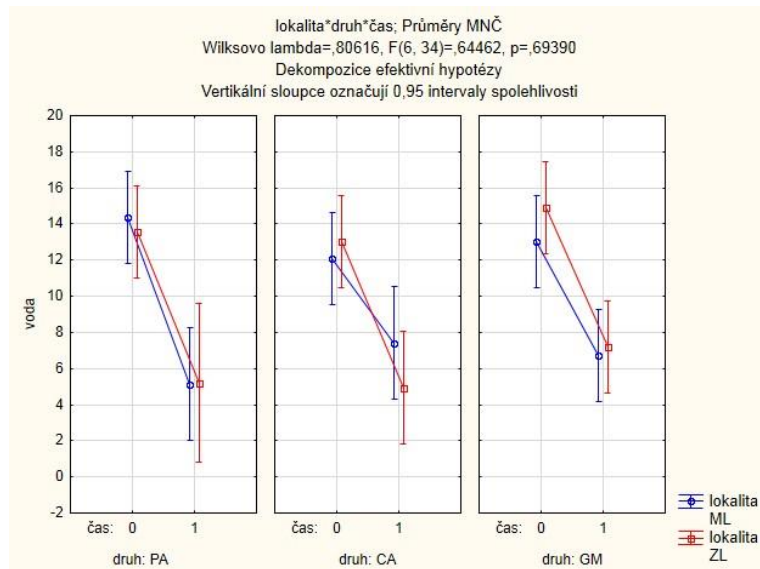


Zkratky použité v obrázku: rostlinný materiál **PA** - chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **DCM** – obsah látek extrahovatelných dichlormethanem (%).

4.4.2 Úbytek po extrakci vodou

Pro všechny druhy ze Zábřatských luk a pro chřastici rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) a zblochan vodní (*Glyceria maxima*) z Mokřých luk byl zjištěn průkazný rozdíl mezi vzorky na počátku a na konci pokusu.

Obr. č. 10: Úbytek po extrakci vodou (%)

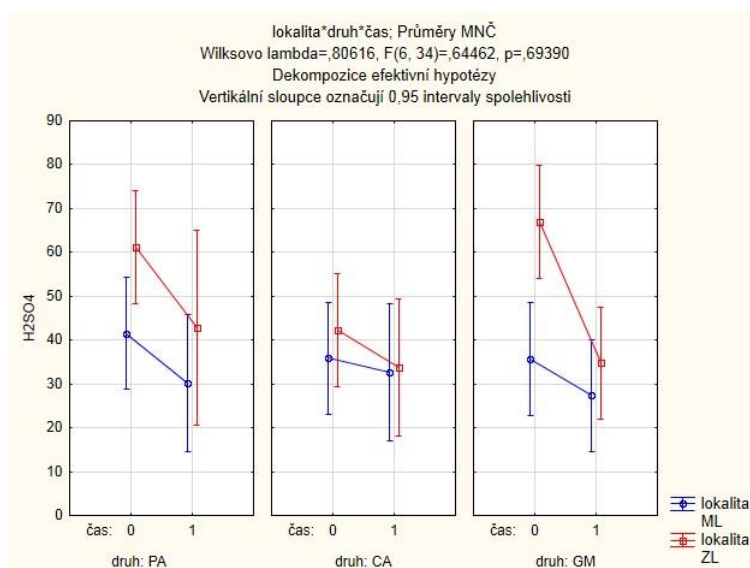


Zkratky použité v obrázku: rostlinný materiál **PA** - chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*).

4.4.3 Úbytek po extrakci kyselinou sírovou

Při srovnání vzorků na počátku a konci pokusu nebyl zjištěn průkazný rozdíl pro žádný ze zkoumaných druhů na Mokřých loukách, ani pro chrastici rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) a ostřici štíhlou (*Carex acuta*) na Záblatských loukách. Jediný průkazný rozdíl byl u zblochanu vodního (*Glyceria maxima*) ze Záblatských luk.

Obr. č. 11: Úbytek po extrakci kyselinou sírovou (%)



Zkratky použité v obrázku: rostlinný materiál **PA** - chrastici rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **H₂SO₄** – obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou (%).

5. Diskuse

5.1 Vhodnost zvoleného laboratorního postupu

Cílem frakcionace bylo zjistit obsah extrahovatelných látek na začátku pokusu a po roční expozici na zvolených mokřadních lokalitách. Jak již bylo uvedeno v popisu (kap. 3.6), všechny analýzy byly poměrně časově náročné, což je třeba zohlednit při plánování pokusů. Vybavení laboratoře je z hlediska analýz dostačující. V laboratorním postupu jsem provedla několik menších změn, aby mohlo být dosaženo co nejpřesnějších výsledků. Jedna ze změn se týkala filtrování. Na odsávací baňku byla nasazena zátka ze silikonu, díky níž filtrování mělo lepší efekt, a zároveň práce s kyselinou sírovou byla bezpečnější.

Při extrakci dichlormethanem a vodou laboratorní postup umožnil získat výsledky s dostačující přesností. Naproti tomu při extrakci kyselinou sírovou výsledky měly příliš velký rozptyl, který byl připsán laboratornímu postupu. Je možné, že příprava vzorku pro extrakci kyselinou sírovou nebyla ve všech případech provedena správně. Ukázalo se, že je důležité, aby vzorek na počátku extrakce byl dokonale rozmělněn. Dále se ukázalo, že doba extrakce kyselinou sírovou musí být u všech vzorků stejná, neboť rozklad kyselinou sírovou pokračoval i po třech hodinách expozice. Přesný postup extrakce kyselinou sírovou proto musí být ještě optimalizován.

5.2 Vliv kvality rozkládaného materiálu na rychlost dekompozice

Kvalita materiálu v této práci byla hodnocena jako obsah látek extrahovatelných různými rozpouštědly. Při extrakci DCM se dostávají do roztoku látky nepolární, tj. rozpustné v tucích, jako např. vosky, membránové lipidy a plastidové pigmenty. Při extrakci vodou se dostávají do roztoku polární látky jako oligosacharidy, aminokyseliny a organické kyseliny. Při extrakci H_2SO_4 se očekávala hydrolýza látek ligninové povahy a jejich převedení do roztoku.

Předpokladem práce bylo, že obsah těchto tří chemických frakcí se bude lišit mezi studovanými druhy a že obsah snadno extrahovatelného materiálu bude ve vztahu k rychlosti dekompozice. Po vyhodnocení analýz se potvrdil předpoklad rozdílu v úbytku rostlinného materiálu mezi druhy po jednotlivých frakcích. Úbytek rostlinného materiálu po roce dekompozice je způsoben rozkladem lehce dostupných organických látek. V tab. 3 a 5 byla zjištěna největší rychlost dekompozice u zblochanu vodního (*Glyceria maxima*). Naopak u druhu ostřice štíhlé (*Carex acuta*) probíhala rychlost dekompozice nejpomaleji. Toto zjištění se týká obou zkoumaných lokalit.

Při srovnání procentických obsahů zkoumaných frakcí (tab. 2 a 4) z obou lokalit je z nejvýraznější změnou obsah látek extrahovatelných vodou. V této frakci se lišil úbytek mezi jednotlivými rostlinnými druhy. Nejvyšší úbytek látek extrahovatelných vodou měl zblochan vodní (*Glyceria maxima*), poté chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a nejnižší úbytek byl zaznamenán u ostřice štíhlé (*Carex acuta*). Úbytek látek v této frakci se snížil o jednu třetinu. U extrakce dichlormethanem se obsah látek nesnížil tak značným způsobem.

5.3 Porovnání s výsledky jiných autorů

Straková (2010) prováděla výzkum rychlosti dekompozice ve středním Finsku stejnou metodou. Zkoumala úbytek hmotnosti u různých rostlinných druhů na třech místech, která představují typické příklady boreálních mokřadů s různým charakterem vodního režimu a rozdílnými trofickými úrovněmi. Rašeliniště s třemi trofickými úrovněmi se rozdělují na **ombrotrofní** (vrchoviště - vytvářejí charakteristické rašelinné útvary vystupující nad okolní terén, živiny přijímají pouze ve srážkové vodě) **minerotrofní oligotrofní** (slatiniště přijímající povrchovou vodu, která již prošla minerální půdou, a proto obsahuje určité malé množství minerálních živin, a **mezotrofní** (zásobená povrchovou vodou se středním obsahem minerálních živin). Jelikož výsledky Strakové pocházely z oblasti boreálních rašelinišť a moje zejména z podmáčených slatinných luk mírného pásu, výsledky studia dekompozice mohou být rozdílné. Na výsledky totiž působí různé faktory jako např.

klimatické podmínky, půdní faktory dané geografické oblasti a studovaných lokalit.

Z výsledků Strakové je patrné, že hodnoty v jednotlivých frakcích se mezi sebou lišily. Celkově vyšší úbytky rostlinného materiálu byly zjištěny po extrakci vodou a kyselinou sírovou. Podobně jako Straková byl poměr úbytku rostlinného materiálu po extrakci vodou ve vztahu k obsahu látek extrahovatelných dichlormethanem velmi podobný.

Tab. č. 7 – Kvalita opadu různých rostlinných druhů na rašeliništích

Druh	DCM (g)	H ₂ O (g)	H ₂ SO ₄ (g)
CR	0,038	0,161	0,234
CL	0,031	0,111	0,287
EV	0,025	0,129	0,278
PN	0,142	0,184	0,227

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál **CR** - Ostřice zobánkatá (*Carex rostrata*) **CL** - Ostřice plstnatoplodá (*Carex lasiocarpa*), **EV** Suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*), **PN** - Borovice lesní (*Pinus sylvestris*), **DCM** - obsah látek extrahovatelných dichlormethanem, **H₂O** - obsah látek extrahovatelných vodou, **H₂SO₄** - obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou.

Podle Kuncové (2012) byl roční procentický úbytek sušiny na lokalitách Mokřých a Záblatských luk u jednotlivých druhů rozdílný. Rozdíly v hmotnostním úbytku sušiny mezi druhy po jednom roce rozkladu byly dále upřesněny výsledky této práce. Bylo zjištěno, že nejlépe se rozkládal zblochan vodní (*Glyceria maxima*) a chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). Nejhůře se rozkládala ostřice štíhlá (*Carex acuta*).

Tab. 8. Roční procentický úbytek sušiny opadu na studovaných lokalitách. Hodnoty udávají medián z 5 opakování.

	CA	GM	PA
ML	16,8	43,9	31,6
ZL	14,1	54,0	31,8

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál **PA** - chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **ML** - Mokré louky, **ZL** - Záblatské louky.

6. Závěr

Pro vyhodnocení úbytku hmotnosti biomasy byla provedena chemická frakcionace rostlinného materiálu. Startovní vzorky rostlinného materiálu a vzorky téhož materiálu po jednom roce dekompozice na stanovišti pocházely z lokalit Mokrých a Záblatských luk v Třeboňské pánvi. V práci jsou zhodnoceny obsahy látek po třech extrakcích, tedy obsah látek extrahovatelných různými rozpouštědly, nejprve extrakcí dichlormethanem, dále vodou a nakonec kyselinou sírovou.

Nejvýznamnější změna během prvního roku dekompozice byla zjištěna v obsahu látek extrahovatelných vodou. V této frakci činil úbytek hmotnosti jednu třetinu a lišil se mezi jednotlivými rostlinnými druhy.

Největší rychlost dekompozice byla zjištěna u zblochanu vodního (*Glyceria maxima*), pak u chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*). U druhu ostřice štíhlé (*Carex acuta*) probíhala rychlost dekompozice nejpomaleji. Toto zjištění se týkalo obou zkoumaných lokalit.

Výsledky práce ukazují, že je nutno upřesnit metodu stanovení Klasonova ligninu extrakcí kyselinou sírovou.

7. Seznam literatury

ANONYMUS 1: [on- line]. Dostupné na internetu:

http://www.mzp.cz/cz/ramsarska_umluva_o_mokradech . Staženo dne 14. 1. 2014.

ANONYMUS 2: [on- line]. Dostupné na internetu:

<http://www.biopedia.sk/?cat=biokutik&file=sacharidy&page=2>. Staženo dne 10. 1. 2014

ANONYMUS 3: [on- line]. Dostupné na internetu: [http://www.biologie.uni-](http://www.biologie.uni-hamburg.de/b-online/library/knee/hcs300/biochem3.htm)

[hamburg.de/b-online/library/knee/hcs300/biochem3.htm](http://www.biologie.uni-hamburg.de/b-online/library/knee/hcs300/biochem3.htm). Staženo dne 10. 1. 2014

ANONYMUS 4: [on- line]. Dostupné na internetu:

<http://trebonsko.ochranaprirody.cz/maloplosna-zvlaste-ochranenauzemi/zablatske-louky-pr/http://www.biologie.uni-hamburg.de/b-online/library/knee/hcs300/biochem3.htm>. Staženo dne 18. 1. 2014

ANONYMUS 5: [on- line]. Dostupné na internetu: [www. bio.](http://www.bio.miami.edu/dana/226/226F07_3print.html)

[miami.edu/dana/226/226F07_3print.html](http://www.bio.miami.edu/dana/226/226F07_3print.html). Staženo dne 28. 1. 2014.

ANONYMUS 6: [on- line]. Dostupné na internetu:

<http://www.ochranaprirody.cz/mezinarodni-spoluprace/umluvy-a-strategicke-dokumenty/ramsarska-umluva/>. Staženo dne 8. 3. 2014

BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E.(1985): Travinná společenstva v Československu. In RYCHNOVSKÁ, M. (Ed.): Ekologie lučních porostů. Academia, Praha, s.62, 74.

BUREŠ, J., HÁTLE, M., JANDA, J. (1996): Chráněná krajinná oblast a biosférická rezervace Třeboňsko. In IUCN: Význam rybníků pro krajinu Střední Evropy. Trvale udržitelné využití rybníků v CHKO a BO Třeboňsko. České koordináční středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN. Gland, Švýcarsko a Cambridge Velká Británie, s. 23-38.

ČÍŽKOVÁ, H. (2006): Faktory ovlivňující dynamiku porostů rákosu obecného v kulturní krajině. [Habilitationní práce], České Budějovice, Fakulta zemědělská, Jihočeská univerzita, s. 53.

ČÍŽKOVÁ, H., ŠANTRŮČKOVÁ, H (2006): Procesy spojené s eutrofizací mokřadů. Živa 5/2006, s. 201-204.

- DVOŘÁK, J. (2004), Význam a průběh dekompozičních procesů v mokřadech. In KVĚT, J.; RAJCHARD, J. (Ed.) Ekologie mokřadů. Skripta BF, PF a ZF. Dostupné na internetu: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/04/04.htm. Staženo dne 23. 11. 2013.
- DVOŘÁKOVÁ, K. (2004): Ochrana mokřadů. In: KVĚT, J.; RAJCHARD, J. (Ed.), Ekologie mokřadů. Skripta BF, PF a ZF. Dostupné na internetu: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/13/13.htm. Staženo dne 23.11. 2013.
- EHRMAN, T. (1996): Determination of acid-soluble lignin in biomass. LAP-004 1-7.
- HANOUSEK, J., CHARAMZA, P. (1992): Moderní metody zpracování dat – Matematická statistika pro každého, Garda a.s. ve spolupráci s Computer Equipment, Praha. s. 210.
- HEDGES, JH., ERTEL, JH. (1982): Characterization of lignin by capillary chromatography of cupric oxide oxidation products. Anal Chem 54:174-178.
- HENDL, J. (2004): Přehled statistických metod zpracování dat. Portál s.r.o., Praha Fyziologie rostlin, Academia, Praha, s. 583.
- CHYTL J.; HAKROVÁ P.; HUDEC K.; HUSÁK Š.; JANDOVÁ J.; PELLANTOVÁJ.(1999): Mokřady České republiky – přehled vodních a mokřadních lokalit ČR., - Český ramsarský výbor, Mikulov, s. 68 – 70.
- JENÍK, J., (1983): Mokré louky u Třeboně: modelová lokalita biosférického fondu. In: JENÍK, J., KVĚT, J. (Ed.), Studie zaplavovaných ekosystémů u Třeboně, ČSAV, Praha, s. 9-18,127.
- KENDER, J. (2000): Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny, Ministerstvo životního prostředí, Praha, s. 60-65.
- KINCL, M., KRPEŠ, V.(2006): Základy fyziologie rostlin, Tiskárna Baloušek, Ostrava, s. 220.
- KUNCOVÁ, Š., ČÍŽKOVÁ, H. (2012): Příspěvek ke studiu uhlíkové bilance na vybraných typech mokřadních stanovišť. In: VYMAZAL, J., KROPFELOVÁ, L., CRAFT, CH B. (eds.): Ukládání uhlíku v rašeliništi a zadržování živin v nivách a mokřých loukách, projekt AMVIS ME09023, s. 38.
- LEPŠ, J. (1996): Biostatistika, Jihočeská univerzita Biologická fakulta, České Budějovice, s. 166.

- MELOUN, M., MILITKÝ, J. (2004): Statistická analýza experimentálních dat, Academia, Praha, s. 953.
- MITSCHEW, W. J., GOSSSELINK, J. G. (2000): Wetlands. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold, New York, s. 920.
- MOLDAN, B. (1983): Koloběh hmoty v přírodě. Academia, Praha, s. 172.
- PACÁK, J. (1978): Stručné základy organické chemie, Nakladatelství technické literatury, Praha, s. 353,374-376.
- POKORNÝ, J. (2004): Úloha mokřadů v regulaci hydrologické bilance a biogeochemických cyklů v krajině. In: KVĚT, J.; RAJCHARD, J. (Ed.), Ekologie mokřadů. Skripta BF, PF a ZF. Dostupné na internetu: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/02/02.htm. Staženo dne 20. 11. 2013.
- POSPÍŠIL, F. (1980): Obsah a složení humusu v půdách v českých zemích, Academia, Praha, s. 89.
- RYAN, MG., MELILLO, JM., RICCA, A. (1990): A comparison of methods for determining proximate carbon fractions of forest litter. Can J For Res 20: s. 166-117
- ŘEHOŘ, J. a KOL. (1968): Organická chemie, Statní zemědělské nakladatelství, Praha, s. 454.
- SPITRZER, K., BUFKOVÁ, I. (2008): Šumavské rašeliniště. Vimperk: Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava s. 25, 99.
- ŠANTRŮČKOVÁ, H. (2001): Ekologie. BF JU a ÚPB AV ČR v Českých Budějovicích, s. 6 - 27.
- ŠANTRŮČKOVÁ, H. (2001): Ekologie půdy, České Budějovice, s. 29.
- STRAKOVÁ, P., ANTILA, J., SPETZ, P., KITUNEN, V., TAPANILA, T., LAIHO, R. (2010): Litter quality and its response to water level drawdown in boreal peatlands at plant species and community level. Plant soil 335, s. 501-520.
- STRAKOVÁ, P., NIEMI, R. M., FREEMAN, CH., PELTONIEMI, K., TOBERMAN, H., HEISKANEN, I., FRITZE, H. AND LAIHO, R. (2011): Litter type affects the activity of aerobic decomposers in a boreal peatland more than site nutrient and water table regres. Biogeosciences, 8, 2741-2755.
- STRAKOVÁ, P., PENTTILÄ, T., LAINE, J. AND LAIHO, R. (2012): Disentangling direct and indirect effects of water table drawdown on above-and below ground

- plant litter decomposition: consequences for accumulation of organic matter in boreal peatlands. *Global Change Biology*, 18, 322-335.
- TESAŘOVÁ M. (1987): Stanovení rychlosti rozkladu rostlinného opadu metodou sáčků (LITTER- BAGS). In: RYCHNOVSKÁ, M. (Ed.): *Metody studia travinných ekosystémů*. Academia, Praha, s. 187.
- ÚLEHLOVÁ, B. (1985): Rozkladači a rozkladné procesy v travinných ekosystémech. In RYCHNOVSKÁ, M. (Ed.): *Ekologie lučních porostů*. Academia, Praha, s. 182-187.
- ÚLEHLOVÁ, B.(1989): Rozklad biomasy. In DYKYJOVÁ, D. (Ed.): *Metody studia ekosystémů*. Academia, Praha, 1989, s. 523 - 554.
- VYMAZAL, J., DUŠEK, J. (2004): Využití mokřadů k ochraně kvality vody. In: KVĚT, J.; RAJCHARD, J. (Ed.), *Ekologie mokřadů*. Skripta BF, PF a ZF. Dostupné na internetu: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/12/12.htm. Staženo dne 22. 11. 2013.
- VYMAZAL, J. (2004): Chemismus a biogeochemické cykly v mokřadech. In: KVĚT, J.; RAJCHARD, J. (Ed.), *Ekologie mokřadů*. Skripta BF, PF a ZF. Dostupné na internetu: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/03/03.htm. Staženo dne 14. 1. 2014.
- WIEDER, RK., STARR, ST. (1998): Quantitative determination of organic fractions in highly organic, Sphagnum peat soils, *Commun Soil Sci Plant Anal* 29: s. 847-857.

8. Přílohy

Příloha č. 1a: Podkladová data pro statistické vyhodnocení vlivu lokality a rostlinného druhu na složení rostlinného materiálu na počátku pokusu na lokalitě Mokré louky u Třeboně

Druh	Lokalita	Opak. lab.	DCM	Rozdíl	H ₂ O	Rozdíl 2	H ₂ SO ₄	Rozdíl 3
PA	ML	1	7,65	0,68	10,97	0,55	14,81	28,69
PA	ML	2	8,32		11,51		43,5	
PA	ML	1	8,89	- 0,52	16,57	2,42	30,37	14,98
PA	ML	2	8,37		18,99		45,35	
PA	ML	1	8,27	0,12	14,28	- 0,50	55,7	3,82
PA	ML	2	8,39		13,78		59,52	
CA	ML	1	8,51	0,63	20,9	-10,06	24,94	21,40
CA	ML	2	9,14		10,84		46,35	
CA	ML	1	8,13	0,13	10,62	1,00	33,47	17,15
CA	ML	2	8,25		11,61		50,62	
CA	ML	1	7,62	- 0,03	9,01	0,53	x	73,08
CA	ML	2	7,59		9,54		66,32	
GM	ML	1	7,96	0,00	13,18	- 0,01	35,06	30,82
GM	ML	2	7,96		13,17		65,88	
GM	ML	1	9,31	- 0,09	13,53	- 0,46	42,85	6,18
GM	ML	2	9,22		13,07		49,04	
GM	ML	1	8,04	1,20	15,05	- 4,97	29,66	-38,05
GM	ML	2	9,25		10,08		x	

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál: **PA** - chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **DCM** - obsah látek po extrakci dichlormethanem (%), **H₂O** - obsah látek po extrakci vodou (%), **H₂SO₄** - obsah látek po extrakci kyselinou sírovou (%), **x**- chybějící data.

Příloha č. 1b: Podkladová data pro statistické vyhodnocení vlivu lokality a rostlinného druhu na složení rostlinného materiálu na počátku pokusu na lokalitě Záblatské louky

Druh	Lokalita	Opak. lab.	DCM	Rozdíl	H ₂ O	Rozdíl 2	H ₂ SO ₄	Rozdíl 3
PA	ZL	1	7,85	-0,28	11,48	-6,54	56,01	5,91
PA	ZL	2	8,37		12,01		61,92	
PA	ZL	1	9,18	-0,21	14,88	-0,98	56,73	6,52
PA	ZL	2	8,97		13,9		63,25	
PA	ZL	1	8,76	0,52	17,78	0,52	84	-38,83
PA	ZL	2	8,48		11,24		45,17	
CA	ZL	1	8,23	0,28	13,66	2,85	43,1	-2,43
CA	ZL	2	7,84		13,34		40,67	
CA	ZL	1	9,88	-0,78	11,24	1,79	39,27	6,03
CA	ZL	2	9,11		13,03		45,3	
CA	ZL	1	8,57	-0,38	12,09	-0,32	46,26	-7,07
CA	ZL	2	8,85		14,94		39,19	
GM	ZL	1	8,01	0,10	12,12	-0,25	66,84	x
GM	ZL	2	8,11		12,1		x	
GM	ZL	1	7,53	0,09	13,37	-0,01	67,4	x
GM	ZL	2	7,64		13,12		x	
GM	ZL	1	7,84	0,22	17,08	4,60	64,65	4,11
GM	ZL	2	8,06		21,69		68,76	

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál: **PA** - chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **DCM** - obsah látek po extrakci dichlormethanem (%), **H₂O** - obsah látek po extrakci vodou (%), **H₂SO₄** - obsah látek po extrakci kyselinou sírovou (%), **x** - chybějící data.

Příloha č. 2: Podkladová data pro statistické vyhodnocení vlivu lokality, druhu a času (tj. doby odběru)

Druh	Lokalita	Opak. lab.	Čas (roky)	DCM	H ₂ O	H ₂ SO ₄
PA	ML	1	0	7,99	11,24	29,16
PA	ML	2	0	8,63	17,78	37,86
PA	ML	3	0	8,33	14,03	57,61
CA	ML	1	0	8,82	15,87	35,64
CA	ML	2	0	8,19	11,12	42,05
CA	ML	3	0	7,61	9,28	29,79
GM	ML	1	0	7,96	13,18	50,47
GM	ML	2	0	9,27	13,30	45,94
GM	ML	3	0	8,65	12,57	10,63
PA	ML	1	1	7,20	18,09	x
PA	ML	2	1	6,15	5,21	18,90
PA	ML	3	1	6,42	5,06	41,38
CA	ML	1	1	7,35	7,33	30,98
CA	ML	2	1	6,51	x	x
CA	ML	3	1	5,98	7,49	34,20
GM	ML	1	1	6,82	7,53	15,90
GM	ML	2	1	6,29	6,36	32,16
GM	ML	3	1	6,41	6,34	34,06
PA	ZL	1	0	8,11	11,75	58,97
PA	ZL	2	0	9,07	14,39	59,99
PA	ZL	3	0	8,62	14,51	64,58
CA	ZL	1	0	8,04	13,50	41,89
CA	ZL	2	0	9,49	12,13	42,29
CA	ZL	3	0	8,71	13,52	42,73
GM	ZL	1	0	8,06	12,11	66,84
GM	ZL	2	0	7,59	13,25	67,40
GM	ZL	3	0	7,95	19,39	66,70
PA	ZL	1	1	7,20	5,20	42,83
PA	ZL	2	1	x	x	42,20
CA	ZL	1	1	x	6,73	42,62
CA	ZL	2	1	7,77	5,43	39,13
CA	ZL	3	1	8,17	4,42	28,29
GM	ZL	1	1	7,26	7,58	25,42
GM	ZL	2	1	7,46	7,75	36,72
GM	ZL	3	1	7,52	6,23	42,29

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál: **PA** - chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), čas- **0** startovní vzorky, **1**- vzorky po dekompozici, **DCM** - obsah látek po extrakci dichlormethanem (%), **H₂O** - obsah látek po extrakci vodou (%), **H₂SO₄** - obsah látek po extrakci kyselinou sírovou (%), **x**- chybějící data.

Příloha č. 3: Data úbytku hmotnosti biomasy vlivem rozkladu. Hlavní pokus
dekompozice - Mokré louky

					Na počátku pokusu			Na konci pokusu		
Druh	Hmotnost před dekompozicí při laboratorní teplotě (g)	Hmotnost před dekompozicí při 85°C (g)	Hmotnost po dekompozici při 85°C (g)	Za dobu expozice (g)	DCM (g)	H ₂ O (g)	H ₂ SO ₄ (g)	DCM (g)	H ₂ O (g)	H ₂ SO ₄ (g)
CA	7,01	6,43	3,68	2,75	0,53	0,78	3,08	0,24	0,20	x
CA	6,99	6,41	3,85	2,56	0,53	0,77	3,07	0,25	x	x
CA	7,04	6,45	3,20	3,25	0,53	0,78	3,09	0,21	0,24	x
GM	6,99	6,46	2,22	4,24	0,56	0,74	3,73	0,14	0,29	x
GM	7,01	6,48	2,12	4,36	0,56	0,75	3,74	0,14	0,29	x
GM	7,03	6,49	2,40	4,09	0,56	0,75	3,75	0,16	0,28	x
PA	7,02	6,42	2,68	3,74	0,53	0,91	2,27	0,18	0,35	x
PA	7,02	6,42	3,62	2,80	0,53	0,91	2,27	0,24	0,26	x
PA	6,98	6,38	2,70	3,68	0,53	0,91	2,26	0,18	0,35	x

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál **PA** - chrostice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **DCM** – obsah látek extrahovatelných dichlormethanem, **H₂O** - obsah látek extrahovatelných vodou, **H₂SO₄** - obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou, **x** - chybějící data.

Příloha č. 4: Data úbytku hmotnosti biomasy vlivem rozkladu. Hlavní pokus
dekompozice – Záblatské louky

Druh	Hmotnost před dekompozicí na vzduchu (g)	Hmotnost před dekompozicí při 85°C (g)	Hmotnost po dekompozici při 85°C (g)	Za dobu expozice (g)	Na počátku pokusu			Na konci pokusu		
					DCM (g)	H ₂ O (g)	H ₂ SO ₄ (g)	DCM (g)	H ₂ O (g)	H ₂ SO ₄ (g)
CA	7,02	6,36	4,01	2,35	0,56	0,83	2,69	0,89	x	x
CA	6,96	6,31	4,45	1,86	0,55	0,82	2,67	0,99	x	x
CA	6,98	6,33	4,62	1,71	0,55	0,83	2,68	1,03	x	x
GM	6,99	6,47	2,70	3,77	0,52	0,97	4,34	0,20	0,27	x
GM	6,98	6,47	1,99	4,48	0,52	0,96	4,33	0,15	0,32	x
GM	7,05	6,53	2,04	4,49	0,52	0,97	4,37	0,15	0,32	x
PA	7,01	6,36	3,94	2,42	0,55	0,86	3,89	0,28	0,26	x
PA	7,00	6,35	3,11	3,24	0,55	0,86	3,88	0,22	0,34	x

Zkratky použité v tabulce: rostlinný materiál **PA** - chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), **CA** - ostřice štíhlá (*Carex acuta*), **GM** - zblochan vodní (*Glyceria maxima*), **DCM** – obsah látek extrahovatelných dichlormethanem, **H₂O** - obsah látek extrahovatelných vodou, **H₂SO₄** - obsah látek extrahovatelných kyselinou sírovou, **x** - chybějící data.

Příloha č. 5: Odběr vzorků po dekompozici z terénu



Foto: Š. Kuncová



Foto: Š. Kuncová

Příloha č. 6: Práce v laboratoři

Filtrace vzorku



Foto: Š. Kuncová

Vzorky uložené v exikátoru



Foto: Š. Kuncová

Vzorky po extrakci



Foto: Š. Kuncová