

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Specializace: Péče o krajinu

Katedra: Katedra biologických disciplín

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

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Vliv faktorů prostředí na rychlost dekompozice
celulózy ve vybraných mokřadech**

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

Konzultant diplomové práce: Ing. Štěpánka Kuncová

Autor: Bc. Marie Filipová

České Budějovice, duben 2014

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE (PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Marie FILIPOVÁ**
Osobní číslo: **Z12936**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Vliv faktorů prostředí na rychlost dekompozice celulózy ve vybraných mokřadech**
Zadávající 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 celulózy v půdním profilu vybraných mokřadů ve vztahu k teplotě a půdní vlhkosti

Postup:

1. Zpracování literárního přehledu poznatků získaných o dekompozici biomasy v mokřadních porostech.
2. Instalace půdních dataloggerů a sáčků s celulózou v půdním profilu vybraných mokřadů, odběry vzorků ve dvou termínech během roku 2013, stanovení rychlosti dekompozice jako úbytek bezpopelné sušiny.
3. Vyhodocení zjištěných rychlostí rozkladu celulózy ve vztahu k hodnotám teploty a vlhkosti.
4. 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

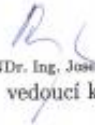
Katedra biologických disciplin

Datum zadání diplomové práce: 8. února 2013

Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2014


prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.
děkan

L.S.


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

V Českých Budějovicích dne 11. února 2013

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. 4. 2014

Podpis:

Poděkování:

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

Anotace

Tato diplomová práce je součástí projektu GA ČR P504/11/1151- Úloha rostlin v bilanci skleníkových plynů ostřicového slatiniště. V předkládané práci je srovnávána rychlost dekompozice standardního materiálu (celulózy) ve třech typech mokřadů, které se liší vodním režimem. Studie probíhala na dvou lokalitách marginálního mokřadu se stojatou vodou (Mokrý Louky u Třeboně, Zábělské louky), na dvou nivních lokalitách (Brouskův mlýn, Hamerské louky) a na dvou lokalitách rašelinišť (Červené blato těžené a netěžené). Intenzita rozkladných procesů byla zjišťována pomocí metody celulózových sáčků. Sáčky byly ušity ze silonové sítě, každý byl rozčleněn do pěti kapes a do každé kapsy byl vložen celulózový obdélník. Jako celulóza byl použit filtrační papír. Tyto sáčky byly umístěny svisle do půdního profilu tak, že svrchní vzorek ležel na povrchu půdy a nejspodnější byl v hloubce 25 cm pod povrchem. Na každé lokalitě byla náhodně vybrána čtyři místa, na něž bylo umístěno po čtyřech sáčcích s celulózou. Celkově bylo tedy instalováno 96 sáčků, což činí 480 celulózových vzorků. V rámci této práce jsou vyhodnoceny výsledky dvou pokusů v roce 2013. Z lokalit byly odebrány vzorky ve dvou termínech, po třech týdnech expozice (pokus č. 1) a po pěti týdnech expozice (pokus č. 2). Pro oba pokusy byl úbytek bezpopelné sušiny nejvyšší na Hamerských loukách. Nejnižší úbytek bezpopelné sušiny byl pak na Červeném blatu těženém. Při druhém pokusu byly úbytky bezpopelné sušiny výraznější, což bylo způsobeno delší expozicí. Celkové nejvyšší úbytky bezpopelné sušiny u všech lokalit byly v hloubkách 0 - 10 cm pod povrchem půdy.

Klíčová slova

mokřad, dekompozice, celulóza, půda, vlhkost

Abstract

This thesis is a part of the project No. P504/11/1151 of The Grant Agency of the Czech Republic, entitled The role of plants in the greenhouse gas budget of a sedge fen. In this thesis, the decomposition rate of a standard material (cellulose) is assessed for three types of wetlands, which differ in water regime. The study took place at two localities of marginal wetlands with standing water (Mokré louky near Třeboň, Zábłatské louky), two floodplain localities (Brouskův mlýn and Hamerské louky) and two peatbog localities (intact and mined parts of Červené blato, respectively). The intensity of decomposition processes was compared among the sites using the method of cellulose bags. The bags were made from nylon nets, each was divided into five pockets and a cellulose strip was inserted in each pocket. A filter paper was used as the cellulose. These bags were placed vertically into the soil profile so that the upper sample was lying on the surface and the lowest was at the depth of 25 cm below the surface. At each locality four places were randomly selected and four replicate bags with cellulose were placed on each of them. In total 96 bags were put in place, which makes 480 cellulose samples. Two experiments, differing in length of exposition, were carried out in 2013. The samples were taken from the field sites after three and five weeks of exposure (experiment No. 1 and 2, respectively). In both experiments, the decrease in ash-free dry matter was the highest at Hamerské louky. The lowest decrease in ash-free dry matter was in the mined part of Červené blato peatbog. In the second experiment the decrease of the ashless dry matter was more noticeable, which was caused by the prolonged exposure. The lowest decrease of ash-free dry matter was found in depths of 0 - 10 cm below the soil surface at all the sites.

Keywords

wetlands, decomposition, cellulose, soil moisture

Obsah

1 Úvod.....	10
2 Literární přehled.....	11
2.1 Definice mokřadů	11
2.1.1 Charakteristika mokřadních ekosystémů	12
2.1.2 Funkce mokřadů	13
2.1.3 Vlastnosti mokřadních půd	14
2.2 Definice dekompozice	16
2.2.1 Charakteristika procesu dekompozice	17
2.2.2 Úloha dekompozičních procesů v ekosystémech	19
2.3 Dekompozitoři.....	19
2.4 Závislost rychlosti dekompozice na vnějších faktorech.....	21
2.5 Závislost rychlosti (intenzity) dekompozice na složení rostlinného materiálu	21
3 Popis studovaných lokalit	24
3.1 Národní přírodní rezervace Brouskův Mlýn.....	24
3.2 Hamerské louky.....	25
3.3 Mokrý louky u Třeboně.....	26
3.4 Přírodní rezervace Záblatské louky	28
3.5 Přírodní rezervace Červené blato	29
4 Metodika	32
4.1 Princip použité metody.....	32
4.2 Příprava, instalace a odběry vzorků.....	32
4.3 Laboratorní rozbor.....	33
4.4 Statistické vyhodnocení.....	34
4.4.1 Princip použité metody	34
4.4.2 Statistické vyhodnocení vlastních dat.....	34
5 Výsledky	36
5.1 Trendy v rychlosti rozkladu	36
5.2 Statistické hodnocení vlivu lokality, hloubky a délky expozice na úbytek bezpopelné sušiny.....	37
5.3 Průkazné rozdíly mezi jednotlivými úrovněmi studovaných faktorů.....	38
6 Diskuse.....	40
6.1 Hlavní faktory zodpovědné za rozdíly v rychlosti dekompozice	40
6.1.1 Dostupnost vody	40

6.1.2 Dostupnost živin	40
6.2 Porovnání výsledků z různých lokalit	41
6.3 Porovnání výsledků s výsledky předchozího výzkumu.....	43
6.4 Porovnání výsledků s výsledky na jiných lokalitách.....	44
7 Závěr	46
8 Použitá literatura	47
9 Přílohy.....	52

1 Úvod

V současné době je v popředí zájmu studium mokřadů z hlediska koloběhu uhlíku. Dekompozice neboli rozklad organické hmoty je významnou součástí koloběhu uhlíku a dusíku. Rychlost dekompozice celulózy je závislá na půdní vlhkosti, teplotě, půdním typu, obsahu kyslíku v půdě nebo vodě, činnosti bakterií a mikroorganismů. Největší rychlosti dekompozice dosahuje při střídavém zavlhčování a vysychání. Když je stálé sucho, rozklad je limitován nedostatkem vody. Ve vodním prostředí může být rychlost rozkladu limitována dostupností kyslíku.

Tato diplomová práce je součástí projektu GA ČR P504/11/1151 - Úloha rostlin v bilanci skleníkových plynů ostřicového slatiniště. V předkládané práci, je srovnávána rychlost dekompozice celulózy v mokřadech s různým vodním režimem. Studie probíhala na dvou lokalitách marginálního mokřadu se stojatou vodou (Mokré Louky u Třeboně, Záblatské louky), na dvou nivních lokalitách (Brouskův mlýn, Hamerské louky) a na dvou lokalitách rašelinišť (Červené blato těžené a netěžené). Na lokalitách se provádí celá řada výzkumů, zabývajících se studiem z hlediska fauny, flóry, meteorologických a produkčně ekologických charakteristik.

Cílem mé diplomové práce je zhodnotit rychlost dekompozice celulózy v půdním profilu vybraných mokřadů ve vztahu k teplotě a půdní vlhkosti. Tematicky i metodicky tato práce navazuje na mou bakalářskou práci (Filipová, 2012). Dílčími cíly práce bylo:

- Zpracování literárního přehledu poznatků získaných o dekompozici biomasy v mokřadních porostech.
- Instalace půdních dataloggerů a sáčků s celulózou v půdním profilu vybraných mokřadů, odběry vzorků ve dvou termínech během roku 2013, stanovení rychlosti dekompozice jako úbytek bezpopelné sušiny.
- Vyhodnocení zjištěných rychlostí rozkladu celulózy ve vztahu k hodnotám teploty a vlhkosti.
- Porovnání vlastních výsledků s výsledky navazujícího výzkumu a s literárními údaji.

2 Literární přehled

2.1 Definice mokřadů

Mokřady jsou ekosystémy na přechodu mezi suchozemským a vodním prostředím, ve kterém se hladina vody vyskytuje na úrovni povrchu půdy či v jeho těsné blízkosti.

Podle definice Ramsarské úmluvy se mokřadem rozumí „území bažin, slatin, rašelinišť i území pokryta vodou, přirozená 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 6 m“. K mokřadům Ramsarské konvence zařadit také člověkem vytvořené mokřady jako rybníky, nádrže, zavlažovanou zemědělskou půdu, jezera vznikla těžbou šterkopísku, závlahová pole, vegetační čistírny a kanály (Anonymus, 2).

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 mělce 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).

Mitsch a Gosselink (1993) uvádí definici mokřadu, která by měla splňovat alespoň tři hlavní složky, což jsou (1) přítomnost vody, buď na povrchu, nebo uvnitř prokořeněné vrstvy půdy. Poté (2) jedinečné půdní podmínky odlišné od přilehlých, výše položených ploch a (3) mokřadní rostliny adaptované na vlhkost (tzv. hydrofyty), absence rostlin nesnášejících vlhkost.

Podobně Keddy (2000) definuje mokřad jako „...ekosystém, který vzniká, když v důsledku zaplavení vodou v půdě převáží anaerobní procesy, což vyvolá vznik adaptací živých organismů (rostlin) na zaplavení“. Z této definice vyplývá, že mokřady mají silně podmáčené půdy. Důsledkem specifických půdních vlastností se v mokřadech vyskytují společenstva živočichů a rostlin, která se nikde jinde neobjevují.

Dle Keddyho (2010) je mokřad 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 vzniklým anaerobním podmínkám) (Keddy, 2010).

2.1.1 Charakteristika mokřadních ekosystémů

V našich podmínkách k mokřadům řadíme rybníky a jejich litorál, mokré louky a prameniště, říční nivy včetně lužních lesů, rašeliniště, podmáčené smrčiny a umělé mokřady (Kender, 2000). Zabírají asi 6 % z celkové plochy souše na Zemi a nacházejí se na všech kontinentech a ve všech klimatických pásmech (Mitsch, Gosselink, 1993). V přírodě mají mokřady své nezastupitelné místo, protože jsou druhově bohatým ekosystémem, kde se vyskytují i kriticky ohrožené druhy živočichů a rostlin. Každý nepříznivý zásah do života mokřadů způsobuje nepravidelnost kolísání vodní hladiny nebo pokles povrchové i podzemní vody a může způsobit narušení nebo zánik mokřadů. Na místě původního typu mokřadu pak vzniká např. podmáčená louka s náletovými dřevinami. Úbytek mokřadních biotopů, znamená omezení nebo ztrátu životního prostoru pro živočišné i rostlinné druhy, které jsou na ně vázány (Kender, 2000).

Rostliny žijící v mokřadech se musí vyrovnat s nedostatkem kyslíku v půdním prostředí. U mnoha mokřadních rostlin nalézáme adaptace metabolické, které jim umožňují přežít bez adekvátního přísunu kyslíku tím, že energii potřebnou pro udržení existence získávají anaerobními fermentačními procesy. Metabolické adaptace samy o sobě však rostlině umožňují přežít bez kyslíku pouze po určitou omezenou dobu, tj. několik hodin až několik měsíců podle míry odolnosti daného druhu. Trvalé přežití a intenzivní růst umožňují adaptace anatomické, tj. diferenciací takových typů pletiv, jejichž funkce napomáhá dlouhodobému přežití v podmínkách bez kyslíku (Čížková, Šantrůčková, 2006).

Klasifikace mokřadů pro účely Ramsarské úmluvy rozlišuje pět hlavních typů mokřadů:

- marine (pobřežní mokřady včetně pobřežních lagun, skalnaté pobřeží a korálové útesy);
- ústí řek (včetně delty, přílivové močály a bažiny mangrové)
- jezerní (mokřady spojené s jezery)

- říční (mokřady podél řek a potoků)
- palustrine (jsou "bažinaté" - močály, bažiny a rašeliniště) (Anonymous, 2).

2.1.2 Funkce mokřadů

Mokřady slouží jako tzv. „ledviny krajiny“ díky svým funkcím v hydrologickém a biogeochemických cyklech (Mitch, Gosselink, 1993). Tvoří přechodovou zónu mezi terestrickým a vodním prostředím a význačně omezují transport materiálu do vodních těles. Díky své schopnosti filtrovat povrchovou vodu, která přes ně prochází, a upravovat její kvalitu se mokřady podílejí na ochraně povrchových a spodních vod před znečištěním (Votrubová a Soukup, 1999). 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 pouze v tenké vrstvě na povrchu půdy. A tato vrstva, v níž jsou kromě kyslíku také další prvky 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+}), má zásadní význam pro udržení funkce mokřadu (Čížková, Šantrůčková, 2006). Obecně platí, že v plně zaplaveném profilu je rychlost rozkladu menší než v provzdušněném, ale dostatečně vlhkém (Čížková, 2006).

Biogeochemické cykly v mokřadu jsou řízeny abiotickými a biotickými faktory. Spojují klima, hydrologii a geomorfologii jako podmínky zásadně určující funkci a strukturu mokřadů do tzv. hydrogeomorfologie. Biotické faktory jsou determinovány faktory abiotickými, přičemž biota svou přítomností a aktivitou zpětně ovlivňuje abiotické faktory. K biotickým faktorům řadíme např.: transpiraci, produktivitu, dekompozici, koloběh živin (Mitsch a Gosselink, 2000).

Při zaplavení půdy dochází pouze k částečnému rozkladu organické hmoty. Rozklad probíhá pomaleji než v provzdušněné půdě. Proto se v zaplavených půdách půdní organický uhlík často hromadí. Tak vznikaly biotopy rašelinišť a slatinišť, kde vrstva humolitu dosahuje až několika metrů. Tato zásoba organického uhlíku může i v současnosti za vhodných podmínek dále přirůstat, ale také se z ní uhlík může uvolňovat. Záleží na stavu vegetace, na jejím druhovém složení a také na půdních podmínkách, zvláště na zásobení vodou a živinami, bude-li docházet k přirůstání nebo uvolňování organického uhlíku (Čížková, 2006).

Růst rostlin a tvorba rostlinné hmoty jsou těsně spojeny s příjmem a výdejem minerálních živin. Zadržování živin v půdě a vegetaci se nazývá filtrační funkce nivy. Kořeny a nadzemní části lužní vegetace se účastní i půdotvorných procesů. Lužní porosty mají také funkci hydrologickou, jako každý porost s velkou nadzemní biomasou a odpařujícím povrchem, zvlhčují ovzduší a pomáhají vytvářet místní srážky (Květ, 1996). Mokřady se podílejí na stabilizaci, akumulaci uhlíku (CO₂) a jeho ukládání do biomasy, půdy a sedimentů, a tím mají dílčí podíl na ovlivnění klimatu. Organické zásobníky vzniklé v mokřadech mají v delším časovém odstupu význam i jako zdroj energie (Yuste a kol. 2003, Anonymus, 2).

Mokřady zadržují i živiny, zejména kationty, dusík a fosfor, dále těžké kovy, pesticidy a další polutanty. Mokřady jsou schopny tyto látky zachytávat jako filtr a chránit tak životní prostředí (Tlapák, 1994). Lužní porost má protierozní a zpevňující funkci. Působí zpomalení vodního toku a zvýšenou sedimentaci v době povodní. Kořeny travin zpevňují nivní půdu silněji než řidší kořeny dřevin (Květ, 1996).

Mokřady hrají významnou roli také při vyrovnávání klimatu. Tento ekosystém je nejdokonalejší klimatizací naší planety. Vyrovnává teplotní rozdíly mezi dnem a nocí, mezi jednotlivými sezónami i mezi jednotlivými oblastmi, a tím tlumí extrémy v počasí. Je tomu tak proto, že podporují malý uzavřený koloběh vody, při kterém voda vypařená na pevnině spadne v podobě srážek opět nad pevninským prostředím (Kravčík a kol., 2007).

2.1.3 Vlastnosti mokřadních půd

Vodní režim je hlavním faktorem, který způsobuje odlišnost půdy mokřadů od půd ostatních suchozemských ekosystémů. Primárním důsledkem zaplavení půdy je omezena výměna plynů mezi půdou a atmosférou (Čížková, 2006). Nadbytek vody mění fyzikální a chemické vlastnosti půdy (Vymazal, 2004). Hydrické půdy jsou půdy, které vznikly za podmínek nasycení, nebo zaplavení půdního profilu vodou nebo v průběhu vegetačního období došlo k rozvoji anaerobních podmínek v horní části půdního profilu (Lewis, 1995).

Zatímco v terestrických půdách je kyslík obsažen v převážné části půdního profilu, v zaplavených půdách se vyskytuje pouze v tenké vrstvě na povrchu půdy. V této povrchové vrstvě převládají aerobní organismy, které získávají energii aerobní respirací, spotřebovávají kyslík a oxidují cukry na oxid uhličitý (Čížková, 2006).

V hlubších vrstvách materiálu mohou nastat anaerobní podmínky s charakteristickým gradientem redox potenciálu (vyjádření míry schopnosti redox systému převést jednoho z reakčních partnerů do oxidovaného stavu). Za anaerobních podmínek dochází k redukci sloučenin uhlíku, dusíku, síry, železa a manganu. Oxidovaná povrchová vrstva dna tvoří účinnou "past" na železo a mangan a tedy i na fosfáty, komplexně vázané se železitými a mangančitými sloučeninami. Tento mechanismus omezuje transport těchto prvků přes povrchovou vrstvu dna a odnímá fosfor z vodní fáze (Dvořák, 2002).

V provzdušněných půdách 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 tzv. mineralizaci organické hmoty. V zaplavené půdě se kyslík rychle vyčerpá a aerobní organismy snižují a postupně zastavují svou aktivitu. Jsou nahrazovány anaerobními mikroorganismy, které při respiraci jako konečný akceptor elektronů místo kyslíku využívají oxidovaných forem dusíku, železa, síry a manganu v procesu tzv. anaerobní respirace. Vzniká tak opět oxid uhličitý a oxidované formy prvků se redukují na NH_4^+ , Fe^{2+} , S^0 nebo S^{2-} a Mn^{2+} . Tyto procesy anaerobní respirace, při kterých nevzniká mnoho meziproduktů rozkladu, mohou probíhat pouze tehdy, pokud do podpovrchových vrstev půdy pronikají z povrchové vrstvy oxidované formy N, Fe, S a Mn, nebo pokud mokřad periodicky vysychá, půda se zavzdušní a redukované formy prvků se zoxidují. Pokud ale spotřeba oxidovaných forem prvků převáží nad jejich přísunem, zpomalí se i procesy anaerobní respirace a ve společenstvech půdních organismů začínají převládat fermentační mikroorganismy, při kterých, je do prostředí kromě oxidu uhličitého vylučováno mnoho organických meziproduktů rozkladu, jako jsou organické kyseliny, alkoholy a ketony. Některé z těchto produktů mohou být i v malých koncentracích toxické pro rostliny. Převaha fermentačních pochodů způsobuje, že v zaplavené půdě se zpomaluje mineralizace organické hmoty. Proto jsou také mokřady obvykle bohatší na organickou hmotu než dobře provzdušněné půdy (Čížková, Šantrůčková, 2006).

Pokud spotřeba oxidovaných forem prvků převažuje nad jejich přísunem, v půdě začínají převládat fermentační společenstva. Mluvíme o anaerobním potravním řetězci. Získávají energii ve fermentačních procesech a mohou vylučovat mnoho organických meziproduktů (např. alkoholy, ketony, organické kyseliny). Tyto sloučeniny, které se v dobře provzdušněné půdě nevyskytují, mohou mít na rostliny

toxické účinky. Těmi jsou například krátké organické kyseliny jako mravenčí, máselná, octová, propionová, mléčná a další (Ponnamperuma, 1984). Faktory, které ovlivňují půdní strukturu, jsou: textura, obsah organického uhlíku, obsah jílových minerálů a složení výměnných iontů. Vedlejší faktory ovlivňující strukturu půdy jsou klima, biologické procesy, řízení a hloubka profilu (Kay, 1998).

Organické látky v půdě se z chemického hlediska skládají ze dvou frakcí: labilní a odolné. Složku labilní tvoří rychle se rozkládající rostlinné materiály. Většina z nich je uložena blízko povrchu půdy a rozkládá se v období několika měsíců. Frakce odolná se skládá z huminových látek. Ty zůstávají po dlouhou dobu v půdě a hromadí se hlouběji v půdním profilu (Schlesinger, 1997).

2.2 Definice dekompozice

Organická hmota je rozkládána heterotrofními procesy, které rozdělujeme na dva základní:

1. Mineralizace. Heterotrofní organizmy při ní využívají uhlík a biogenní prvky rozkládajícího se materiálu částečně na stavbu svých těl a částečně je uvolňují jako zplodiny svého metabolismu v minerálních jednoduchých formách k novým koloběhům.
2. Humifikace. Rostlinné zbytky jsou při ní řadou biochemických pochodů přestavovány na humus, který vytváří zásobu energie v půdě a podmiňuje půdní úrodnost (Úlehlová, 2009).

Novotná (2001) definuje dekompozici jako: „...rozpad a rozklad rostlinných i živočišných těl a materiálů, odumřelých všude v přírodě. Rozklad různých částí těl je různě rychlý, nejpomaleji se rozkládá celulóza (buničina, obaly rostlinných buněk). Rozklad opadanky a tvorba humusu (humifikace) je rychlá, rozklad humusu na minerální látky (mineralizace) je však velmi pomalý. Bez rozkladu by nebyl možný koloběh látek a ustala by produkce organické hmoty zelenými rostlinami“.

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). 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).

Úlehlová (1985) rozeznává stupně v průběhu rozkladu (1) rozvoj fytoplanní mikroflóry; (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 fenolických polymerů; (5) tvorba stálých organominerálních komplexů.

2.2.1 Charakteristika procesu dekompozice

Nejčastějším zdrojem pro rozkladné pochody jsou odumřelé části rostlin jako je stařina a opad (Úlehlová, 1985). Z odumřelého organického materiálu dochází k uvolňování živin pro další růst vegetace (Kovářová, 1984). Produktem dekompozice je tzv. detritus neboli všechny typy organické hmoty vzniklé z rozkladu rostlinných, živočišných a mikrobiálních materiálů (Úlehlová, 1985). Dekompozice je tedy mechanický rozklad mrtvé rostlinné hmoty, která je stále připojena k živému rostlinnému materiálu až do stádia humusu, ve kterém již není rozpoznatelný růst buněčné struktury (Kovářová, 1984).

Dekompozice má několik úrovní: (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).

Podle místa původu rozlišujeme dva typy detritu:

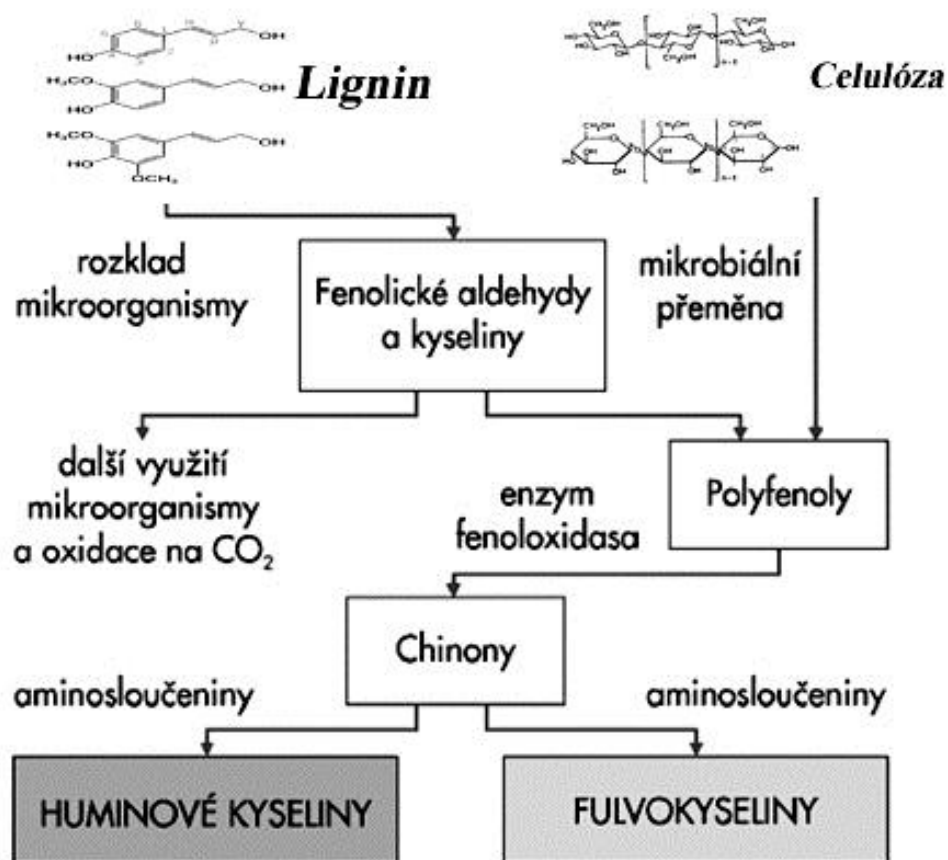
(1) Autochtonní detritus, který je vytvořený uvnitř mokřadního ekosystému (pochází převážně z vodní vegetace, dřevin, rostoucích v mokřadu, bylin v terestrických biotopech, a z živočichů, zvláštní význam má guano).

(2) Allochtonní detritus, vytvořený vně systému a přinášený do mokřadu hydrodynamickými procesy (záplavy, příliv) - partikulární organická hmota, planktonní organizmy, částice živin, a organické zbytky unášené větrem (Dvořák, 2002).

Úlehlová (1985) rozeznává tyto stupně v průběhu rozkladu:

- 1) rozvoj fytoplanní mikroflóry,
- 2) kolonizace materiálů saprofytní mikroflóru,
- 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 fenolických polymerů,
- 5) tvorba stálých organominerálních komplexů.

Biologický rozklad celulózy a ligninu



Obrázek č. 1: Biologický rozklad celulózy. Převzato z (http://fld.czu.cz/vyzkum/nauka_o_lp/ekologie/ekosystemy.html)

2.2.2 Úloha dekompozičních procesů v ekosystémech

Dekompozice zahrnuje i pochody zpětné akumulace živin. Částice rozkládajícího se materiálu jsou osidlovány mikroorganismy, které svým metabolismem zpětně obohatí dříve ochuzené částice o živiny, navázané z vnějšího prostředí což je potrava pro detritivory (Dvořák, 2002). Čistá produktivita společenstva je rychlost nahromadění ústrojné hmoty, nevyužité heterotrofními organismy za určitou dobu, obvykle za vegetační období nebo za rok (Odum, 1977). Podle místa původu rozlišujeme autochtonní detritus, který je 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 je vytvořený vně systému a přinášený do mokřadu hydrodynamickými procesy (záplavy, příliv) - partikulární organická hmota, planktonní organismy, částice živin, a organické zbytky unášené větrem (Dvořák, 2002). Produkce dosahuje velkých rychlostí v přirozených i kulturních ekosystémech tehdy, jsou-li fyzikální faktory příznivé, a zvláště tehdy, je-li k dispozici dodatková energie z oblasti mimo systém, která snižuje náklady na jeho údržbu (Odum, 1977).

2.3 Dekompozitoři

Půdní mikroorganismy tvoří velice početně a velmi diverzifikované společenstvo rozkladačů, které zajišťuje v rostlinných ekosystémech transformace a rozklad organických zbytků (Rychnovská a kol 1987). Velikostně jsou menší než 0,2 mm (Ledvina a kol., 2000). Rostliny živé, odumírající a odumřelé rostlinné, živočišné a mikrobiální zbytky v porostu, v půdě, na povrchu půdy i na detritu jsou osidlovány druhově rozmanitými společenstvy a populacemi mikroorganismů. Těžké jílovité půdy obsahují více mikroorganismů než jiné půdní typy. Největší obrat v mikrobiálních přeměnách organické hmoty se odehrává v horních vrstvách všech půd. Tyto mikroorganismy zahrnují širokou škálu taxonomických, morfologických i funkčních typů. Patří sem virusy, bakterie, mikroskopické houby, řasy, prvoci, sinice, vířníci, aktinomycety (Úlehlová, 2009). Nejvíce jsou v půdě zastoupeny bakterie. Společně s aktinomycetami a houbami se řadí k největším rozkladačům organické hmoty v půdě (Ledvina a kol., 2009)

Dle Slavíkové (1983) jsou půdní mikroorganismy heterotrofní organismy, které získávají potřebnou energii a živiny rozkladem mrtvé organické hmoty neboli

detritu. Rozkladači tvoří zvláštní oddíl, neboť částečně oddělují pastevní a detritový potravní řetězec. Jsou smíšenou skupinou, pokud jde o energetické úrovně (Odum, 1977).

Rozlišujeme je na aerobní a anaerobní bakterie. Anaerobní bakterie rozkládají organické látky bez pomoci kyslíku a tím způsobují hnilobné procesy. Aerobní potřebují kyslík, aby byly aktivní (Reichholf 1998). Optimální podmínky pro anaerobní bakterie nastávají v oblasti neutrálního pH (Vymazal, 2004).

V anaerobních podmínkách získává energii v procesu respirace pouze malá část organismů. Větší část získává energii v procesech fermentace, při kterých vzniká méně CO₂ než při respiraci a zároveň vzniká mnoho organických látek, např. organické kyseliny a alkoholy. Proto v mokřých půdách vzniká méně CO₂. V hodně redukovaných podmínkách produkují methanogenní bakterie metan, přičemž používají CO₂ jako konečný akceptor elektronů (Odum, 1977).

Procesy primární a sekundární produkce mokřadního ekosystému se podílejí na cyklu uhlíku. Primární producenti (fotoautotrofní organismy) vytvářejí organické látky, pro jejichž tvorbu čerpají potřebný uhlík z atmosféry (ve formě CO₂) nebo z vody (rozpuštěný CO₂, případně uhličitanový uhlík). Na primární produkci navazují sekundární producenti (heterotrofní organismy), kteří využívají vytvořenou organickou hmotu. Přeměny vzniklé organické hmoty, primárními nebo sekundárními organismy, probíhají za přítomnosti kyslíku aerobními procesy nebo v případě nedostatku či absence kyslíku anaerobními procesy (Dušek a kol. 2008).

V eutrofizovaném mokřadu je zvýšená dostupnost živin spojena s vyšší akumulací organické hmoty a se zvýšenou činností anaerobních mikroorganismů. V přirozeném prostředí, kde jsou organismy dlouhodobě přizpůsobeny nedostatku živin, zvýšení dostupnosti živin způsobí úplnou revoluci a může se narušit posloupnost procesů, které na sebe navazují v anaerobním potravním řetězci. To vede k tomu, že aktivita některých skupin organismů vzrůstá a naopak aktivita jiných je inhibována, a v důsledku toho se v půdě hromadí různé meziprodukty rozkladu.

To, jaké látky se budou hromadit, závisí na faktorech prostředí (půdní typ, délka zamokření, klimatické podmínky), stupni eutrofizace a konečně na tom, které procesy jsou akcelerovány a které inhibovány (Čížková, Šantrůčková, 2006).

2.4 Závislost rychlosti dekompozice na vnějších faktorech

Rychlost rozkladu organické hmoty je závislá na fyzikálních, chemických a biologických faktorech. K fyzikálně-chemickým patří sluneční záření, teplota, srážky, voda, půdní podmínky, topografie, dále vliv sedimentace látek a pohybu vody. K biologickým faktorům zejména činnost mikroorganismů, bakterií, rostlin, živočichů, přírodní vegetace, společenstva škůdců, plevelů a chorob, bioregulační komplex a půdní biota (Barták, Rajchard, 2002). S pokračující dekompozicí stoupá podíl resistantních složek biomasy. Tok látek v systému se postupně mění, tak jak nastávají limitní stavy ve zdrojích živin a energie v různých "místech" systému: na počátku procesu dekompozice mohou být mikrobiální procesy limitovány anorganickými formami dusíku a fosforu. V pokročilém stavu se stává limitující přístupný uhlík. V průběhu dekompozice probíhá akumulace mnoha prvků (zejména N a P) z externích zdrojů (akumulace v mikrobiální biomase, a zejména v produktech mikrobiálního metabolismu) (Dvořák, 2002).

Fyzikální a chemické vlastnosti v půdě mění také nadbytek vody 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). Prvky vyskytující se v prostředí jsou charakteristické migrační schopností, která je závislá na hodnotách Eh (Redoxní potenciál). Eh je hodnota vyjadřující obsah elektronů; čím je počet elektronů větší, tím se prostředí stává více redukční. Oproti tomu 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).

2.5 Závislost rychlosti (intenzity) dekompozice na složení rostlinného materiálu

Procesy, způsobující mizení opadu z ekosystému, jsou vymývání, mikrobiální rozklad, konzumace živočichy, odnos větrem a někdy i sklizní. Hromadění opadu je výsledkem vstupů a postupně rozkládajících se zbytků v rozličných půdních horizontech. Každý rostlinný opad je z části zmineralizován a z části zhumifikován (Úlehlová, 1989). Mrtvá organická hmota rostlinného a živočišného původu, včetně

všech rozložených produktů látkové výměny organismů (uschlé části rostlin, listí, jehličí, větve, uhynulí živočichové, trus, moč, peří, chlupy apod.), to vše rozložené činností půdních organismů v jemnou mel, nazýváme humus. Humus ovlivňuje fyzikálněchemické procesy v půdě, její tvorbu, vzdušný, teplotní a vodní režim v půdě, životní podmínky edafonu (půdní organismy), koloběh živin a je určující složkou biologické aktivity půdy a její úrodnost. Je nezbytnou součástí půdy, ovlivňuje její vlastnosti, zejména sorpci, tvorbu a stabilitu strukturních agregátů, využitelnost živin, vodní, vzdušný a tepelný režim i odbourávání toxických a cizorodých látek (Novotná, 2001).

Rostlinný materiál dostupný pro dekompozici se skládá z:

- celulóza
- hemicelulóza
- lignin
- bílkoviny
- látky rozpustné v etheru a alkoholu - tuky, oleje, vosky, pigmenty a pryskyřice
- látky rozpustné ve vodě - alifatické kyseliny a aminokyseliny (Úlehlová, 1985).

K měření rozkladné aktivity je používána celulóza, která tvoří podstatnou část rostlinných pletiv. Celulózu tvoří dlouhé polymerové řetězce a její rozklad je velmi obtížný. Hemicelulóza je amorfni hmota vyskytující se okolo celulózových řetězců a rozkládá se rychleji. Celulóza je rozkládána postupně. Organické polymery jsou příliš velké na to, aby mohly být přijaty mikroorganismy. Jsou také nerozpustné ve vodě (což ztěžuje enzymatický rozklad). Část vazeb při štěpení neposkytuje energii a naopak dodání energie ještě vyžaduje. Mnohé bakterie vylučují extracelulární enzymy (exoenzymy, např. celulózy, proteázy, nukleázy, glukosidázy) a ty štěpí organické polymery postupně na oligo-, di- a monomery. Monomery jsou pohlcovány mikroorganismy a také rychle mineralizovány na CO₂, CH₄ a minerální látky (Barták, 2002). Rychlost rozkladu celulózy v různých typech rostlinných společenstev, vzrůstá většinou s produktivitou porostů. Je závislá na půdní vlhkosti, teplotě a půdním typu (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). Rostlinný opad je převážně složen z 50 % celulózu, z 30 % hemicelulózu a z 15 % ligninem (Šantrůčková, 2005). Celulózu tvoří ze 44,5 % uhlík, 49,3 % kyslík a 6,2 % vodík (Paul and Clark, 1996) (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 (McCauley et al., 2009).

Jak rychle se nadzemní opad rozkládá, závisí na vlhkosti stanoviště. Uhlík rostlinného opadu může být rozdělen až do několika částí:

- část odejde do vzduchu ve formě CO₂ prodýcháním,
- dále je část zabudována do mikrobiálních těl,
- část přejde do humusu,
- těžko rozložitelná část organických látek zůstává na biotopu přítomna v podobě humusu (Úlehlová, 1985).

3 Popis studovaných lokalit

3.1 Národní přírodní rezervace Brouskův Mlýn

Národní přírodní rezervace Brouskův mlýn byla vyhlášena v roce 1991 na území v nivě řeky Stropnice na celkové rozloze 138,20 ha. Hlavním předmětem ochrany je rozsáhlý komplex cenných společenstev vodní, mokřadní a luční vegetace s výskytem mnoha vzácných a ohrožených rostlinných druhů. (Anonymous, 1).

Rezervace se rozkládá v nivě řeky Stropnice jihovýchodně od obce Borovany a 4 km západně až 2,5 km jihozápadně od obce Jílovice. Koryto Stropnice, zde má dosud původní charakter živě meandrující říčky s tvorbou slepých ramen a pravidelnými záplavami nejnižších partií říční nivy (Anonymous, 4). Stropnický příkop je vyplněn 70 - 250 m mocnými svrchokřídovými pískovci, slepenci a jílovcí. Dnešní niva Stropnice je vyplněna kvarténními písčky a štěrky, ve vrstvách se nacházejí velké zásoby podzemní artéské vody, která v mělčinách zvodní a v okrajových částech nivy vystupuje na povrch v podobě pramenitých vývěřů.

Jedná se o hnízdní a potravní biotop mokřadní avifauny, vyskytují se zde mimo jiné početné populace obojživelníků a měkkýšů. Vyskytuje se zde celá řada hygrofilních druhů brouků, dvoukřídých, vážek, pavouků a motýlů. Hnízdí zde slavík modráček, bekasina otavní, chřástal vodní a mnoho dalších druhů (Anonymous, 1).

Většinu plochy zaujímají nelesní biotopy, v podobě pestré mozaiky vodních, mokřadních, lučních a rašeliništních společenstev. V celé rezervaci mají největší plošné zastoupení porosty zblochanu vodního (*Glyceria maxima*) a chřastice rákosovité (*Phalarisa ruginacea*), v menší míře i rákosu obecného (*Phragmites australis*) a mokřadních vrbin (*Salix cinerea*, *S. fragilis*, *S. aurita*, *S. triandra*). Společenstva vysokých ostřic (*Carex vesicaria*, *C. gracilis*, *C. riparia*) a třtiny šedavé (*Calamagrostis canescens*) zpravidla zaujímají o něco výše položené části nivy. Na pravém břehu Stropnice na tuto vegetaci navazují ostřicovomechové louky a střídavě vlhké bezkolencové louky. Roste na nich celá řada vzácných druhů, kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), tolije bahenní (*Parnassia palustris*), suchopýrek alpský (*Trichophorum alpinum*), bublinatka menší (*Urticularia minor*), rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*), hrotnosemenka bílá (*Rhynchospora alba*),

vachta trojlistá (*Menyanthes trifoliata*), ostřice plstnatoplodá (*Carex lasiocarpa*) (Anonymous, 4).



Obrázek č. 2: Brouskův Mlýn

3.2 Hamerské louky

Studovaná lokalita Hamerská louka je podmáčená louka, která se nachází na východě od vesnic Hamr a Val v záplavové zóně řeky Nežárky. Jde o lokalitu s minerální půdou a nacházející se na naplaveném substrátu. Nadmořská výška je 415 m nad mořem (Pícek a kol. 2008). Převažují zde hlavně porosty vysokých ostřic (*Carex gracilisa*, *Carex versicaria*), chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a zblochanu vodního (*Glyceria maxima*). Vyskytuje se zde i metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa*), pryskyřník plazivý (*Ranunculus repens*) či svízel bažinný (*Galium palustre*). Místy bylo vytvořeno i mechové patro (Chytrý a kol. 2001). Bezprostřední okolí je druhově značně rozmanitější. Vyskytuje se tu bylinné patro nižšího vzrůstu, které tvoří postupný přechod na okolní zemědělsky obhospodařované louky.

Dle Mitsche a Gosselinka (1993) bychom mohli studovanou lokalitu Hamr zařadit mezi oblasti vnitrozemských luk, v kterých je půda většinou bez stojaté vody během převážné části vegetačního období. Hladina podzemní vody však leží jen

několik centimetrů pod povrchem. Tyto louky se mohou vyskytovat v mělkých pánvích, vytvářet bahnitý povrch v mělkých prohlubních. Často mohou tvořit přechody či hranici mezi mělkými mokřinami a zemědělsky obhospodařovanými plochami. Jde o systém palustrinní, perzistentní, a zpravidla jde o významný zdroj podzemní vody.

Picek a kol. (2008) popisují úroveň hladiny vody pokusného stanoviště Hamr na stejné úrovni jako v místních odvodňovacích příkopech spojených s řekou Nežárkou, z tohoto důvodu je zde hladina vody více proměnlivá. Průměrná hladina vody je na lokalitě Hamr v záplavové oblasti nižší než na lokalitě Zábłatských Luk ve výtopě rybníka.



Obrázek č. 3: Hamerské louky

3.3 Mokr e louky u Třeboně

Plocha Mokrých luk je 450 ha a nacházejí se mezi rybníkem Rožmberkem a městem Třeboní (Jeník, 1983). Tyto louky mají středně až silně rozloženou ostřicorákosovou, částečně mechovou a dřevovou přechodovou rašelinu. (Vašků, 1983). Půda je střídavě obohacována sedimenty naplaveného jílu a písku, které i ve

spodních vrstvách slatiny tvoří minerální vložky o malé mocnosti (Dykyjová, 1983). Prošli mnoha vodohospodářským změnami, díky nimž došlo ke změnám ve struktuře původního rostlinného porostu. Díky vykácení na jejich místě pak vznikly vlhké louky, které byly zasypávány orníci a materiálem ze zbořeníšť. Vegetace rákosin a porosty vysokých ostřic se stáhly na pobřeží Rožmberka a do míst odvodňovacích kanálů. Slatinné olšiny a vrbiny byly na většině území přeměněny ve slatinné louky. Převažujícími druhy jsou např. ostřice štíhlá (*Carex acuta*), ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*), bezkoleneček modrý (*Molinia caerulea*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*) a chlastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) (Jeník, 1983).

Na Mokřích lukách se liší srážky v různých letech. Hladina spodní vody kolísá vlivem mikroklimatických faktorů a evapotranspirace. Roční režim srážek ovlivňuje intenzitu a frekvenci záplav. Záplavy se na lokalitě vyskytují:

- a) na jaře, při tání sněhu,
- b) v deštivých letních periodách,
- c) na podzim, kdy je z výše položených rybníků vypouštěna voda a teče stokami na studovanou plochu (Přibáň, Jeník, 2002).



Obrázek č. 4: Mokré louky u Třeboně

3.4 Přírodní rezervace Zábblatské louky

Území je částí rozsáhlého rašeliniště, které bylo z větší části zatopeno Zábblatským rybníkem. Toto území bylo vyhlášeno za přírodní rezervaci v roce 1994. Nadmořská výška je 426 - 427 m a výměra 108,00 ha. Vodní režim rašeliniště závisí na výšce hladiny rybníka. Rašeliniště bylo v minulosti dotčeno drobnou těžbou, po které zůstaly zachovány postupně zazemňující odvodňovací kanály a jezírka protáhlého tvaru. Podloží tvoří světlé kaolinické pískovce až slepence a pestré a bělošedé jílovce svrchnokřídového stáří. Tyto jsou překryty rozsáhlým holocenním ložiskem slatinné rašeliny o mocnosti několika metrů, přecházejícím do rybníka. Louky jsou každoročně koseny jen na sušších místech, část hlavně bezkolencových luk při pobřeží rybníka zůstává nekosená a je ponechána přirozenému vývoji (Anonymous, 3).

Pokusným plochám v Zábblatských Loukách by bylo možné přiřadit i charakteristiku „vnitrozemských mělkých mokřin“, pro které jsou charakteristické sezónní nebo semipermanentní záplavy. V tomto typu mokřadů je povrch půdy pokryt vodou zpravidla na začátku vegetačního období, a to vodním sloupcem nejméně 10 až 15 cm (Mitsch, Gosselink 2000). Právě zvýšení vodní hladiny přiléhajícího Horusického rybníka na počátku sezóny, které způsobilo také zaplavení okolních pozemků až nad povrch půdy, které znemožnilo přístup a měření na výzkumných plochách. Během větší části roku je vodní hladina rybníka udržována na omezené úrovni a hladina vody na přiléhajících mokřadech je takřka stabilní. Místo příležitostně podléhá poměrně dlouhodobým (po několik týdnů) mělkým záplavám, když se zvýší hladina vody v přiléhajícím Zábblatském rybníku v jarním období. V období extrémního letního sucha nebo během výlovu rybníka na podzim dochází naopak ke snížení hladiny vody v rybníku a zároveň i na okolních plochách (Pícek a kol., 2008).

Co se týče flory v celé přírodní rezervaci, rozsáhlou formaci tvoří porosty ostřic (*Magnocaricion elatae*) přecházející v jednosečné bezkolencové (*Molinion*) a psárkové louky (*Arrhenatherion*). V ostřicových plochách roste ostřice štíhlá (*Carex gracilis*) a zobánkatá (*C. rostrata*), třtina šedavá (*Calamagrostis canescens*), suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*) a zábělník bahenní (*Comarum palustre*). Na vyvýšených místech se uchytily nálety bříz a olší a plošně rozsáhlé křoviny krušiny olšové (*Frangula alnus*). V jejich podrostu se vyskytuje kaprad' ostěnkatá (*Dryopteris carthusiana*), ostřice prodloužená (*Carex elongata*), ostřice

nedošáchor (*C. pseudocyperus*), ostřice měchýřkatá (*C. vesicaria*) a bazanovec kytkokvětý (*Naumburgia thyrsiflora*) (Edwards, 2009).



Obrázek č. 5: Záblatské louky

3.5 Přírodní rezervace Červené blato

Lokalita Červené Blato je přechodové rašeliniště s typickým porostem borovice blatky (*Pinus rotundata*) podrostem rojovníku bahenního (*Ledum balustre*) (Bureš, 2000). V roce 1953 bylo vyhlášeno jako rezervace o rozloze 331,43 ha (Anonymous, 1).

Na oligotrofním lesním rašeliništi a jeho netěžených částech jsou dochovány unikátní porosty borovice blatky (*Pinus rotundata*) s největšími českými populacemi rojovníku bahenního (*Ledum balustre*). Vesměs je zde dochována i charakteristická zonace od blatkových borů přes rašelinné bory s borovicí lesní k podmáčeným smrčínám (Chytil, 1999).

Nejčastějšími zástupci z mechorostů je rašelíník křivolistý (*Sphagnum fallax*), r. bodlavý (*Sphagnum cuspidatum*), r. prostřední (*Sphagnum magellanicum*). Z vyšších rostlin pak rojovník bahenní (*Ledum balustre*), bříza pýřitá (*Betula pubescens*), borovice blatka (*Pinus uncinata* var. *rotundata*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), kyhanka sivolistá (*Andromeda polifolia*), vlochně bahenní (*Vaccinium*

uliginosum), ve starých těžebních jámách převažují druhy suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*), klikva bahenní (*Oxycoccus palustris*), (Chytil, 1999) rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*), kyhanka sivolistá (*Andromeda polifolia*) (Anonymus, 1).

Toto rašeliniště bylo v 19. století částečně odvodněno a těženo. (Kučerová, 2011). Na narušených plochách vzniká pestrá mozaika rašelinných biotopů od bezlesí až po zapojený prales s významnou flórou a faunou (Anonymus, 1). Těžební jámy se po skončení těžby znovu zaplavily vodou a dnes tu můžeme na různých plochách vidět všechna stadia sukcese rostlinné pokrývky od zarůstání vodních ploch rašeliníkovými koberci, až po vyšší druhy rašelinných rostlin s borovicí blatkou (*Pinus rotundata*) a břízou pýřitou (*Betula pubescens*) (Dykyjová, 2000). V posledních dvaceti letech na lokalitě proběhly rozsáhlé změny vegetace po velkoplošných větrných, sněhových polomech a požárech, což vedlo ke změnám ve stromovém patře. V novém je menší podíl borovice blatky oproti borovici lesní. Na regeneraci mechorostů mělo pozitivní dopad zvýšení hladiny podzemní vody (Kučerová, 2011).



Obrázek č. 6: Červené blato těžené



Obrázek č. 7: Červené blato netěžené

4 Metodika

4.1 Princip použité metody

Celulóza patří k nejvíce zastoupeným organickým látkám v přírodě; tvoří zhruba 10 - 40 % rostlinných zbytků, přicházejících každoročně do půdy. Intenzita, s jakou je celulóza rozkládána, je proto považována za jedno ze základních měřítek biologické půdní aktivity. Jen ojediněle se v experimentální práci používá nativní celulóza, vypreparovaná z rostlinného materiálu. Nativní celulóza je nahrazována různými modelovými substancemi, jako je celofán, vata, lněné plátno, filtrační papír. Intenzita rozkladu celulózy se stanovuje na základě hmotnostního rozdílu modelové substance před expozicí v půdě a po ní. V práci byl použit ke stanovení rozkladu celulózy filtrační papír. Této jednoduché metody lze využít pro srovnání biologické aktivity půd různých typů porostů, pro sledování biologické aktivity v různých hloubkách půdy, je vhodná pro zjišťování změn v biologické půdní aktivitě po agrotechnických zásazích (Úlehlová, 1985).

Metodu celulózových sáčků jsem již použila v bakalářské práci (Filipová, 2012). Cílem bakalářské práce bylo ověřit její použitelnost pro studium dekompozice v mokřadech a dopracovat detaily této metodiky pro rutinní práci.

4.2 Příprava, instalace a odběry vzorků

Obdélníky filtračního papíru o rozměrech 5 x 10 cm byly vysušeny při teplotě 80 °C a zváženy na analytických vahách. Poté byly po pěti kusech svisle pod sebe vloženy do připravených sáčků ze silonové sítě o rozměrech ok 1 mm a uzavřeny. Každý vzorek byl označen číslem (obr. č. 8). Celkem bylo 96 silonových sáčků po 5 kusech celulózového vzorku, což znamená 480 kusů celulózových vzorků umístěných do půdy. Sáčky byly umístěny kolmo do porostu na lokalitách Červené blato těžené a netěžené, Záblatské louky, Mokré louky, Hamerské louky a Brouskův mlýn.

Takto připravený „celulózový test“ byl umístěn do vertikálního profilu o 5 hloubkách: na povrch půdy, a do hloubek 0 - 7, 7 - 14, 14 - 21, 21 - 28 cm. Každý ze vzorků byl označen a pečlivě přivázan ke kulkům umístěným v porostu (příloha č. 10, příloha č. 11).

Všechny vzorky byly instalovány v červenci 2013 (tab. č. 1). Délka expozice by měla být taková, abychom po vyjmutí testu z půdy získali ještě část celulózy nerozložené. Vzorky byly proto odebrány postupně ve dvou termínech (příloha č. 12). Tím se získaly dvě paralelní sady vzorků lišící se délkou expozice v terénu, která činila 3 a 5 týdnů. V první etapě odběrů, která byla v srpnu, se z každé lokality odebrala polovina vzorků, což znamená 8 kusů silonových sáčků z každé lokality. Druhá etapa pak proběhla v září, kdy se odebraly všechny zbylé vzorky, což je opět 8 kusů silonových sáčků z každé lokality (tab. č. 1).

4.3 Laboratorní rozbor

Po skočení pokusu byly ze sáčku vypreparovány nerozložené zbytky celulózy, usušeny na vzduchu při laboratorní teplotě a zbaveny částeczek zaschlé půdy a rostlinných zbytků (obr č. 9, příloha č. 15, příloha č. 16). Celulóza byla poté vložena do předem zvážených spalovacích kelímků, vysušena při 85 °C (příloha č. 18) a zvážena spolu s kelímkem na analytických vahách. Hmotnost samostatných kelímku a hmotnost celulózy spolu s kelímkem byla zaznamenána. Poté byly kelímky přikryty keramickými víčky a následně byl stanoven podíl organické hmoty ve vzorcích metodou ztráty žíháním po spálení, v muflové peci při teplotě 550 °C do konstantní sušiny. Ulpělé částice půdy zůstávaly ve zbylém minerálním podílu, který se zvažil s kelímkem po spálení (příloha č. 19). Hmotnost byla opět zaznamenána. Rozdíl hmotnosti spalovacího kelímku s nerozloženou celulózou a ulpělou zeminou před a po spálení reprezentoval množství nerozložené celulózy. Odečtením hmotnosti nerozložené celulózy od původní hmotnosti bylo zjištěno množství rozložené celulózy. Intenzita rozkladu celulózy byla vyjádřena v % původní hmotnosti.

Tabulka č. 1: Data instalace a odběru vzorků na lokalitách v roce 2013.

Instalace	Mokré louky	Brouskův mlýn	Záblatské louky	Hamerské louky	Červené blato těžené	Červené blato netěžené
	23.07.	24.07.	26.07.	22.07.	25.07.	25.07.
1. ODBĚR	13.08.	14.08.	12.08.	12.08.	15.08.	15.08.
2. ODBĚR	04.09.	03.09.	02.09.	02.09.	05.09.	05.06.

4.4 Statistické vyhodnocení

4.4.1 Princip použité metody

Pro vyhodnocení rozdílů mezi lokalitami, umístěním v různých hloubkách půdního profilu a jednotlivými odběry byla použita analýza rozptylu (ANOVA). Při této metodě se pracuje s následujícími pojmy:

Testovací kritérium F = kritická mez F- testu, který testuje shodu rozptylů.

Hladina významnosti p = 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 zvolena hladina významnosti $p = 0,05$.

Konfidenční interval (= interval spolehlivosti) určuje, v jakých mezích s určenou pravděpodobností bude ležet průměr základního souboru (tedy do jaké míry může být experimentálně zjištěná průměrná hodnota statisticky zevšeobecněna).

Stupně (volnosti) = parametr testového kritéria, kdy se jedná o počet současně pozorovaných náhodných veličin snížený o počet jiných odhadovaných charakteristik.

Variance (Rozptyl) = definována jako průměrná kvadratická odchylka od aritmetického průměru (Lepš, 1996).

4.4.2 Statistické vyhodnocení vlastních dat

K vyhodnocení výsledků byla použita analýza rozptylu v programu Statistica 10 (Statsoft, USA). Data byla hodnocena třífaktorovou analýzou variance. Faktory zahrnovaly lokalitu, hloubku umístění v půdním profilu a číslo odběru (určující délku

expoziční). Rozdíly mezi lokalitami (pro danou hloubku umístění vzorku v půdním profilu) se hodnotily grafickým porovnáváním průniku konfidenčních intervalů. Rozdíly byly hodnoceny pro každý odběr zvlášť.



Obrázek č. 8: Připravené silonové sáčky s celulózovými vzorky



Obrázek č. 9: Rozložená celulóza

5 Výsledky

5.1 Trendy v rychlosti rozkladu

Hlavní trendy v rychlosti rozkladu jsou patrné z obrázku č. 10.

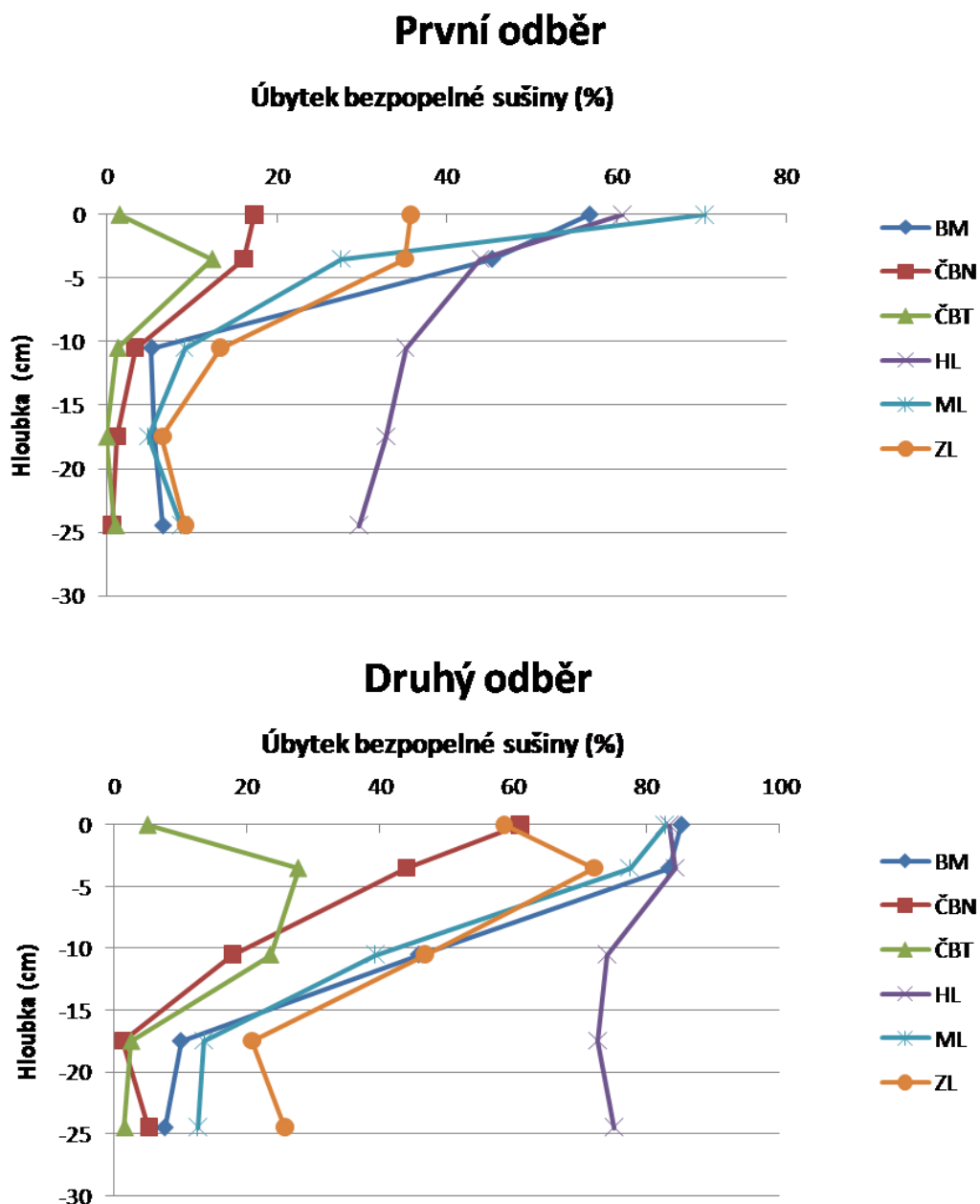
- a) Čtyřtýdenní expozice lépe demonstruje rozdíly mezi stanovišti než dvoutýdenní, protože úbytek sušiny v pokuse za tento interval dosáhl z metodického hlediska optimálního podílu (blízkého 50 %). Jak po prvním, tak druhém odběru byly trendy v rychlosti rozkladu podobné, ale při druhém odběru, tj. po delší expozici, byly rozdíly mezi vzorky výraznější. Srovnávací pokus měření rychlosti dekompozice celulózy na studovaných lokalitách ukázal rámcové rozdíly v chování stanovišť s různým hydrologickým režimem.
- b) Nivní stanoviště Hamerské louky byly výrazně odlišné ve všech hloubkách od všech ostatních lokalit při obou odběrech (obr. č. 10). Při druhém pokusu dosahoval úbytek bezpopelné sušiny až 99 % (obr. č. 11). Nápadný, byl hlavně velký úbytek bezpopelné sušiny v hloubce, což mohlo souviset s lepším či častějším odvodněním půdního profilu nebo také lepším zásobením živinami.
- c) Skupina ostatních luk měla velmi podobný gradient úbytku bezpopelné sušiny vzhledem k hloubce. Největší úbytek bezpopelné sušiny měly lokality (Záblatské louky, Mokré louky u Třeboně a Brouskův mlýn) v nejsvrchnějších vrstvách půdního profilu. S rostoucí hloubkou v půdním profilu byl úbytek bezpopelné sušiny menší. V hloubkách od 10 - 24 cm kde se pohyboval od 0 – 40 % v obou odběrech.
- d) Třetí skupinou lokalit byla rašeliniště, na nichž byl rozklad nejpomalejší (Červené blato těžené a netěžené). Nejmenší rychlosti rozkladu byly zaznamenány na Červeném blatu těženém, kde na povrchu půdy nebyl rozklad téměř žádný. Největší, ale přesto poměrně malé rychlosti rozkladu na těchto lokalitách byly zjištěny v hloubkách okolo 5 – 10 cm pod povrchem. Při druhém odběru je rapidní pokles úbytku bezpopelné sušiny na povrchu půdy až k 0 % průkazný oproti ostatním lokalitám (obr. č. 11).

5.2 Statistické hodnocení vlivu lokality, hloubky a délky expozice na úbytek bezpopelné sušiny

Výsledky statistického vyhodnocení vlivu lokality a umístění vzorků v půdním profilu na úbytek bezpopelné sušiny jsou uvedeny v tabulce č. 2. Červeně zvýrazněné hodnoty ukazují statisticky průkazné efekty na hladině významnosti menší než 0,05. Vlivy studovaných faktorů – tj. lokality, hloubky umístění v půdním profilu, čísla odběru (resp. délky expozice vzorků) a jejich interakcí (lokality, odběry číslo, lokality*hloubky v půdním profilu, lokality*čísla odběrů, hloubky v půdních profilech*čísla odběrů) byly statisticky průkazné.

Tabulka č. 2: Výsledky statistického vyhodnocení vlivu lokality a umístění vzorků v půdním profilu na úbytek bezpopelné sušiny.

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Úbytek BPS. Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy		
	Stupně (volnosti)	F	p
lokality	5	74,344	<0,0001
hloubka v půdním profilu	4	87,998	<0,0001
odběr č.	1	174,137	<0,0001
lokality*hloubka v půdním profilu	20	6,405	<0,0001
lokality*odběr č.	5	5,177	0,0001
hloubka v půdním profilu *odběr č.	4	7,681	<0,0001
lokality*hloubka v půdním profilu *odběr č.	20	1,512	0,0729
chyba	420		

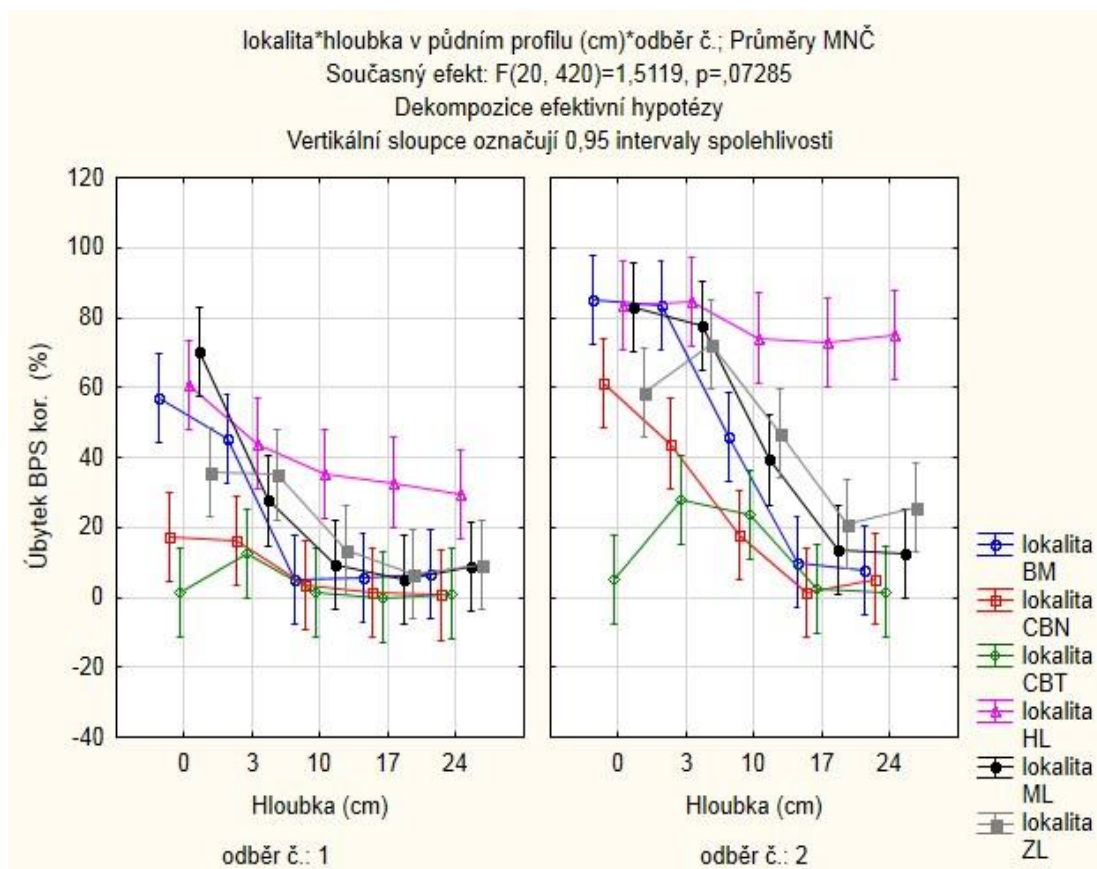


Obrázek č. 10: Průměrná rychlost úbytku bezpopelné sušiny (%) na lokalitách ve vztahu k umístění v půdním profilu a dvou různým dobám odběrů. Každý bod je průměr z 8 měření.

5.3 Průkazné rozdíly mezi jednotlivými úrovněmi studovaných faktorů

Průměrný úbytek bezpopelné sušiny na jednotlivých lokalitách pro různá umístění v půdním profilu a při různých odběrech je uveden na obrázku č. 11. Jak při prvním, tak druhém odběru se lokality chovaly podobně. Jen při druhém odběru byly

tyto rozdíly výraznější díky delší expozici. Lokalita Hamerské louky měla výrazně vyšší úbytek bezpopelné sušiny oproti zbylým lokalitám. Při druhém odběru měla lokalita Hamerské louky průkazně vyšší úbytek bezpopelné sušiny v porovnání s lokalitou Červené blato těžené. Na povrchu substrátu rašeliništní lokality Červené blato těžené byla zjištěna při druhém odběru průkazně menší rychlost rozkladu než na všech ostatních lokalitách. Na obou rašeliništních lokalitách byl průkazně menší úbytek bezpopelné sušiny v hloubce 0 - 7 cm než na lokalitách s travinnou vegetací. Lokality (Brouskův mlýn, Záblatské louky, Mokré louky u Třeboně, Červené blato těžené a netěžené) měli nejnižší úbytek bezpopelné sušiny v hlubších vrstvách půdního profilu. S ubývající hloubkou se rychlost rozkladu zvyšovala.



Obrázek č. 11: Průměrný úbytek bezpopelné sušiny na jednotlivých lokalitách pro různá umístění v půdním profilu a při různých odběrech.

6 Diskuse

6.1 Hlavní faktory zodpovědné za rozdíly v rychlosti dekompozice

6.1.1 Dostupnost vody

Nejvýznamnější bývá střídavá dostupnost vody – tj. střídavé zavlhčování a vysychání. Přímé účinky vodní hladiny po odvodnění změny kvalitu opadu druhů, snížení vodní hladiny je nepřímým účinkem změny typu ve složení opadu. Když je stálé sucho, rozklad je limitován nedostatkem vody a dojde k zasychání, při kterém, nedochází k rozkladu (např. u Červeného blata těženého na povrchu) (kap. 2.1.2, kap. 2.1.3). Když je vzorek stále pod vodou, je rozklad limitován dostupností kyslíku. Anaerobní bakterie rozkládají organické látky bez pomoci kyslíku v procesech anaerobní respirace a fermentace. Tyto bakterie mají své optimum v oblasti neutrálního pH. Při zaplavení půdy dochází pouze k částečnému rozkladu organické hmoty a hromadí se tak půdní organický uhlík (kap. 2.3, kap. 2.4) (Straková a kol., 2010).

6.1.2 Dostupnost živin

Podobně jako povrchové vody jsou i mokřady obohacovány živinami (zejména dusíkem a fosforem), splachovanými ze zemědělských ploch položených výše v povodí. Dalším zdrojem jsou zbytkové koncentrace živin přítomné v předčištěných i nepředčištěných odpadních vodách vypouštěných do vodotečí, které s mokřady sousedí, či jimi protékají. Transformace těchto látek v mokřadech bývá uváděna jako jedna z ekologických funkcí mokřadů v krajině (kap. 2.4, kap. 2.5) (Čížková, Šantrůčková, 2006).

U Červeného blata těženého byla celkově nejvyšší vlhkost v hloubce 20 cm ze všech lokalit, ale nemělo to vliv na rychlost dekompozice, která byla téměř nulová. To bylo způsobeno kyselým prostředím (pH) a malou úživností těchto půd. V obou hloubkách na Mokřých loukách u Třeboně, byla nízká vlhkost a v horních vrstvách půdy byl vyšší rozklad. To bylo způsobeno zadržením dešťových srážek na povrchu a také úživností na stanovišti. Lokalita Brouskův mlýn, měla vysokou vlhkost v hloubce 20 cm pod povrchem půdy ale přitom, byl v této hloubce rozklad pouze okolo 10 %, zatímco v hloubce 5 cm byla vlhkost minimální a rozklad zde dosahoval až k 90 %. Toto mohlo být způsobeno živinami v půdě.

6.2 Porovnání výsledků z různých lokalit

Celulózové sáčky ve svislé poloze byly zvoleny z důvodu, aby jejich poloha odpovídala přirozeným procesům dekompozice téměř tak, jak je tomu v přírodním prostředí.

Rychlost rozkladu může být významně ovlivněna dostupností vody v půdním profilu. Rozklad probíhá nejrychleji při střídavé dostupnosti vody (střídavé zavlhčování a vysychání). Když je stálé sucho, rozklad je limitován nedostatkem vody. Naopak, když je vzorek stále pod vodou, je rozklad limitován dostupností kyslíku (Úlehlová, 2009). Na lokalitách se v průběhu měření měnila vlhkost půdy jak na povrchu, tak pod povrchem půdy (tab. č. 3, příloha č. 1, příloha č. 2, příloha č. 3, příloha č. 4, příloha č. 5, příloha č. 6).

V tabulce č. 3 je znázorněn průměr a směrodatná odchylka (SD) u teplot v hloubce 10 cm pod povrchem půdy a půdní vlhkosti v hloubce 5 cm a 20 cm pod povrchem půdy na všech lokalitách. Průměrné teploty v hloubce 10 cm byly nejvyšší na Červeném blatu těženém a netěženém, velikost směrodatných odchylek nasvědčuje tomu, že tyto rozdíly mezi lokalitami nebyly podstatné. Nejvyšší průměrná půdní vlhkost v hloubce 20 cm pod povrchem byla na Červeném blatu těženém (okolo 57 %) a lokalitě Hamerské louky (55 %). Nejvyšší vlhkost v hloubce 5 cm pod povrchem půdy u lokality Hamerské louky (27 %). U ostatních lokalit se vlhkost v této hloubce pohybovala okolo 1 %. Teploty v 10 cm pod povrchem půdy byly naměřeny nejvyšší u Červeného blata těženého a netěženého kde se pohybovala okolo 16 °C. Nejnižší pak byli u lokalit Zábłatské louky a Hamerské louky, tam se teploty pohybovali kolem 14 °C.

U Červeného blata těženého byla celkově nejvyšší vlhkost v hloubce 20 cm ze všech lokalit, ale nemělo to vliv na rychlost dekompozice, která byla téměř nulová. To bylo způsobeno kyselým prostředím (pH) a malou úživností těchto půd. Červené blato netěžené mělo také velmi nízký úbytek bezpopelné sušiny v celém rozsahu studované části půdního profilu. Pomalý rozklad v hlubší části půdního profilu, který byl po dobu pokusu mírně vlhký (tab. č. 3, příloha č. 6), lze vysvětlit malou úživností substrátu podobně jako na lokalitě Červené blato těžené. Na Mokřých loukách u Třeboně byl rozklad nízký v hlubších vrstvách půdního profilu. V horních vrstvách dosahoval úbytek bezpopelné sušiny až k 90 %. V obou hloubkách Mokřých luk byla nízká vlhkost a v horních vrstvách půdy byl vyšší rozklad. To je obvyklá situace v půdách a lze ji přičíst většímu prokysličení svrchního půdního horizontu. Lokalita

Brouskův mlýn, měla vysokou vlhkost v hloubce 20 cm pod povrchem půdy, přitom rozklad v této hloubce byl pouze okolo 10 %, zatímco v hloubce 5 cm byla vlhkost minimální a rozklad zde dosahoval až k 90 %. Toto je obvyklá situace v zamokřených půdách, kdy rychlost rozkladu klesá se vzrůstající vlhkostí půdy. U lokality Hamerské louky byl vysoký úbytek bezpopelné sušiny v obou hloubkách půdního profilu, což bylo překvapivé vzhledem k vysoké vlhkosti půdy v obou hloubkách. Je možné, že rychlost rozkladu byla podpořena příznivými podmínkami výživy. V rámci týmového výzkumu byl také zjišťován obsah minerálních živin v půdě a půdním roztoku, ale výsledky jsem v době dokončení diplomové práce neměla k dispozici. Záblatské louky měly nejvyšší úbytek bezpopelné sušiny v hloubkách od 17 – 24 cm pod povrchem půdy. Na povrchu půdy byl rozklad nejnižší pravděpodobně pro nedostatek vlhkosti.

Tabulka č. 3. Průměr a směrodatná odchylka (SD) u teplot, půdní vlhkosti v hloubce 5 cm a 20 cm pod povrchem půdy na všech lokalitách. Data poskytla Š. Kuncová. Časový chod dat je uveden v přílohách č. 1 až 6.

Lokalita	Teplota v hloubce 10 cm (°C)		Půdní vlhkost v hl. 5 cm		Půdní vlhkost v hl. 20 cm	
	Průměr (°C)	SD (°C)	Průměr (%)	SD (%)	Průměr (%)	SD (%)
ML	15,65	1,80	1,56	6,61	6,06	0,54
ZL	14,88	1,60	0,15	0,03	22,64	8,17
BM	15,25	1,45	1,21	0,22	38,05	12,20
HL	14,28	1,40	27,25	15,36	55,31	3,66
ČBT	16,57	2,09	0,23	0,08	57,67	0,58
ČBN	16,10	2,07	1,48	2,16	5,01	1,56

6.3 Porovnání výsledků s výsledky předchozího výzkumu

Srovnávací pokusy s rychlostí dekompozice celulózy identickou metodikou probíhají na zkoumaných lokalitách již od roku 2010 (tab. č. 4).

V bakalářské práci (Filipová 2012) jsem v roce 2011 zjistila rozdíl v úbytku bezpopelné sušiny mezi lokalitami Červené blato těžené a Mokré louky. Největší úbytek bezpopelné sušiny byl na Mokřích loukách a nejmenší na Červeném blatu těženém. Na lokalitách Mokré louky, Červené blato netěžené a Červené blato těžené byl nejvyšší úbytek bezpopelné sušiny v hloubce 5 cm pod povrchem. Pouze na Záblatských loukách byl nejvyšší průměrný úbytek bezpopelné sušiny v hloubce 10 cm pod povrchem půdy. K největšímu úbytku bezpopelné sušiny ve vztahu k umístění v půdním profilu došlo v hloubce 0 - 5 cm pod povrchem půdy. Oproti tomu nižší úbytek bezpopelné sušiny byl v hloubkách 20 a 15 cm pod povrchem a na povrchu půdy.

Čížková a Kuncová (2012) zjistily, že nivní stanoviště s kolísavou vodní hladinou (Hamerské louky a Brouskův mlýn) měly relativně nejvyšší rychlosti úbytku celulózy v hlubší části profilu při srovnání s lokalitami se stojatou vodou. Na Hamerských loukách probíhala dekompozice celulózy celkově rychleji než na Brouskově mlýnu. Stanoviště se stojatou vodou měla v hlubších částech profilu menší rychlost dekompozice než nivní stanoviště, ale u povrchu byly tyto rychlosti srovnatelné. Nepotvrdila se větší rychlost dekompozice na Mokřích loukách ve srovnání se Záblatskými, nalezená v předchozím roce (2011). Naopak se potvrdila nízká rychlost dekompozice na regenerujícím rašeliništi.

V roce 2013 bylo zjištěno, že nejvyšší rychlost úbytku celulózy byla ve svrchních vrstvách půdního profilu (obr. č. 10, obr. č. 11). Na Hamerských loukách probíhala dekompozice celulózy nejrychleji ve všech vrstvách půdního profilu v obou pokusech, což odpovídá též zjištění v předchozím roce (2012), že na Hamerských loukách probíhala dekompozice nejrychleji. Stejně tak se potvrdila nízká rychlost dekompozice u obou rašelinišť, hlavně u Červeného blata netěženého. Na lokalitě Mokré louky u Třeboně byla nízká rychlost dekompozice ve spodních vrstvách, což mohlo to být způsobeno tím, že v roce 2013 byla nízká hladina vody. U všech lokalit se potvrdil nejvyšší úbytek bezpopelné sušiny v horních vrstvách půdního profilu 0 – 10 cm.

Tabulka č. 4: Přehled srovnávacích pokusů s dekompozicí celulózy

Rok	Výzkum	Počet zkoumaných lokalit
2010	Filipová (2012)	4
2011	Filipová (2012)	4
2012	Čížková, Kuncová (2012)	6
2013	Filipová – diplomová práce	6

6.4 Porovnání výsledků s výsledky na jiných lokalitách

Porovnání výsledků studia rozkladu v přírodních podmínkách s jinými studii je velmi obtížné, jelikož není možné zaručit, zda faktory prostředí působily na lokalitách, v různých letech a různých hloubkách stejně či velmi podobně. Dále existuje mnoho metod studia rychlosti dekompozice, např. u metody celulózových sáčků může být zvolena různá velikost ok či tloušťka celulózového materiálu.

Straková et al. (2012) srovnávala rychlost rozkladu na různých typech stanovišť v rašelinném komplexu Lakkasuo ve středním Finsku. Do výzkumu zahrnula tři místa se třemi živinovými režimy, ombrotrofní, mezotrofní a oligotrofní. Ombrotrofní rašeliniště je syceno vodou ze srážek, a je proto chudé na živiny. Oligotrofní slatiniště je minerotrofní, tj. sycené povrchovou vodou, a proto je bohatší na živiny než ombrotrofní rašeliniště. Mezotrofní slatiniště je také minerotrofní a je bohatší na živiny než oligotrofní slatiniště. Každá tato část zaujímala plochu, která byla delší dobu odvodněná (cca 40 let), kratší dobu odvodněná (cca 4 roky) a přirozené stanoviště (neodvodněné). Cílem studie bylo zjistit účinky faktorů prostředí (výška vodní hladiny, teplota a chemické složení půdního roztoku), typu opadu (nadměrný a podzemní části různých rostlinných druhů) a jeho chemického složení. Jako standardní srovnávací materiál byla použita celulóza. Autoři zjistili, že nejlepší podmínky pro rozklad u rašeliništních lokalit byly v plochách mechu v hloubce půdního profilu 0 - 10 cm. Nejhorší podmínky byly na povrchu vrstvy opadu v přirozených plochách a v dutinách na přirozeném rašeliništi v hloubce půdního profilu 20 - 30 cm. Pokles vodní hladiny měl pozitivní vliv na rozklad celulózy v hlubších vrstvách půdního profilu a účinek byl výraznější u dlouhodobého

odvodnění. Vliv vodní hladiny na rozklad celulózy byl největší na povrchu půdy ve vrstvě 0 - 10 cm a se zvyšující se hloubkou se efekt snižoval. Pozitivní vliv na rozklad měl také živinový režim v povrchové vrstvě půdy: rychlost rozkladu byla největší na mezotrofních slatiništích a nejnižší byl na rašeliništi.

Kurka et al. (2000) studovali rozklad celulózy ve vztahu ke klimatickým proměnným v lesních stanovištích s minimálním antropogenním vlivem. Bylo 22 studovaných míst, které byly na 4 různých stanovištích ve Finsku se zastoupením borovice lesní, smrku ztepilého a listnatých dřevin. Celulózové sáčky byly umístěny v lesních horských rašeliništích na období jednoho roku a hmotnostní úbytek byl změřen. Údaje rozkladu ze všech míst měly největší korelaci s odpařováním vody. Některé korelace mezi rozkladem a klimatickými proměnnými byly zaznamenány nejvyšší v boreálních lesích. Živiny z opadu byly také měřeny. Hmotnostní úbytek celulózových sáčků, odpařování zachycené vody a transpirace pozitivně korelovala s množstvím N a P. Stejně parametry negativně korelovaly s poměrem opadu C/N. Výsledky zdůrazňovaly, že je nutné brát v úvahu vegetaci, kdy dopady na klimatické faktory měly vliv na rozklad ve studovaných boreálních lesích.

Nejnižší úbytek bezpopelné sušiny na rašeliništních lokalitách, který jsem zjistila v této práci (srov. obr. č. 10, 11), je ve shodě se zjištěními nalezenými v předchozích letech (2011, 2012) i se zjištěním Strakové et al. (2012), že nejrychlejší dekompozice na rašelinných stanovištích probíhá v horních vrstvách od 0 – 10 cm. Podobně jako v práci Strakové i na lokalitách studovaných v této práci byly nejhorší podmínky pro rozklad na povrchu suché vrstvy opadu a pak v hlubších vrstvách studovaného půdního profilu (20 - 30 cm). S Kurka et al. (2000), můžeme souhlasit s tím, že klimatické faktory měli vliv na rychlost rozkladu.

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 se 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 účely měření rychlosti dekompozice byla použita metoda celulózových sáčků, které byly exponovány svisle do různých hloubek půdního profilu na šesti lokalitách: Mokré louky u Třeboně, Záblatské louky, Brouskův mlýn, Hamerské louky, Červené blato těžené a netěžené. Sáčky byly ušity ze silonové sítě a do každého bylo pod sebe vloženo 5 celulózových obdélníků. Tyto sáčky byly umísťovány svisle do půdního profilu tak, že svrchní vzorek ležel na povrchu půdy a nejspodnější byl v hloubce 25 cm pod povrchem. Na každé lokalitě byla náhodně vybraná čtyři místa, kde bylo umístěno 16 vzorků s celulózou. Celkově bylo tedy instalováno 96 silonových sáčků, což činí 480 celulózových vzorků. Pro pokus byl použit filtrační papír.

V rámci této práce jsou vyhodnoceny výsledky dvou pokusů v roce 2013. Z lokalit byly odebrány vzorky ve dvou termínech, po třech týdnech expozice (pokus č. 1) a po pěti týdnech expozice (pokus č. 2). V obou pokusech se lokality chovaly podobně, ale při druhých odběrech byly úbytky bezpopelné sušiny výraznější, což bylo způsobeno delší expozicí. Jak v pokusu č. 1, tak v pokusu č. 2, byl úbytek bezpopelné sušiny nejvyšší na Hamerských loukách. Ve druhém pokusu dosáhl až k 95 %. Nejnižší úbytek bezpopelné sušiny byl v obou pokusech na Červeném blatu netěženém (0 %). U všech lokalit se potvrdil nejvyšší úbytek bezpopelné sušiny v horních vrstvách půdního profilu (0 – 10 cm).

8 Použitá literatura

- ANONYMOUS 1: *Národní přírodní rezervace Brouskův mlýn*, [online]. [cit. 2014-1-2]. Dostupné z WWW: <http://www.cittadella.cz/europarc/index.php?p=index&site=NPR_brouskuv_mlyn_cz>.
- ANONYMOUS 2: *What are wetlands?*, [online]. [cit. 2014-02- 1]. Dostupné z WWW: <http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-about-faqs-what-are-wetlands/main/ramsar/1-36-37^7713_4000_0__>.
- ANONYMOUS 3: *Záblatské louky (přírodní rezervace)*, [online]. [cit. 2014-03- 2]. Dostupná z WWW: <http://trebonsko.ochranaprirody.cz/maloplosna-zvlaste-chranena-uzemi/zablatske-louky-pr/>.
- ANONYMOUS 4: NPR *Brouskův mlýn*, [online]. [cit. 2014-03- 2]. Dostupné z WWW: <http://blanskyles.ochranaprirody.cz/cinnost-pracoviste/maloplosna-chranena-uzemi/npr-a-npp-ve-spravnim-obvodu-schko-blansky-les/npr-brouskuv-mlyn/>
- BARTÁK, M. (2002): *Ekologie řízených autotrofních ekosystémů*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, s. 66 – 247.
- BRADY, N.; WEIL, R. (1999): *The Nature and Properties of Soils*, 12th Edition Prentice - Hall, Inc. Upper Saddle River, NJ, s. 881.
- COWARDIN, L. M. (1979): *Classification of Wetlands & Deepwater Habitats of the U. S. S. I.*: Diane Pub Co, s. 131.
- ČÍŽKOVÁ, H. (2006): *Faktory ovlivňující dynamiku porostů rákosu obecného v kulturní krajině*. České Budějovice, Habilitační práce. Jihočeská univerzita, s. 53.
- ČÍŽKOVÁ, H.; KUNCOVÁ, Š. (2012): Příspěvek ke studiu uhlíkové bilance na vybraných typech mokřadních stanovišť. In: Vymazal J., Kröpfelová L., Craft Ch. B. (eds.): *Závěrečná zpráva k projektu AMVIS ME09023*, Ukládání uhlíku v rašeliništích a zadržování živin v nivách a mokřých loukách, s. 38.
- ČÍŽKOVÁ, H.; ŠANTRŮČKOVÁ, H. (2006): *Procesy spojené s eutrofizací mokřadů*. In *Živa* 56 (92), s. 201 - 204
- DUŠEK, J.; VAVRUŠKOVÁ, M.; ČÍŽKOVÁ, H. (2008): *Úloha mokřadů v uhlíkovém cyklu* In: PITHART, D.; BENEDOVÁ, Z.; KŘOVÁKOVÁ,

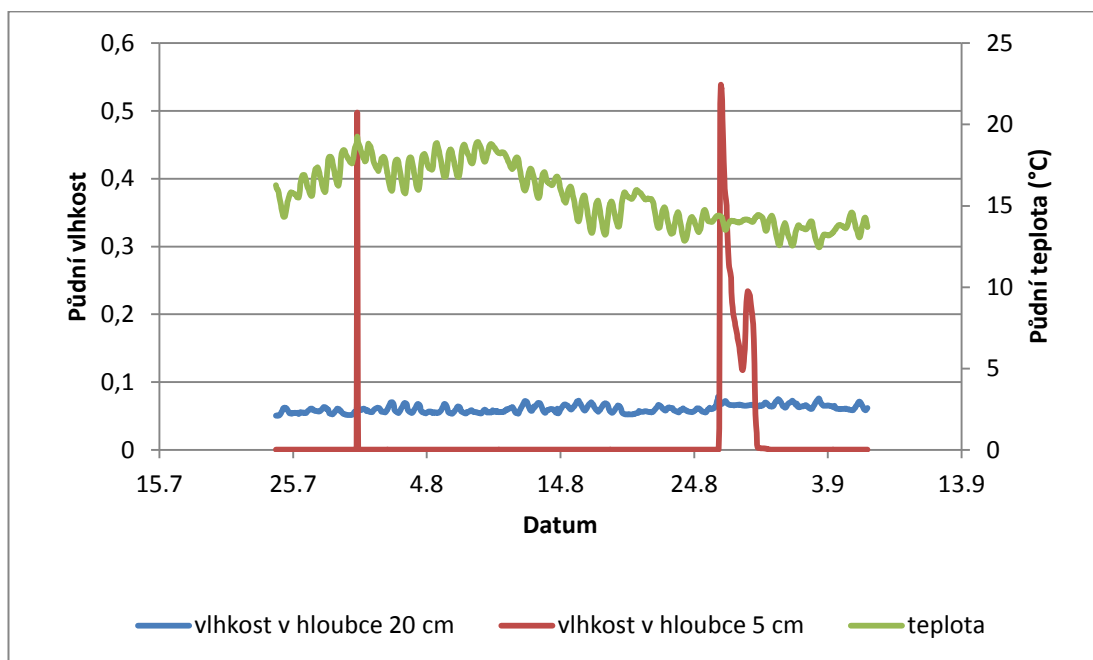
- K.: *Ekosystémové služby říční nivy – Sborník příspěvků z konference*, Třeboň, Ústav systémové biologie a ekologie AVČR, Vodní hospodářství, 44 – 47.
- DICKINSON, C.; PUGH, G.(1974): *Biology of Plant Litter Decomposition*. New York: Academic Press, 2 v, s. 146.
- DREVER, J. I. (1988): *The Geochemistry of Natural Waters*. 2nd ed. Englewood Cliffs, N. J.: Prentice Hall, s. 437.
- DVOŘÁK, J. (2004): *Význam a průběh dekompozičních procesů v mokřadech*. In KVĚT, J.; RAJCHARD, J. *Ekologie mokřadů.*, [cit. 2013-04-4]. Dostupné z WWW: <http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/04/04.htm>.
- EDWARDS, K. (2009): *Závěrečná zpráva projektu GAČR 526/06/0276 “Eutrofizace mokřých luk”*, s. 10.
- FILIPOVÁ, M. (2012): *Dekompozice celulózy ve vybraných mokřadech*. České Budějovice, Bakalářská práce. Jihočeská univerzita. Zemědělská fakulta, s. 56.
- CHYTRÝ, M.; KUČERA, T.; KOČÍ, M. (2001): *Katalog biotopů ČR. – AOPK ČR*, Praha, s. 304.
- JENÍK, J. (1983): *Mokré Louky u Třeboně: modelová lokalita biosférického fondu*. In JENÍK, J.; KVĚT, J. *Studia zaplavovaných ekosystémů u Třeboně*. Praha: Academia, s. 8 – 18.
- KAY, B. D. (1998): *Soil structure and Organic Carbon*. In LAL, R. *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Boca Raton, Fla.: CRC Press. *Advances in soil science* (Boca Raton, Fla.), s. 171.
- KEDDY, P. A. (2010): *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, s. 497.
- KEDDY, P. A. (2000): *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, s. 614.
- KENDER, J. (2000): *Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, s. 220.
- KOVÁŘOVÁ, M. (1984): *Changes of several characteristics of native litter during exposure in periodically flooded biotopes*. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica*, s. 257 – 277.
- KRAVČÍK, M.; POKORNÝ, J.; KOHUTIAR, J.; KOVÁČ, M.; TÓTH, E. (2007): *Voda pre ozdravenie klímy - Nová vodná paradigma*. *Municipalia*, s. 93.

- KURKA, M. A.; STARR, M.; HEIKINHEIMO, M.; SALKINOJA-SALONEN, M. (2000): *Decomposition of cellulose strips in relation to climate, litterfall nitrogen, phosphorus and C/N ratio in natural boreal forests. Plant and soil*, Kluwer Academic Publishers, Volume 219, Issue 1 - 2, s. 91 - 101
- KVĚT, J. (1996): *Obecné ekologické funkce nivních luk*. Příroda, 4, Praha, In STRAŠKABOVÁ, J.; PRACH, K.; JOYCE, CH.; WADA, M. (ed.) *Aluviální louky – jejich současný stav a možnosti obnovy*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha Darwin Initiative, s. 21 – 23.
- LEDVINA, R.; HORÁČEK, J.; VÁCHALOVÁ, R.; ŠINDELÁŘOVÁ, M.; VÁCHAL, J. (2009): *Pedologie a geologie pro obor pozemkové úpravy*. ZF JCU
- LEDVINA, R.; HORÁČEK, J.; ŠINDELÁŘOVÁ, M. (2000): *Geologie a půdoznalství*, České Budějovice, s. 203.
- LEPŠ, J. (1996): *Biostatistika*, Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, s. 166.
- LEWIS, W. M., (1995): *Wetlands: Characteristics and Boundaries*. Washington, D. C.: National Academy Press, s. 440.
- McCAULEY, A.; JONES, C.; JACOBSEN, J. (2009): *Soil pH and organic matter*. Nutrient Management Module No, s. 12, [cit. 2014-1-3]. Dostupné z: <http://techsci.msun.edu/welch/ag204/soilpH.pdf>
- McLATCHEY, G. P.; REDDY, K. R. (1998): *Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil*. Journal of Environmental Quality. vol. 27, s. 1268-1274.
- MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. (1993): *Wetlands*. 2nd ed. New York: Van Nostrand Reinhold, s. 722.
- MITCH, W. J.; GOSELINK, J. G. (2000): *Wetlands*, Third Edition. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY, USA, s. 920.
- NOVOTNÁ, D. A KOL. (2001): *Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny*. Ministerstvo životního prostředí: ENIGMA, s. r. o., s. 48 – 187.
- ODUM, E. P. (1977): *Základy ekologie*. Akademia Praha, s. 63 – 103.
- PAUL, E. A.; CLARK, F. E. (1996): *Soil Microbiology and Biochemistry*. London: Academic Press, s. 340.
- PICEK, T.; KAŠTOVSKÁ, E.; EDWARDS, K.; ZEMANOVÁ, K.; DUŠEK, J. (2008): *Short term effects of experimental eutrophication on carbon and*

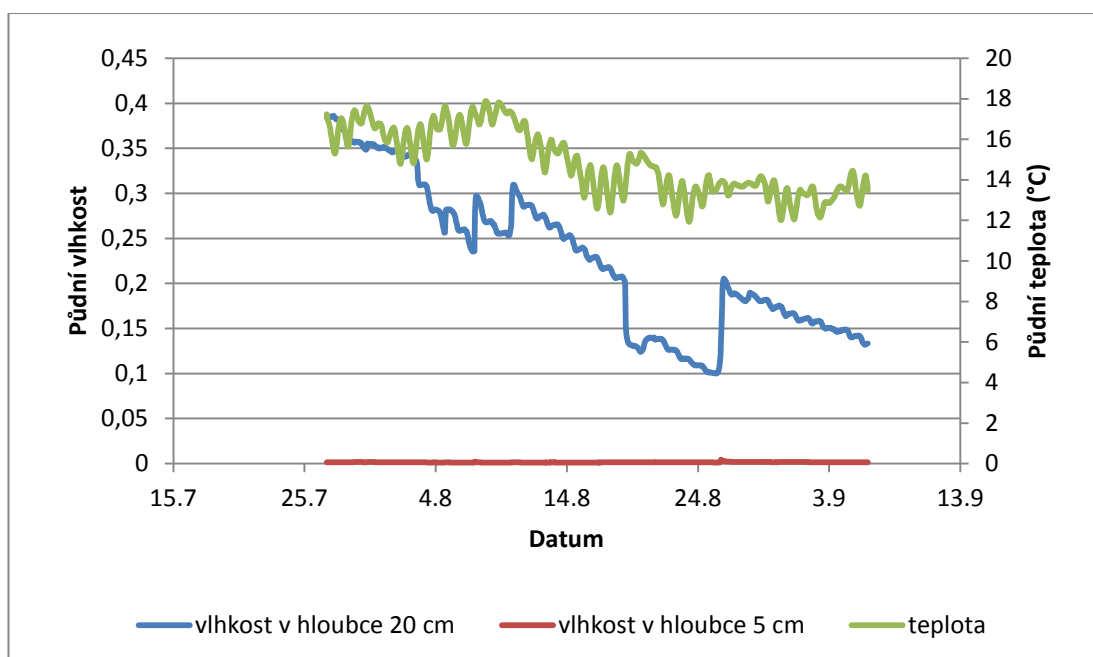
- nitrogen cycling in two types of wet grassland. Community Ecology* 9 (Suppl): 1 - 8.
- PONNAMPERUMA, F. N., (1984): *Effects of flooding on soils*. In: PONNAMPERUMA, F. N., *Flooding and Plant Growth*. New York, USA: Academic Press, s. 9 – 45.
- PŘIBÁŇ, K.; JENÍK, J. (2002): Climatic and hydrologic petting of the wet meadows. In: Květ J., Jeník J., Soukupová L. (eds.): *Fresh water Wetlands and the in Sustainable Future. A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve*. CRC Press, Boca Raton, s. 231 – 243.
- RAJCHARD, J.; BALOUNOVÁ, Z.; KVĚT, J.; ŠANTRŮČKOVÁ, H.; VYSLOUŽIL, D. (2002): *Ekologie III*. České Budějovice: KOPP, s. 163 – 165.
- REICHHOLF, J. (1998): *Pevninské vody a mokřady: Ekologie evropských sladkých vod, luhů a bažin*. Praha: IKAR Praha, s. r. o., s. 211 – 216.
- RYCHNOVSKÁ, M. a kol. (1987): *Metody studia travinných ekosystémů*. Academia Praha, s. 272.
- SCHLESINGER, W. H. (1997): *Biogeochemistry: Analysis of Global Change*. 2nd ed. San Diego, Calif.: Academic Press, s. 588.
- SLAVÍKOVÁ, J. (1983): *Ekologie rostlin*. Univerzita Karlova, Praha, s. 247.
- STRAKOVÁ, P.; ANTTILLA, 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 and soil* 335, s. 501-520.
- ŠANTRŮČKOVA, H.; BIRD, M. I.; ELHOTTOVA, D. (2005): *Heterotrophic CO² fixation in soil*. *Microbial Ecology*, s. 49.
- TLAPÁK, V. (1994): *Funkce mokřadu v krajině*. Sborník přednášek ze semináře: Kořenové čistírny další vegetační systémy zlepšující kvalitu vod. – Botanický ústav AV ČR úsek ekologie rostlin a ENVI, s.r.o., ČÍŽKOVÁ, H., FLEK, S., HUSÁK, Š., s. 130.
- ÚLEHLOVÁ, B. (1985): *Rozkladači a rozkladné procesy v travinných ekosystémech*. In RYCHNOVSKÁ, M.; BALÁTOVÁ, E.; ÚLEHLOVÁ, B; PELIKÁN, J. *Ekologie lučních porostů*. Praha: Academia, s. 181 – 261.

- ÚLEHLOVÁ, B. (2009): *Role rozkradačů v mokřadech*. In. WESTLAKE, D. F.; KVĚT, J.; SZCZEPANSKI, A. *The production ecology of wetlands: THE IBP SYNTHESIS*. Cambridge, s. 592.
- ÚLEHLOVÁ, B. (1989): *Koloběhy minerálních prvků v půdě zprostředkované rozkladači*. In: DYKYJOVÁ, D. a kol.: *Metody studia ekosystémů*. Academia, Praha, s. 539 – 547.
- VOTRUBOVÁ, O.; SOUKUP, A. (1999): *Proč mohou mokřadní rostliny žít v zaplavené půdě*, *Živa* (1/1999), s. 12 – 16.
- VYMAZAL, J. (2004): *Chemismus a biogeochemické cykly v mokřadech*. In KVĚT, J.; RAJCHARD, J. *Ekologie mokřadů*, [cit. 2014-01-8]. Dostupné z WWW: <http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/03/03.htm>.
- YUSTE, J. C.; JANSSENS, I. A.; CARRARA, A.; MEIRESONNE, L.; CEULEMANS, R. (2003): *Interactive effects of temperature and precipitation on soilrespiration in a temperate maritime pine forest*. In.: *Tree Physiology* 23, s. 1263 - 1270.

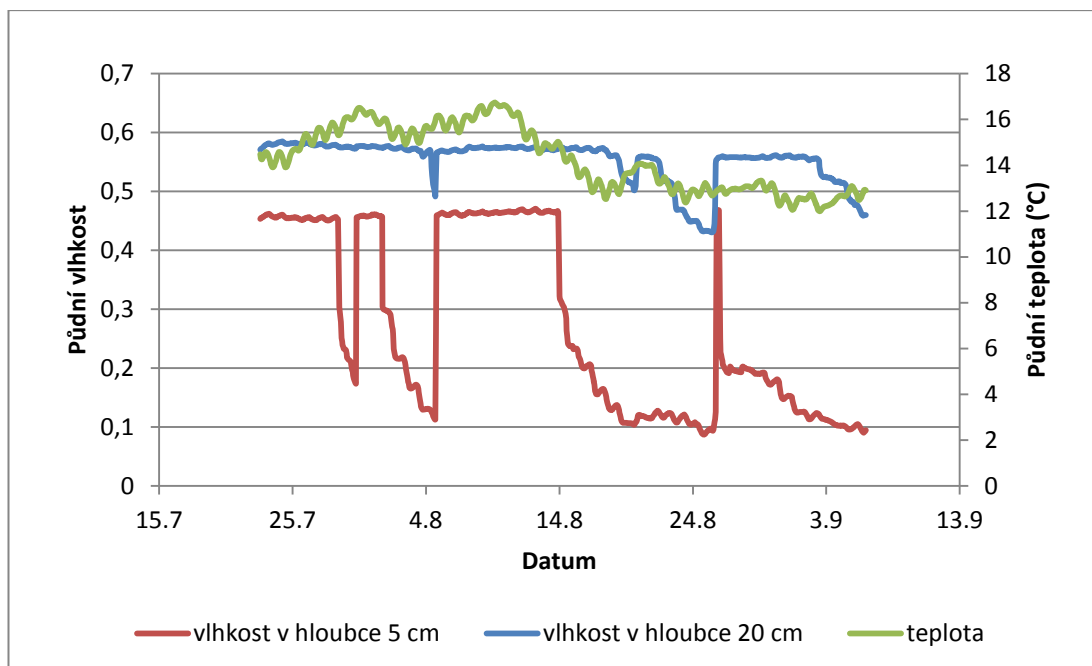
9 Přílohy



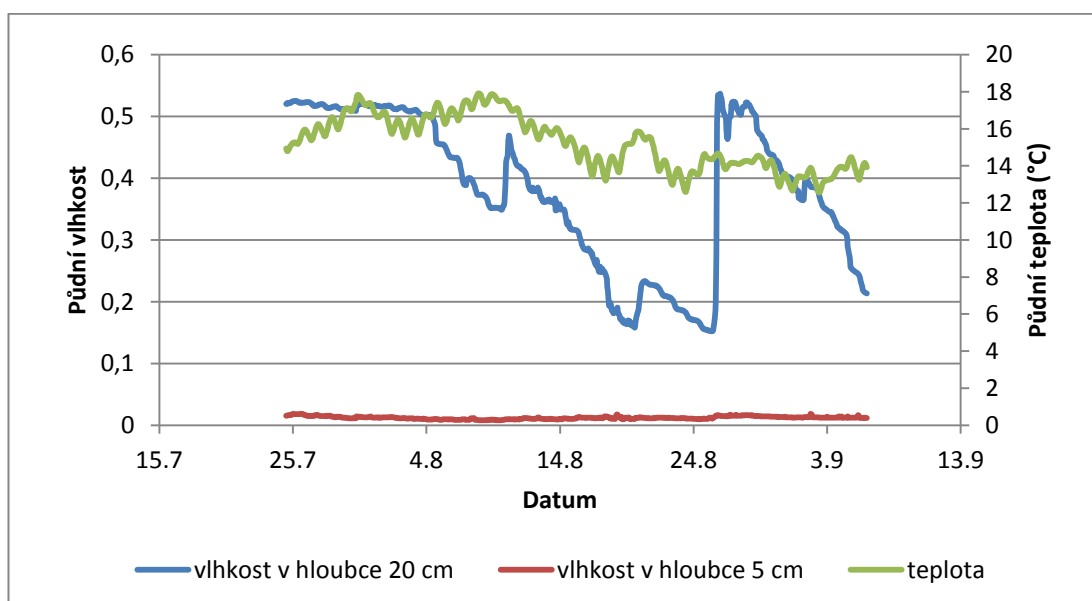
Příloha č. 1: Půdní vlhkost a teplota na lokalitě Mokré louky za sledované období. Data Š. Kuncová



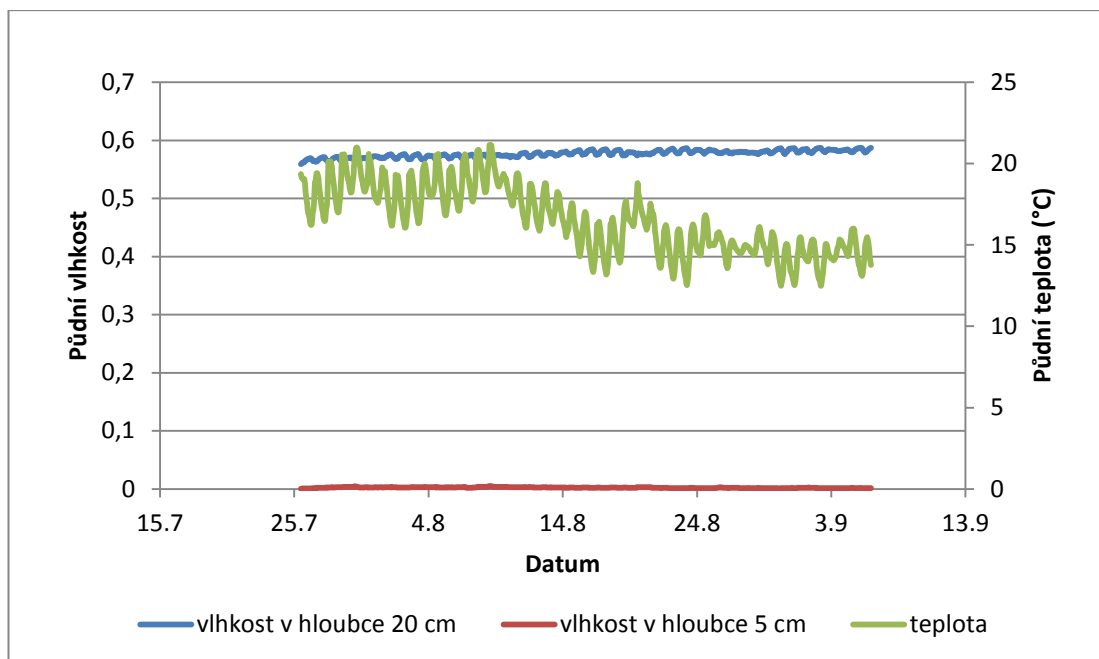
Příloha č. 2: Půdní vlhkost a teplota na lokalitě Zábłatské louky za sledované období. Data Š. Kuncová



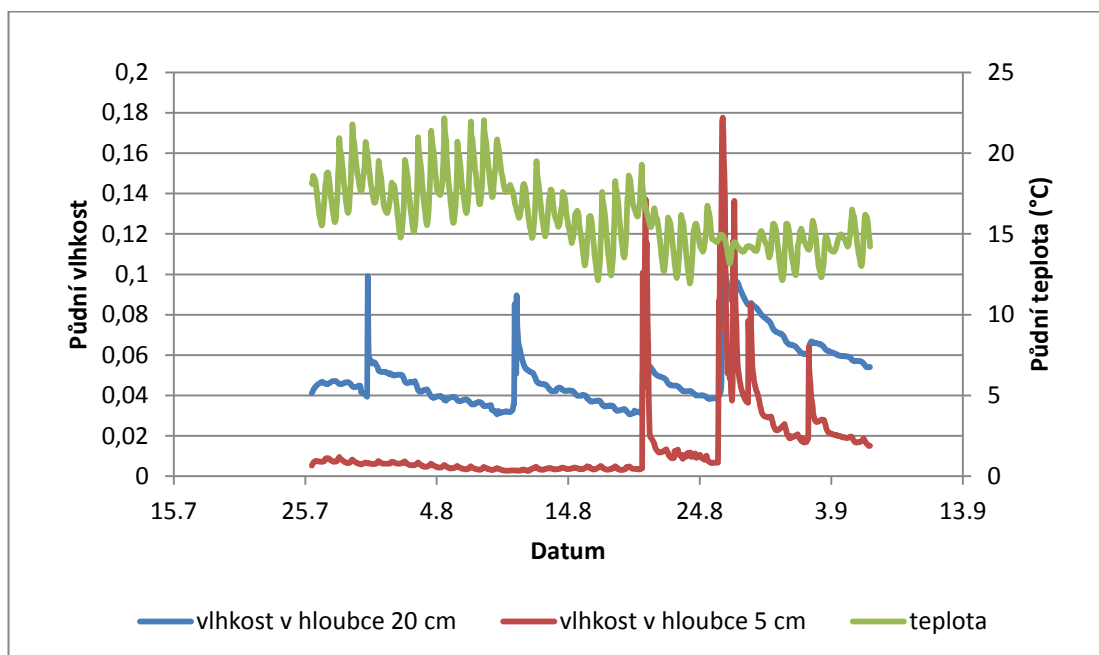
Příloha č. 3: Půdní vlhkost a teplota na lokalitě Hamerské louky za sledované období. Data Š. Kuncová.



Příloha č. 4: Půdní vlhkost a teplota na lokalitě Brouskův mlýn za sledované období. Data Š. Kuncová



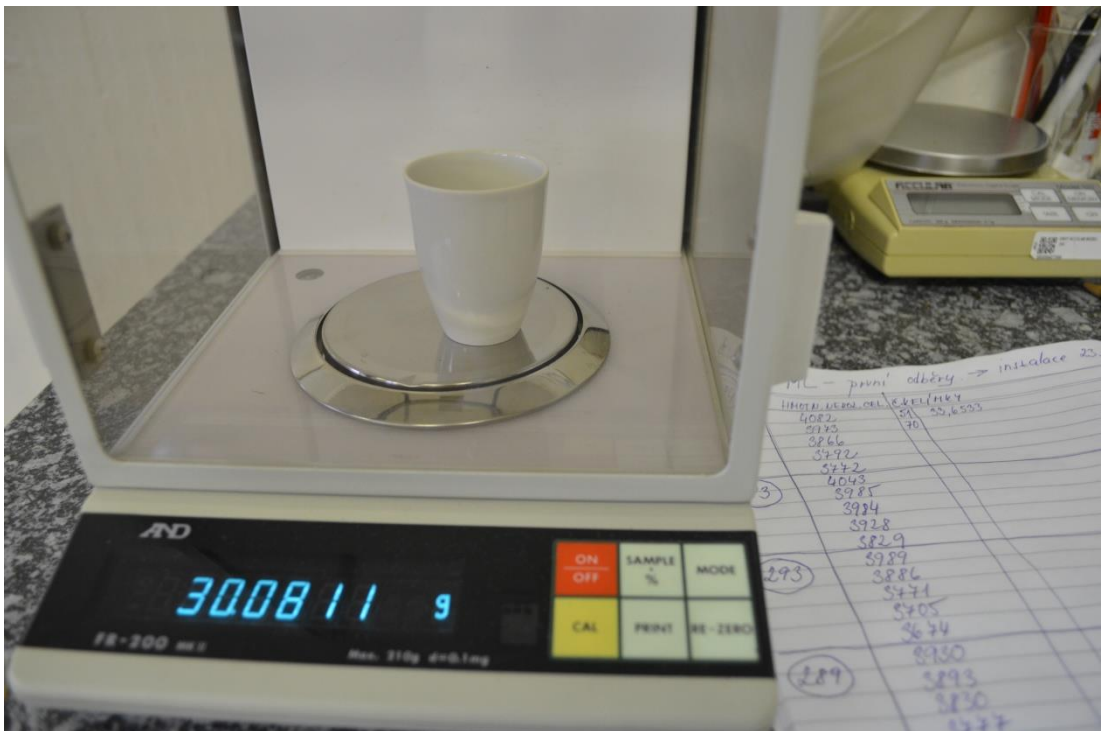
Příloha č. 5: Půdní vlhkost a teplota na lokalitě Červené blato těžené (regenerující) za sledované období. Data Š. Kuncová



Příloha č. 6: Půdní vlhkost a teplota na lokalitě Červené blato netěžené za sledované období. Data Š. Kuncová



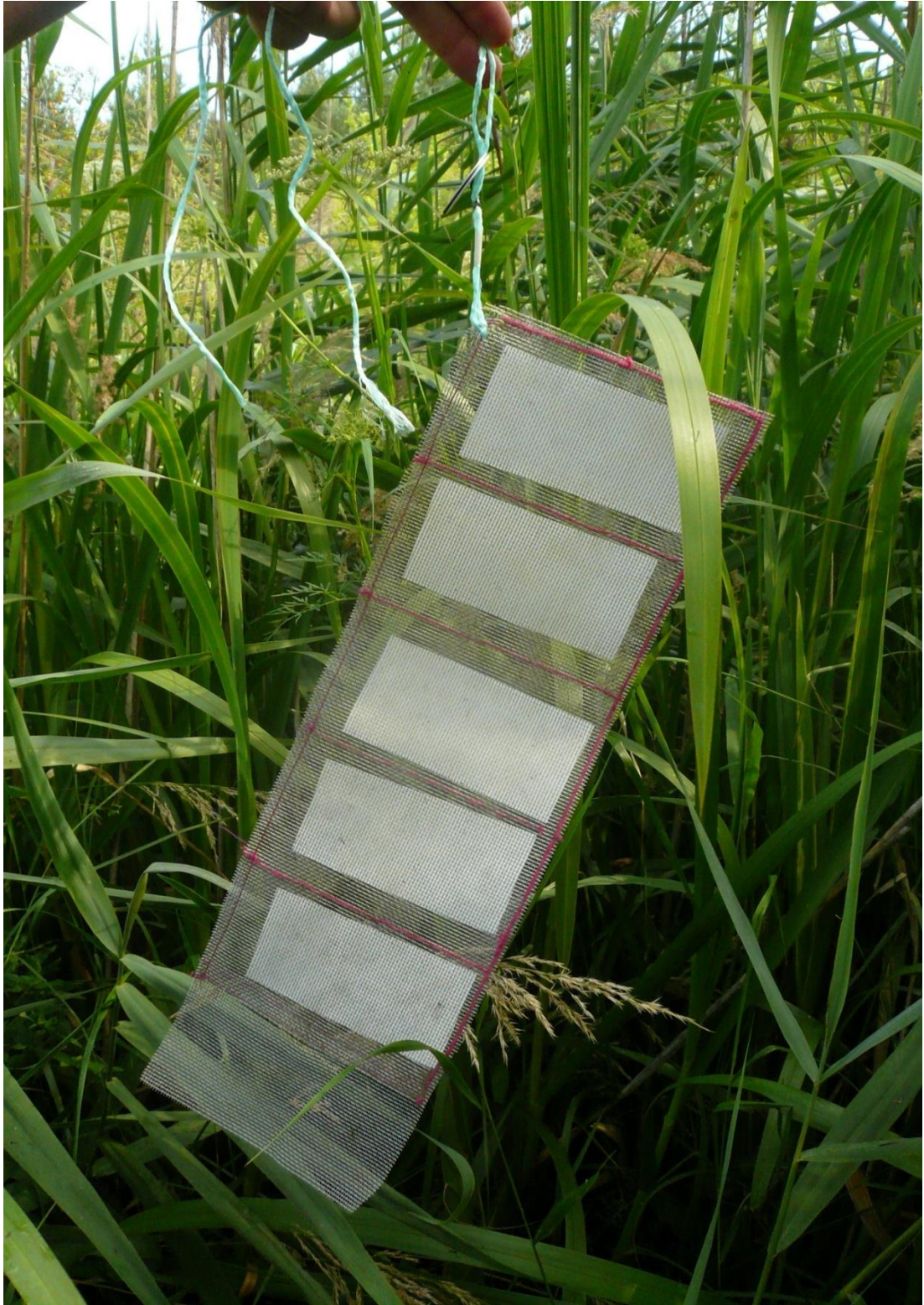
Příloha č. 7: Připravené spalovací kelímky



Příloha č. 8: Vážení prázdných vysušených spalovacích kelímků



Příloha č. 9: kelímky v exikátoru se silikagelem



Příloha č. 10: Připravený silonový sáček s celulóзовými vzorky



Příloha č. 11: Horní část vzorku na povrchu půdy



Příloha č. 12: Odběr vzorků z lokalit



Příloha č. 13: Silonový vzorek po expozici



Příloha č. 14: Rozložený celulózný vzorek



Příloha č. 15: Celulóza po expozici



Příloha č. 16: Rozložená celulóza



Příloha č. 17: Připravené vzorky na spálení



Příloha č. 18: Vzorčky v sušárně



Příloha č. 19: Spálené vzorky celulózy