

**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 meziročních rozdílů vybraných meteorologických parametrů na  
druhové složení porostů Mokrých luk u Třeboně**

Autor: Bc. Kateřina Hovorková

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Hana Čížková, CSc.

---

2010

### **Prohlášení:**

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem zpracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury, které cituji a uvádím v příloženém soupisu literatury.

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

V Českých Budějovicích dne .....

.....  
Kateřina Hovorková

### **Poděkování:**

Chtěla bych poděkovat vedoucí své práce Doc. RNDr. Haně Čížkové, CSc. za odborné rady, cenné připomínky a za pomoc při shromažďování literatury. Dále bych chtěla poděkovat Mgr. Jiřímu Duškovi, Ph.D. za poskytnutá meteorologická data.

## **Anotace**

Cílem diplomové práce je zhodnotit meziroční rozdíly v druhovém složení vybraných porostů Mokrých luk ve vztahu k určujícím meteorologickým parametrům.

Práce se zabývá studiem a změnami rostlinných společenstev na vybrané části Mokrých luk u Třeboně.

Meziroční rozdíly byly zjištěny pouze v pokryvnosti dominant, ale nikoli ve stálosti druhů. Oproti roku 2006 došlo v roce 2007 ke zvýšení průměrné pokryvnosti chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a také došlo k dalšímu nárůstu pokryvnosti třtiny šedavé (*Calamagrostis canescens*), jejíž výskyt na Mokrých loukách byl omezen povodní v roce 2002. Znovu se objevila na Mokrých loukách v roce 2006, ale její nárůst byl patrný až v sušším roce 2007. Výsledky ukazují, že společenstvo je poměrně stabilní ve vztahu ke krátkodobým výkyvům počasí.

**Klíčová slova:** mokřad, Třeboňsko, fytocenologie

## **Annotation**

The aim of this thesis is to evaluate the inter-annual differences in species composition of selected stands of a wet meadow ecosystem in relation to determining meteorological parameters. Changes in plant communities were studied in selected parts of the Wet meadows near Třeboň.

Inter-annual differences were found only in the cover of dominant species, but not in the constancy of species. The average cover of *Phalaris arundinacea* was greater in 2007 than in 2006. A further increase was observed in 2007 in the cover of *Calamagrostis canescens*, whose presence on the Wet meadows was previously limited by the floods in 2002. *Calamagrostis canescens* again appeared on the Wet meadows in 2006, but its growth was promoted only in the drier year 2007. The results show that the community is relatively stable in relation to short-term fluctuations of the weather.

**Keywords:** wetland, Třeboňsko phytocoenology

# Obsah

<b>1. Úvod</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Literární přehled</b> .....	<b>2</b>
2.1 Základní charakteristika mokřadů.....	2
2.1.1 Výzkum mokřadů.....	2
2.1.2 Klasifikace mokřadů.....	3
2.2 Dynamika zaplavování.....	4
2.3 Vlastnosti zamokřené půdy.....	5
2.4 Adaptace mokřadních rostlin na zaplavení.....	6
2.5 Vliv kosení na vegetaci mokřých luk.....	8
<b>3. Charakteristika a fytocenologické třídění přirozených lučních porostů</b> .....	<b>9</b>
3.1 Vegetace vysokých ostřic.....	10
3.1.1 Ostřice štíhlá ( <i>Carex acuta</i> L., syn: <i>Carex gracilis</i> Curtis).....	11
3.2 Vegetace s převahou chrastice rákosovité ( <i>Phalaris arundinacea</i> ).....	12
3.2.1 Chrastice rákosovitá ( <i>Phalaris arundinacea</i> L.).....	13
<b>4. Popis studované lokality</b> .....	<b>15</b>
4.1 Poměry klimatické a meteorologické.....	16
4.2 Poměry hydrologické.....	19
4.3 Poměry geobotanické.....	20
4.4 Vliv hospodaření na vegetaci Mokřých luk.....	21
<b>5. Metodika</b> .....	<b>23</b>
5.1 Popis studovaných ploch.....	23
5.2 Fytocenologické snímkování.....	23
5.2.1 Princip metody.....	23
5.2.2 Fytocenologické snímky.....	25
5.2.3 Stanovení stálosti druhů.....	25
5.2.4 Ellenbergovy indikační hodnoty.....	25
<b>6. Výsledky a diskuse</b> .....	<b>27</b>
6.1 Druhová bohatost a stálost druhů v roce 2007.....	27
6.2 Meziroční rozdíly ve vegetačním složení.....	29
6.3 Pokryvnost dominant v roce 2007.....	32
6.4 Meziroční rozdíly v pokryvnosti druhů.....	34
6.5 Indikační hodnoty dle Ellenberga.....	37

6.5 Možný vztah složení vegetace k průběhu počasí v letech 2006-2007.....	40
6.6 Porovnání s výsledky jiných studií.....	42
<b>7. Závěr.....</b>	<b>45</b>
<b>8. Literatura.....</b>	<b>46</b>
<b>9. Přílohy.....</b>	<b>52</b>

## 1. Úvod

Studium mokřadů je důležité pro jejich nezastupitelný význam a působení v krajině. Stabilita mokřadů je silně ovlivňována především jejich hydrologickým režimem. Rostoucí antropogenní ovlivnění hydrologického režimu a zhoršování klimatu má za následek stále častěji se objevující extrémní a nepředvídatelné hydrologické jevy, kterými jsou povodně nebo naopak sucha.

Cílem diplomové práce je zhodnotit rozdíly v druhovém složení vybraných porostů Mokřích luk ve vztahu k určujícím meteorologickým parametrům. V posledních letech dochází ke střídání období sucha a naopak bohatých na srážky a povodně, kdy jsou Mokré louky i několik týdnů pod vodní hladinou. Takový průběh počasí může mít vliv na složení vegetace, kdy budou přetrvávat odolné druhy nebo druhy, které jsou schopné se rychle šířit.

Metodicky má práce navazuje na bakalářskou práci (HOVORKOVÁ, 2007).



## **2. Literární přehled**

### **2.1 Základní charakteristika mokřadů**

Dle MITSCH E A GOSELINKA (2000) zaujímají mokřady místo mezi suchozemskými a vodními ekosystémy. K jejich definici lze přistupovat dvěma odlišnými způsoby: (1) založit ji na procesech, které podmiňují charakter mokřadů. Tato funkční definice je užívána především v ekologickém kontextu. Definice může být také založena (2) na výčtu vnějších charakteristik, které musí být splněny pro legislativní účely (ANONYMUS 1). Z podstaty procesů charakteristických pro mokřad vychází definice, kterou uvádí KEDDY (2000): „Mokřad je ekosystém, který vzniká, když v důsledku zaplavení vodou v půdě převládají anaerobní procesy, což vyvolá vznik adaptací živých organismů (převážně rostlin) na zaplavení.“ Do kategorie funkčních definic spadá také poněkud užší definice, která byla přijata v průběhu Mezinárodního biologického programu (IBP): „Mokřad je území se specifickými druhy rostlin (makrofyty), jejichž produkce se odehrává převážně v atmosféře nad vodní hladinou. Přitom jsou tyto rostliny zásobeny takovým množstvím vody, které by bylo nadbytečné pro většinu ostatních druhů vyšších rostlin s prýty ve vzdušném prostředí.“ (WESTLAKE et al., 1998). K definicím založeným na výčtu charakteristik patří definice Ramsarské úmluvy o ochraně mokřadů (CHYTIL et al., 1999, str. 15), podle níž jsou mokřady „území bažin, slatin, rašelinišť i území pokrytá 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 metrů.“ Existuje značné množství definic, které se v jednotlivostech liší. Většina však obsahuje tři základní charakteristiky: (1) mokřady se vyznačují přítomností vody sahající buď k povrchu půdy, nebo alespoň do kořenové zóny, (2) mokřadní půda má zvláštní vlastnosti a liší se od ostatních půd (např. nízkým obsahem kyslíku), (3) v mokřadech se vyvíjí vegetace adaptovaná k zaplavení a nejsou v nich přítomny rostliny, které nesnášejí zaplavení (MITSCH, GOSELINK, 2000).

#### **2.1.1 Výzkum mokřadů**

V současnosti je studiu mokřadů věnována značná pozornost v souvislosti s obhospodařováním, které v posledních padesáti letech vedlo k jejich výraznému úbytku (JOYCE, WADE, 1998). Třeboňsko je jednou z nejvýznamnějších mokřadních oblastí České republiky a výzkum mokřadů zde má dlouholetou tradici. Tu podpořilo

a upevnilo nejprve zapojení výzkumu rybníčních pobřežních ekosystémů do prvního světového studia mokřadů v Mezinárodním biologickém programu (IBP), a následně výzkumu ostatních typů mokřadů do programu UNESCO Člověk a biosféra (MaB). Mezinárodní projekt Vědeckého výboru (SCOPE) při mezinárodní radě vědeckých unií (ICSU), věnovaný vnitrozemským mokřadům a mělkým vodám, měl za úkol shromažďování informací a čerpal z poznatků získaných na Třeboňsku. V roce 1990 přistoupilo Československo k Ramsarské úmluvě o ochraně mokřadů. Ta zařadila třeboňské mokřady mezi mokřady mezinárodního významu a potvrdila tak jejich významnost a nezaměnitelnou funkci v krajině. O šíření a vzdělávacím využívání těchto poznatků se nyní zasazuje regionální středisko nevládní organizace Wetland International (KVĚT, 2000).

### **2.1.2 Klasifikace mokřadů**

Komplexní klasifikace mokřadů byla provedena pro databanku Ramsarské úmluvy (ANONYMUS 2). Tento systém je platný pro celosvětovou evidenci mokřadů a všechny typy uvedené pro Českou republiku.

Pro Českou republiku provedl kategorizaci Hudec a kol. (1984). Obsahuje tyto kategorie mokřadů (HUDEC et al., 1999):

1. Pramen, prameniště
2. Tok, úsek toku
3. Nivní jezero, mrtvé rameno, tůň
4. Lužní les, olšina či jiné mokřadní lesy
5. Zaplavovaná nebo Mokrý louka
6. Jiné vodní a bažinné biotopy
7. Rákosina, ostřicová louka
8. Rašeliniště, slatiniště
9. Horské jezero
10. Slanisko
11. Kanál, stoka, příkop
12. Průmyslová odkalovací nádrž

13. Rybník, klausura
14. Soustava rybníků
15. Údolní nádrž
16. Lom, štěrkovna, pískovna.

Ramsarská konvence ukládá jako jednu ze základních povinností účastnických států vybrat na svém území alespoň jeden mokřad, který svými přírodními hodnotami odpovídá schváleným kritériím, a zařadit ho do seznamu mokřadů mezinárodního seznamu. V současné době je do tohoto seznamu zapsáno celkem 12 lokalit z České republiky o celkové rozloze 37 099 ha (CHYTIL et al., 1999):

- RS1 Šumavská rašeliniště
- RS2 Třeboňské rybníky
- RS3 Břehyně a Novozámecký rybník
- RS4 Lednické rybníky
- RS5 Litovelské Pomoraví
- RS6 Poodří
- RS7 Krkonošská rašeliniště
- RS8 Třeboňské rašeliniště
- RS9 Mokřady dolního Podyjí
- RS10 Mokřady Liběchovky a Pšovky
- RS11 Podzemní Punkva
- RS12 Krušnohorská rašeliniště

Studovaná oblast Mokřých luk je obsažena v ramsarské lokalitě Třeboňské rybníky, která se nachází v okrese Jindřichův Hradec a zaujímá rozlohu 10 165 ha v nadmořské výšce 420-450 m.n.m. Jedná se o mokřady vzniklé lidskou činností - rybníky, mokré louky, olšiny, podmáčené křoviny, rákosiny, ostřicové louky.

## **2.2 Dynamika zaplavování**

Výška vodní hladiny ve vztahu k povrchu půdy se v průběhu času periodicky mění. Tyto změny jsou vyvolány různými činiteli, jako jsou záplavy řek a srážková činnost. Okamžitý stav prostředí určený výškou hladiny je ekofáze. Pořadí ekofází během vegetační sezóny se označuje termínem ekoperioda. Soubor po sobě jdoucích

ekoperiod tvoří ekocyklus. Vytvoření rostlinného společenstva je dáno přizpůsobením se příslušné ekoperiodě nebo ekocyklu.

Jsou rozlišovány čtyři ekofáze (v závorce je uvedeno rozmezí výšky vodní hladiny vzhledem k povrchu půdy): (1) hydrická s vysokým vodním sloupcem (0,3 m a více), (2) litorální s mělkou vrstvou vody (0,05 až 0,3 m), (3) limózní bez vodního sloupce vody s povrchem nasyceným vodou (0,05 až -0,1 m) a (4) terestrická bez dominantního uplatnění vody ( -0,1 až -1 m). Zastoupení jednotlivých ekofází v ekoperiodách a ekocyklech se odráží v jejich označování. V průběhu procesu zazemňování se mění poměr ekofází uplatňujících se na určitém místě mokřadu směrem od ekocyklů hydricko-litorálních k terestricko-limózním, což je pochopitelně doprovázeno změnou společenstev a jejich dominant s různými životními strategiemi (SOUKUPOVÁ, 1986).

### **2.3 Vlastnosti zamokřené půdy**

Vodní režim je hlavním faktorem, který způsobuje odlišnost půdy mokřadů od půd ostatních suchozemských ekosystémů. Hlavním 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 vrstvičce na povrchu půd. V zaplavené půdě se kyslík rychle vyčerpá a aerobní půdní organismy snižují a pomalu zastavují svoji aktivitu. Jsou nahrazeny anaerobními mikroorganismy, které při respiraci místo kyslíku využívají jako konečný akceptor elektronů oxidovaných forem dusíku, železa, síry a manganu v procesu tzv. anaerobní respirace. Tyto procesy anaerobní respirace, při kterých nevzniká mnoho meziproductů rozkladu, mohou probíhat pouze tehdy, pokud do podpovrchových vrstev půdy pronikají z povrchové vrstvičky oxidované formy N, Fe, S a Mn nebo pokud mokřad periodicky vysychá, půda se provzdušní a redukované formy prvků se zoxidují. Pokud ale potřeba oxidovaných forem prvků převáží nad jejich přísunem, zpomalují se procesy anaerobní respirace a ve společenstvech půdních organismů začínají převládat fermentační mikroorganismy. Ty nezískávají energii v procesech respirace, ale ve fermentačních procesech, při kterých se do prostoru kromě oxidu uhličitého vylučuje mnoho organických meziproductů rozkladu, jako jsou organické kyseliny nebo alkoholy. Některé z těchto produktů mohou být i v malých koncentracích pro rostliny toxické. Převaha fermentačních pochodů způsobuje zpomalení mineralizace organické hmoty v zaplavené půdě. Proto jsou obvykle mokřady bohatší na organickou hmotu

než dobře provzdušněné půdy (ČÍŽKOVÁ, ŠANTRŮČKOVÁ, 2006).

## 2.4 Adaptace mokřadních rostlin na zaplavení

Mokřady se vyznačují typickou vegetací, která je přizpůsobena specifickým podmínkám zaplavení a jeho následkům. Rostliny žijící v mokřadech se v první řadě musí vyrovnat s nedostatkem kyslíku v půdním prostředí. U mnoha mokřadních rostlin nalézáme strukturní adaptace (tj. morfologické, anatomické) a adaptace metabolické, které jim umožňují přežít bez adekvátního přísunu kyslíku (ČÍŽKOVÁ, ŠANTRŮČKOVÁ, 2006). Jednou z klíčových adaptací je vytvoření vzdušných prostor (ALLEN, 1997, ARMSTRONG et al., 1990, BLOM, 1999, JACKSON, ARMSTRONG, 1999, JUNG et al., 2008) v kořenech, oddencích a stoncích (MITSCH, GOSSELINK, 2000). Aerenchymem prochází vzduch z nadzemních orgánů od listů přes stonky a případně oddenky do kořenů v procesu tzv. vnitřního provětrávání. Při provětrávání se uplatňují i malé mezibuněčné prostory v rozích parenchymatických buněk. V průběhu rozestupování nebo rozpadu buněk či kombinací obou procesů se malé mezibuněčné prostory ztrácí a tvoří se rozsáhlé vzdušné prostory. Nejvíce vyvinutý aerenchym mají mokřadní rostliny z čeledí lipnicovitých, sítinovitých a šachorovitých. U mokřadních zástupců těchto čeledí obsah vzduchu v kořenech dosahuje 30-50 % objemu kořene. Strukturní adaptace jsou ve větší či menší míře vyvinuty u mnoha dosud zkoumaných jednoděložných i dvouděložných mokřadních bylin (JUSTIN, ARMSTRONG, 1987).

Dalším adaptačním mechanismem je rychlý prodlužovací růst. Aby bylo prokysličení ponořených částí rostliny pomocí aerenchymu vůbec možné, je nutné, aby měly některé části rostliny kontakt se vzduchem. Proto některé druhy reagují na zaplavení rychlým růstem stonku do délky, což jim umožňuje tento kontakt udržet nebo obnovit (BLOM et al., 1990).

Ve vzdušných prostorách uvnitř rostlinného těla se plyny pohybují dvěma hlavními mechanismy: (1) difúzí, při níž se molekuly každého plynu pohybují ve směru koncentračního spádu daného plynu a (2) objemovým neboli hromadným tokem, kdy se molekuly všech plynů pohybují stejným směrem po spádu tlaku. Za hlavní mechanismus provětrávání kořenů je považována difúze kyslíku z atmosféry přes kontinuum vzdušných prostor uvnitř rostliny. Kyslík transportovaný do kořenů je využit pro aerobní respiraci buněk. Část kyslíku difunduje radiálním směrem ze vzdušných prostor kořene přes povrchová pletiva ven do rhizosféry a vytváří tam

okysličenou vrstvu. Tato vrstva částečně chrání rostlinná pletiva před působením toxických látek, které vznikají v anaerobním substrátu.

K radiálnímu úniku kyslíku z kořenů do rhizosféry dochází u všech rostlin vystavených podmínkám zaplavení. Mokřadní rostliny jsou však schopny tento únik do značné míry omezovat. U starších částí oddenků a kořenů jsou diferencovány tzv. ochranné bariéry. Na vzniku bariér se podílí lignin i těsné uspořádání buněk (KONČALOVÁ, 1990). Jinak je tomu u mladých pletiv v apikálních oblastech kořenů a oddenků, které dosud nejsou impregnovány, popř. u jemných laterálních kořenů, které tyto ochranné bariéry vytvořeny nemají. Z těchto částí uniká do okolí nejvíce kyslíku. Stále vytvářená oxidovaná zóna chrání kořeny před účinky fyto toxinů.

V rostlinných strukturách, které jsou vzhledem k atmosféře „průtočné“, dochází k provětrávání hromadným tokem po spádu tlaku (konvekci). Takovou strukturu má např. polykormon rákosu. Složky atmosférického vzduchu vstupují průduchy do vzdušných prostor v pochvách listů. Společně s fotosyntetickým kyslíkem pak jsou transportovány soustavou vzdušných prostor ve stéblech do podzemních oddenků. Ve směsi plynů se postupně snižuje koncentrace kyslíku, který se spotřebovává pro respiraci buněk, a část ho uniká do půdy. Naopak vzrůstá koncentrace oxidu uhličitého, který vzniká při procesech respirace rostlinných buněk a také přestupuje do vzdušných prostor z okolní půdy. Podobně je směs plynů ve vzdušných prostorách oddenků obohacována o metan. Směs plynů je ventilována zpět do atmosféry přes stará stébla (ARMSTRONG, ARMSTRONG, 1989, 1991).

K dalším adaptacím patří načasování životního cyklu. Zde jsou důležité vlastnosti semen a délka životního cyklu. Velice důležité je načasování klíčení semen a vlastnosti semenáčků, které představují nejzranitelnější stadium v celém rostlinném cyklu (BLOM et al., 1990).

Přes existenci strukturálních adaptací dochází u rostlin k situacím, kdy je zásobování pletiv kyslíkem sníženo nebo přerušeno. K takové situaci může dojít během vegetační sezóny např. při náhlé záplavě, kdy jsou ponořeny celé prýty, a tak je přerušeno spojení s atmosférou. Nedostatek kyslíku je také v přezimujících orgánech, např. v oddencích na počátku vegetační sezóny, tj. než vyrostou nové prýty, které umožní vnitřní provětrávání. V těchto situacích se uplatňují metabolické adaptace. Jejich podstatou je získávání energie anaerobním metabolismem, zejména fermentací. Tuto vlastnost mají buňky všech druhů rostlin. Většina mokřadních rostlin snáší delší období bez kyslíku mnohem lépe než typické suchozemské rostliny. Anaerobní

fermentace má však oproti aerobní respiraci některé nevýhody. První z nich je malá energetická účinnost. V důsledku nedostatku kyslíku v rostlinných pletivech tak dochází k podstatnému snížení rychlosti produkce metabolické energie. U adaptovaných rostlin dochází ke zpomalení většiny metabolických procesů. Další nevýhodou anaerobní fermentace je toxicita jeho koncového produktu, ethanolu. Druhy rostlin odolné k zaplavení se vyznačují schopností udržet si v pletivech pouze malou koncentraci toxického etanolu. Jedním z mechanismů je „odvětrávání“ této těkavé látky přes vzdušná pletiva do atmosféry. Metabolické adaptace umožňují rostlině přežít bez kyslíku pouze po určitou omezenou dobu podle míry odolnosti daného druhu (ČÍŽKOVÁ, 2006).

## **2.5 Vliv kosení na vegetaci mokřých luk**

Kosení je tradiční metoda, která se prvotně využívala k získávání krmiva pro hospodářská zvířata, druhotně pro udržování druhové skladby a struktury porostu v optimálním stavu, a to jak z hlediska ekonomického, ekologického, tak i estetického (ANONYMUS 3). Při kosení dochází k jednorázovému zásahu do porostu, který postihne všechny druhy najednou. Kosení v optimální zralosti podporuje rozvoj a zvětšuje podíl vzrůstnějších druhů a druhů schopných rychlé regenerace. Nižší druhy jsou v důsledku déle trvajících zastínění potlačovány (ŠANTRŮČEK et al., 2001). Období a počet sečí je volen s ohledem na optimální technologickou zralost píce a je přizpůsoben nadmořské výšce, klimatickým a půdním podmínkám, typu stanoviště a typu porostu. U ochranně zajímavých stanovišť se ke každé lokalitě přistupuje individuálně. Mokřadní louky mohou plnit svoji stabilizační funkci pouze tehdy, jsou-li pravidelně hospodářsky využívány, byť extenzivně. Pokud nedochází ke kosení, zanedbané nekosené louky s přetrvávající stařinou vytváří nedostatečně zapojený porost, snižuje se koloběh vody a vlhčí stanoviště se zamokřují (RYCHNOVSKÁ et al., 1985). Mění se skladba porostu a mohou se šířit nežádoucí plevelné druhy (KVÍTEK et al., 1997).

### 3. Charakteristika a fytocenologické třídění přirozených lučních porostů

Přirozené luční porosty se vyznačují neobyčejně pestrým a rozdílným floristickým složením (KLESNIL, 1998). Bohatost těchto porostů vyvolala již v minulosti snahu tyto porosty dělit. V současné době se ustálily čtyři typy třídění travních porostů: (1) fyziognomicko-floristické třídění vychází z výskytu dominant a subdominant, jimiž charakterizujeme porost z hlediska jejich projektivního nebo váhového podílu, (2) ekologicko-floristické třídění vychází z hlediska vlastností prostředí, ve kterém se dané společenstvo vyskytuje, (3) syngeneticko-floristické třídění studuje proměnu společenstev v čase i prostoru a (4) floristicko-cenologické třídění se opírá o celkové složení rostlinných společenstev.

Floristicko-cenologické třídění (též Braun-Blakquetova metoda) je založeno na přítomnosti tzv. význačných a diferenciálních druhů. Tyto druhy mohou, ale nemusí být v dominanci. Význačné druhy jsou vázány na určitou fytocenologickou jednotku, kde zpravidla nejlépe prosperují. Diferenciální druhy, které se mohou vyskytovat v několika společenstvech, se u travinných společenstev váží na dané vlhkostní poměry stanoviště. Floristicko-cenologické třídění umožňuje srovnání různých typů přirozených a polopřirozených lučních porostů na široké bázi v rámci větších územních celků. Obzvláště je vhodné pro oblasti, kde i v menších územních celcích lze zastihnout pestré mozaiku společenstev. Velký počet druhů se totiž může dostávat do různých cenologických vztahů a k přesunu dominantních druhů může docházet i v poměrně krátkých časových intervalech.

Základní jednotkou floristicko-cenologického třídění je asociace. Zahrnujíce fytocenózy stejného nebo podobného floristického složení, které jsou shodné organizačně, ekologicky i dynamicko-geneticky. Latinský název asociací se tvoří tím, že ke kmeni latinského rodového jména přidáme koncovku – etum (druhové jméno dáme do genitivu). Příbuzné asociace řadíme do svazu (koncovka – ion), popřípadě podsvazu (koncovka – enion). Nadřazenou jednotkou svazů jsou řády (koncovka – etalia), řádům jsou nadřazeny třídy (koncovka – etea). Nižší jednotky jsou subsociace s koncovkou – osum. Kromě toho bývají ještě uváděny varianty (subvarianty). Za jména fytocenologických jednotek dáváme jména autorů, kteří je poprvé popsali.

Braun-Blakquetova metoda nejen umožňuje porovnání porostů ve větších územních celcích, ale poskytuje též dobré informace o stanovišti. Výskyt význačných druhů základní fytocenologické jednotky, asociace, a diferenciálních druhů nižších



systematických jednotek je totiž v úzké souvislosti se stále působícími ekologickými faktory, jmenovitě s vodním režimem a s chemickými vlastnostmi prostředí. Řada diferenciálních druhů a tzv. průvodních druhů (tj. druhů o široké ekologické amplitudě a druhů s optimum výskytu v jiných fytoecologických jednotkách) často indikuje minulý stav a jeho možný vývoj po odvodnění, popřípadě hnojení (RYCHNOVSKÁ, 1985).

### 3.1 Vegetace vysokých ostřic

Vegetace vysokých ostřic tvoří významnou skupinu travinných mokřadních společenstev. Jejich struktura je dána výškou a zápojem. *Carex acuta* vytváří kompaktní trsy, které v dlouhodobě nesečeném porostu dávají základy bultům. Na volných místech v tzv. šlencích rostou obvykle bažinné byliny vyššího vzrůstu, např. *Iris pseudacoru* nebo *Lythrum salicaria*. Na bultech ostřic, jejichž starší části odumírají, se mohou uchytit byliny menšího vzrůstu, např. *Galium palustre*. Rostliny ostřic jsou vázány na různé typy mokřadů, především pobřežní mělčiny rybníků, říční ramena a tůň v pokročilém stádiu sukcese a podmáčené terénní sníženiny na loukách. Dlouhodobější nedostatek vody má za následek pronikání ruderálních druhů. Na území ČR je výskyt vegetace vysokých ostřic soustředěn především do aluvií větších řek a dále do humidnějších oblastí s rybníky a bažinami (CHYTRÝ et. al., 2001).

Obrázek 1: Typické buly ostřice štíhlé (*Carex acuta*) 15.5. 2006 na Mokrých Loukách (foto Hana Čížková).



Balátová-Tuláčková (1963, 1978) zařadila společenstva vysokých ostřic při pobřeží stojatých vod, zejména aluvií řek, do svazu *Caricion gracilis*. Svaz obsahuje skupinu diagnostických druhů: *Carex cespitosa* L., *C. disticha* Huds., *C. gracilis* Curtis,

*Peucedanum palustre* (L.) Moench, *Phalaris arundinacea* L., *Poa palustris* L., *Sium latifolium* L., *Teucrium scordium* L.. Tento svaz obsahuje sedm asociací: *Caricetum gracilis* Almqvist 1929, *Caricetum vesicariae* Br.-Bl. Et Denis 1926, *Caricetum ripariae* Soó 1928, *Caricetum distichae* Jonáš 1933, *Caricetum acutiformis* Eggler 1933, *Caricetum vulpinae* Nowinski 1927. Jako poslední je uvedena asociace: *Phalaridetum arundinaceae* Libbert 1931, která se vyskytuje na pomalu tekoucích, převážně dolních tocích řek v planárním a kolinním stupni (MORAVEC et al., 1995).

### 3.1.1 Ostřice štíhlá (*Carex acuta* L., syn: *Carex gracilis* Curtis)

*Carex acuta* je hojný druh rostoucí zejména na březích vod, na bažinných místech, zamokřených loukách i pastvinách (HRON, ZEJBRLÍK, 1979). Je dominantou studovaných porostů na Mokřých loukách u Třeboně a struktura těchto porostů je proto do značné míry určována jeho vlastnostmi.

Má přímé ostrohranné lodyhy, které jsou dole listnaté. Ploché, uprostřed žlábkovité listy jsou za sucha na okraji podvinuté a na okraji jsou ukončeny tuhou, tenkou, trojhrannou špičkou. Hnědé až červené pochvy jsou neroztřepené. V květenství jsou dva až čtyři koncové klásky prašníkové a dolní klásky pestíkové. Kopinaté, špičaté plevy lístků jsou černavé se zeleným kýlem. Měchýřky jsou okrouhle vejčité, lysé a zřetelně stopkaté. Hnědé nažky jsou obvejčité a zploštělé. *Carex acuta* se šíří především vegetativně (HRON, ZEJBRLÍK, 1979). Na jaře se populace obnovuje z přezimujících pupenů. Jde o růstové vrcholy skryté ve stařině loňských odnoží nebo o postranní pupeny na oddencích. Vrcholové pupeny i postranní pupeny na oddencích se uplatňují při zahušťování řídkých porostů.

*Carex acuta* je dobře přizpůsobena na růst ve vlhkém prostředí. Součástí jejího přizpůsobení je vývoj a skladba kořenové soustavy. Kořeny u *Carex acuta* se dělí podle SOUKUPOVÉ (1986) na tři typy: (a) drobné vláskovité kořínky s tloušťkou méně než 0,5 mm, dosahující nejvýše hloubky 0,05 m, (b) hrubší vláknité kořeny s průměrnou tloušťkou 0,5-1 mm, rozložené do hloubky 0,15-0,25 m a (c) drátovité půdní kořeny s průměrnou tloušťkou mezi 1-2 mm, dosahující hloubky až 1m. KONČALOVÁ, PAZOUREK (1988) rozlišují dva typy kořenů: (a) slabě větvené půdní kořeny sloužící k ukotvení rostlin v půdě a jako orgány dodávající kyslík, (b) hustě větvené vodní kořeny s mohutně vyvinutým kořenovým vlášením vytvářející velký povrch, který je předpokladem pro přijímání živin. Půdní kořeny *Carex acuta* mají podobnou anatomickou stavbu v prostředí jak vodním, tak terestrickém: vzdušné

prostory protažené ve směru podélné osy kořene jsou odděleny parenchymatickými buňkami, které obsahují množství škrobových zrn. Nejvýraznějším rozdílem v anatomické stavbě půdních a vodních kořenů je zastoupení vzdušných prostor. U vodních kořenů je podíl vzdušných prostor v příčném řezu menší než 15%, kdežto u půdních kořenů tento podíl tvoří 30 %.. Nedostatek kyslíku v okolí kořene má za následek černý povlak železnatých složek (KONČALOVÁ, PAZOUREK 1988).

### 3.2 Vegetace s převahou chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*)

Vegetace s převahou chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) se nachází zejména podél středně velkých vodních toků. Jde o částečně až plně zaplavované porosty, které dosahují výšky 1,5 m. V hustě zapojené vegetaci znemožňují dominanty rozvoj nižších bylinných pater, a proto se zde uplatňují především vzrůstově mohutnější byliny, např. *Barbarea vulgaris*, *Chaerophyllum hirsutum* a *Rumex aquaticus*. V rozvolněných porostech lze nalézt i jednoletky (např. druhy rodu *Bidens*, *Epilobium* a *Persiaria*) a další bažinné rostliny (např. *Oenanthe aquatica* a *Rorippa amphibia*). V porostech s dominantní *Phalaris arundinacea* je poměrně málo druhů s vysokou stálostí. Počet druhů závisí na podmínkách stanoviště. Společenstva s dominantní chrasticí rákosovitou se nejčastěji vyskytují na písčitých až štěrkovitých, vzácněji na hlinitých pobřežních náplavech. Charakteristické jsou krátkodobé a někdy i opakované záplavy, zejména na jaře, ale v mnoha případech i v červenci a na začátku srpna. Jsou rozšířena na dolních a středních tocích řek, nejhojněji v jejich neregulovatelných úsecích. Vegetace je ohrožena regulací toků a změnou hydrologického režimu a šířením nitrofilních druhů, např. *Urtica dioica* nebo druhů invazivních (CHYTRÝ et. al., 2001).

Kopecký (1961) zařadil porosty s dominantní chrasticí rákosovitou doprovázející toky a nacházející se většinou na náplavech řek do samostatného svazu *Phalaridion arundinaceae*. Tento svaz zahrnuje pět asociací: *Rorippo-Phalaridetum arundinaceae* Kopecký 1961, *Petasito-Phalaridetum arundinaceae* Schwickerath 1933, *Caricetum buekii* Hejný et Kopecký in Kopecký et Hejný 1965, *Calamagrostietum pseudophragmitis* Kopecký 1968, *Chaerophyllo-Phalaridetum arundinacea* Kopecký et Hejný 1965. Ustanovením tohoto svazu byla lépe zdůrazněna naprostá ekologická rozdílnost společenstev s převládající chrasticí rákosovitou a společenstev, jejíž dominantní a konstantní složkou jsou druhy jako *Phragmites australis*, *Rumex hydrolapathum*, *Typha* sp. div. atd. (MORAVEC et al., 1995).

Obrázek 2: Ukázka porostu s dominantní chrasticí rákosovitou na Mokřých loukách ze dne 15.5.2006 (foto Hana Čížková).



Svaz *Phalaridion arundinaceae* Kopecký (1961) je charakterizován jako říční rákosiny na recentních náplavech vodních toků se silně kolísající vodní hladinou. Mezi diagnostické druhy patří *Barbarea stricta*, *B. vulgaris.*, *Calamagrostis pseudophragmites*, *Carex buekii*, *Mentha aquatica.*, *M. longifolia*, *Phalaris arundinacea*, *Poa palustris.*, *Pseudolysimachium maritimum*, *Rorippa x barbareoides*, *Rumex aquaticu* (MORAVEC et al., 1995).

Asociace *Rorippo-Phalaridetum arundinaceae* Kopecký 1961 se vyskytuje na středních tocích řady řek, např. Berounky a Vltavy. Ustupuje vlivem regulací toků a změnou hydrologického režimu řek, což způsobuje invazi druhů řádů *Phragmitetalia* a *Magnocaricetalia* .

Asociace *Petasito-Phalaridetum arundinaceae* Kopecký 1961 se vyskytuje na horních a středních tocích řek v podhůří Sudet. Ustupuje vlivem změny sedimentačního režimu řek (hlavně vlivem přehrad) a vlivem regulací řek. Na území bez výskytu druhů rodu *Petasites* se vyskytuje asociace *Chaerophyllo-Phalaridetum arundinaceae* Kopecký et Hejný 1965 (MORAVEC et al., 1995).

### 3.2.1 Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.)

Chrastice rákosovitá je rozšířena po celém území našeho státu všude tam, kde je dostatek půdní vláhy. Vyskytuje se na březích řek a potoků, také roste ve velkém množství na březích vodojemů, bažin. Vyžaduje hlavně tekoucí vody, v nichž je

dostatek kyslíku a vysoká zásoba živin. Velmi dobře snáší i přechodné záplavy (REGÁL, 1953).

*Phalaris arundinacea* je vytrvalá výběžkatá tráva se širokými listy a mohutným vzrůstem, její výška často přesahuje 2 metry. Listy jsou dlouhé a široké, plochá listová čepel je na povrchu hladká, na spodu a po stranách drsná. List je v pochvě stočený. Jazyček je vždy vyšší než širší. Ouška chybějí. Velká bohatá jednostranná lata je rozložená pouze v květu, je často načervenalá. Nese větší počet jednokvětých klásků. Plevy jsou člunkovitě kopinaté. Pluchy z vyvinutého kvítku jsou tvrdé, lesklé vejčité, bezosinné. Kvítek má tři tyčinky a dvě blizny. Rostliny kvetou v květnu až červenci. Obilky jsou již po dozrání klíčivé (HRON, ZEJBRLÍK, 1979). Snadno se šíří také vegetativně. Podzemní oddenky vyrůstají během sezóny na bázi stébel a jejich vrchol přezimuje při povrchu země obalen šupinovitými listy. První rok z nich vyrůstají stébla prvního a druhého řádu. Všechna stébla na podzim usychají a přežívají jen jejich báze se zásobou pupenů. Druhým rokem vyrůstají stébla třetího a čtvrtého řádu podobná těm z roku prvního, více už se původní trs nerozšiřuje a dochází k jeho rozpadu. Jeli porost posečen, obrostou nová stébla ze zásoby pupenů na úkor vytváření oddenků. Je jich více, jsou tenčí a už nikdy nekvetou. Totéž se opakuje i u následující seče (HAMADEJOVÁ, 2001).

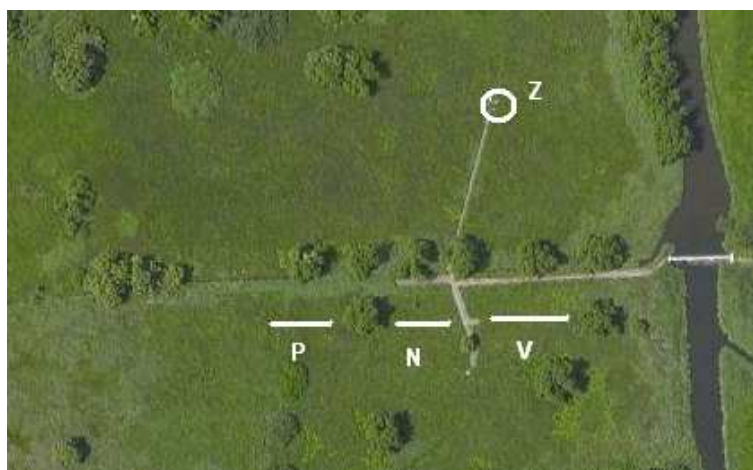
Díky bohatě založenému systému oddenků vytváří hustý, zapojený porost s pevným drnem. Mohutný kořenový systém proniká až do hloubky 2,5 – 3 m a vytváří tak vhodné podmínky pro zásobení rostliny vodou (REGÁL, 1953). Rostliny jsou přizpůsobeny na zaplavení vývojem vzdušných prostor. Podle Klimešové a Čížkové (KLIMEŠOVÁ, ČÍŽKOVÁ, 1996) je rozvoj vzdušných prostor ovlivňován podmínkami prostředí. *Phalaris arundinacea* měla vysoké zastoupení vzdušných prostor v kořenech při zaplavení (20%), ale tento obsah klesal při organickém zatížení. Při vysokém zatížení organickou hmotou se obsah kyslíku v kořenech snížil z důvodu redukované pórovitosti a to vedlo ke snížení růstu. Redukce pórovitosti mohla být vyvolána fyto toxickým efektem některého z produktů anaerobního rozkladu.

## 4. Popis studované lokality

Mokré louky se nacházejí v ploché sníženině mezi severním okrajem města Třeboně a jižním pobřežím rybníka Rožmberka. Jejich nadmořská výška je 480 m.n.m. Zaujímají plochu okolo 450 ha. Ta je překryta vrstvou humolitů, které se v holocénu tvořily z přirozeně konzervovaných zbytků slatinišť, olšin a vrchovišť (JENÍK, 1983). Přiměřeným zemědělským a rybníčním hospodařením byla studovaná lokalita udržována v harmonickém stavu. Během několika dekád socialistického hospodaření ovšem došlo k velkoplošné destrukci krajinných prvků (PRACH, 2000).

Intenzivní a integrovaný výzkum probíhá v nejsevernější části Mokrých luk při jižním zálivu Rožmberka (JENÍK, 1983). Na této lokalitě je vybudována meteorologická stanice ležící ve středu severní části Mokrých luk, ve vzdálenosti 500 m od volné vodní hladiny rybníka Rožmberka a 80 m od levého břehu Prostřední stoky. Vegetační pokryv půdy v místě stanice tvoří travinné společenstvo a ve vzdálenosti 40 m se vyskytují solitérní vrby. Stanici vybudoval Botanický ústav ČSAV v roce 1976. V 70. a 80. letech 20. století zde Botanický ústav a spolupracující instituce prováděly intenzivní vědecký výzkum (PŘIBÁŇ, 1978). V roce 2003 meteorologickou stanici od Botanického ústavu převzal Ústav ekologie a krajiny AV ČR (dnešní Ústav systémové biologie AV ČR). V její blízkosti instaloval automatickou stanici s kontinuálním měřením hlavních meteorologických charakteristik a stanici pro měření toků CO<sub>2</sub> a vodní páry metodou eddy-covariance (ČÍŽKOVÁ, ústní sdělení).

Obrázek 3: Vymezení studovaného území. Plochy: P-pravidelně kosená, N-nepravidelně kosená, Z-zaplavená, V-vůbec nekosená (www.google.com).



## 4.1 Poměry klimatické a meteorologické

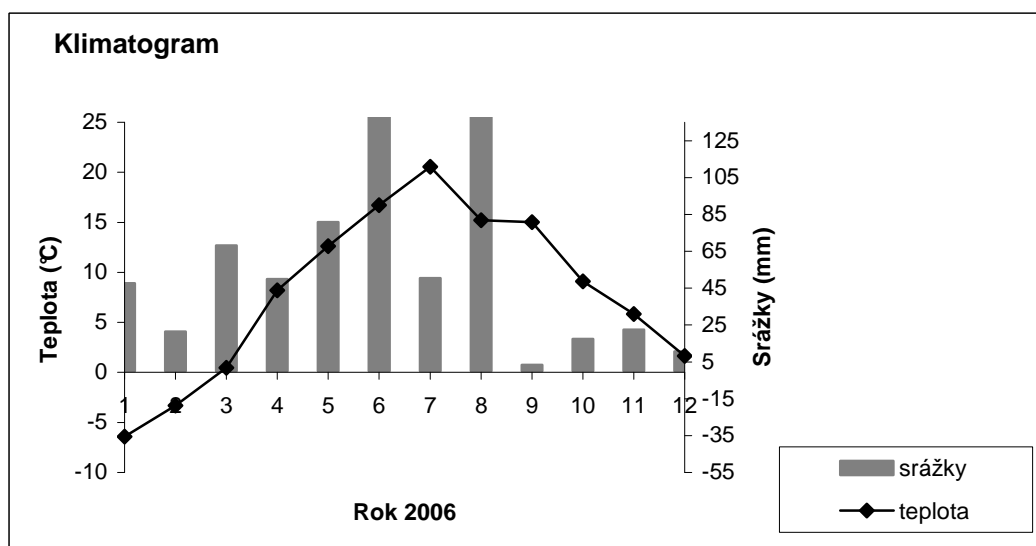
Spíše oceánické podnebí je ovlivněno zeměpisnou polohou místa. Mimořádně plochý reliéf je od jihozápadu chráněn pohořím Novohradských hor a od západu Šumavou a navíc při jihozápadní cirkulaci vzduchu i fénovými efekty, vznikajícími na závětrné straně Alp (PŘIBÁŇ, 1978). Zimy jsou mírné a letní maxima nevýrazná. Průměrná roční teplota je 7,4°C.

Pro ekologii Mokřých luk jsou důležité denní průběhy teplot a relativní vzdušné vlhkosti v kritických obdobích roku. V zimě za slunečného počasí se zvedá teplota od úsvitu až do 14:00 hodin. Ve stejném časovém úseku prudce klesá relativní vzdušná vlhkost z 95 na 35%. Za zataženého dne vznikne během dne a noci jen menší teplotní výkyv, necelých 10°C, a také relativní vzdušná vlhkost klesne přes den o méně než 20%. V létě se projeví na denním klimadiagramu při radiačním počasí zřetelná „suchá perioda“. Teplota přes den vystoupí až o 20°C a relativní vzdušná vlhkost klesne (stejně jako za slunečného dne v zimě) až o 60%. Při zataženém dni je amplituda teploty v rámci 10°C a amplituda relativní vzdušné vlhkosti v rámci 35% rozkyvu (JENÍK, 1983).

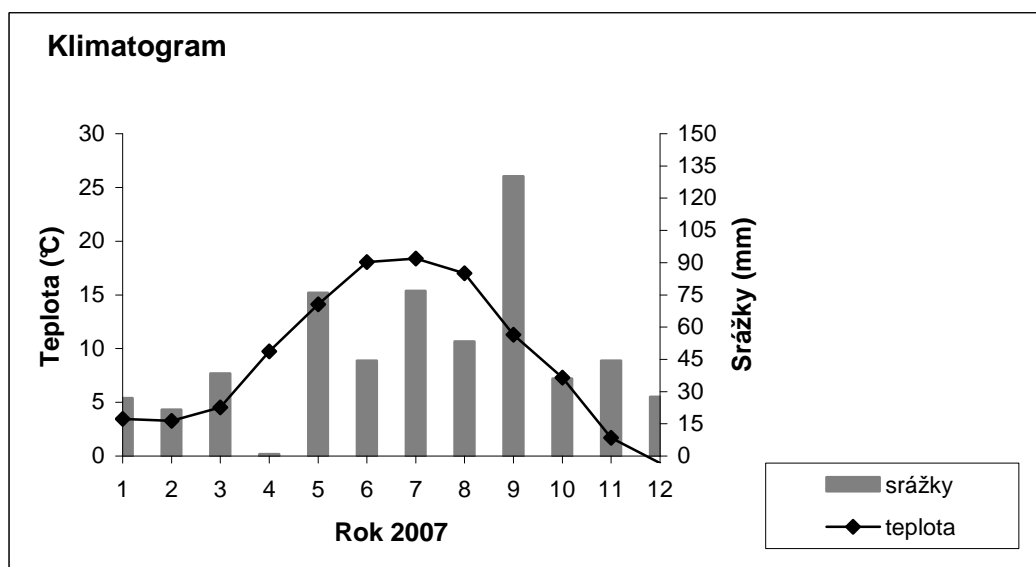
Hodnocení srážkových poměrů Mokřých luk se vztahuje k období 1961-2003. Průměrný roční srážkový úhrn za celé období 1961-2003 činil 605,3 mm. Pro oblast Třeboně jsou typické vyšší srážkové úhrny v letních měsících. Rostliny v hraničních biotopech na obvodu Mokřých luk tak mají k dispozici vláhu právě uprostřed vegetační doby, avšak rostliny v mokřadních biotopech jsou postihovány opakujícími se záplavami. Poměrně nízké srážkové úhrny se vyskytují v zimním období. Hodnoty srážkových úhrnů pro období 2001–2003 jsou výrazně ovlivněny povodňovým rokem 2002 (KOVÁŘOVÁ, POKORNÝ, 2005). Dalšími povodněmi byly Mokřé louky postiženy v roce 2006. Průběh počasí na Mokřých loukách v roce 2006 byl charakterizován dlouhým trváním sněhové pokrývky počátkem jara a následnou povodní na přelomu března a dubna způsobenou táním sněhu v povodí Horní Lužnice. Další povodeň v první polovině července byla důsledkem intenzivních srážek v předcházejícím období. Vůbec nejméně srážek bylo naměřeno v měsíci září (graf 1). Oproti roku 2006 byl rok 2007 celkově sušší. Nejvíce srážek bylo naměřeno opět v letních měsících. Nejméně srážek bylo naměřeno v měsíci dubnu (graf 2). Graf 3 popisuje vývoj hladiny podzemní vody v roce 2006, která se zvyšovala s rostoucími srážkami a táním sněhu od dubna do začátku května. V červnu nastal vysoký nárůst, který klesal a vzrostl v menší míře v srpnu. Graf 4 popisuje vývoj hladiny podzemní

vody v roce 2007, která rostla v jarních měsících. V červnu hladina podzemní vody klesla a maxima dosáhla v měsíci září, kdy bylo naměřeno i nejvíce srážek.

Graf 1: Měsíční sumy srážek a průměrné teploty pro rok 2006. Data ÚSBE AV ČR.

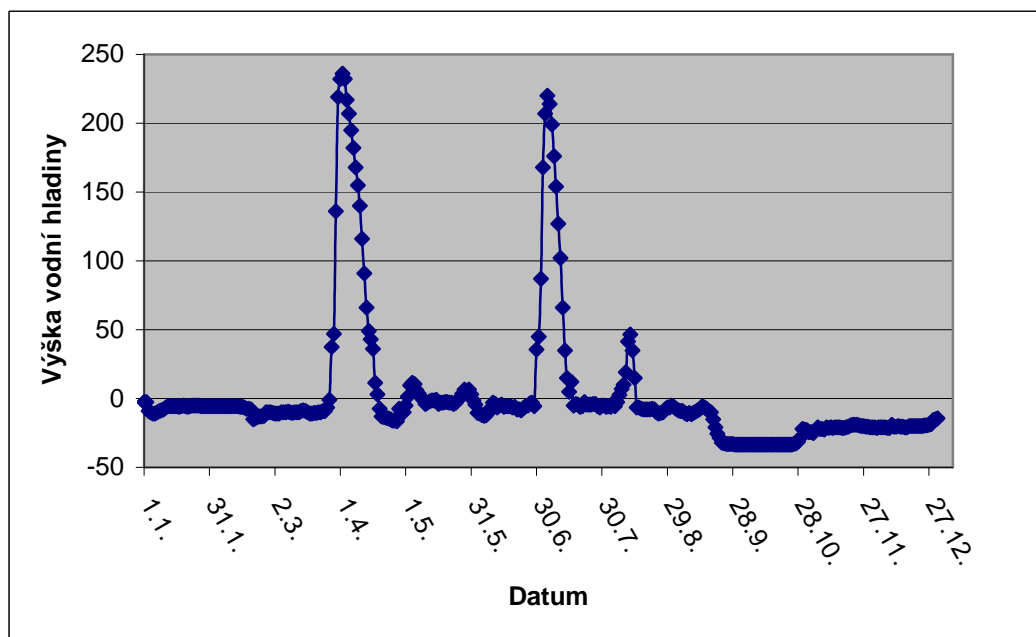


Graf 2: Měsíční sumy srážek a průměrné teploty pro rok 2007. Data ÚSBE AV ČR.

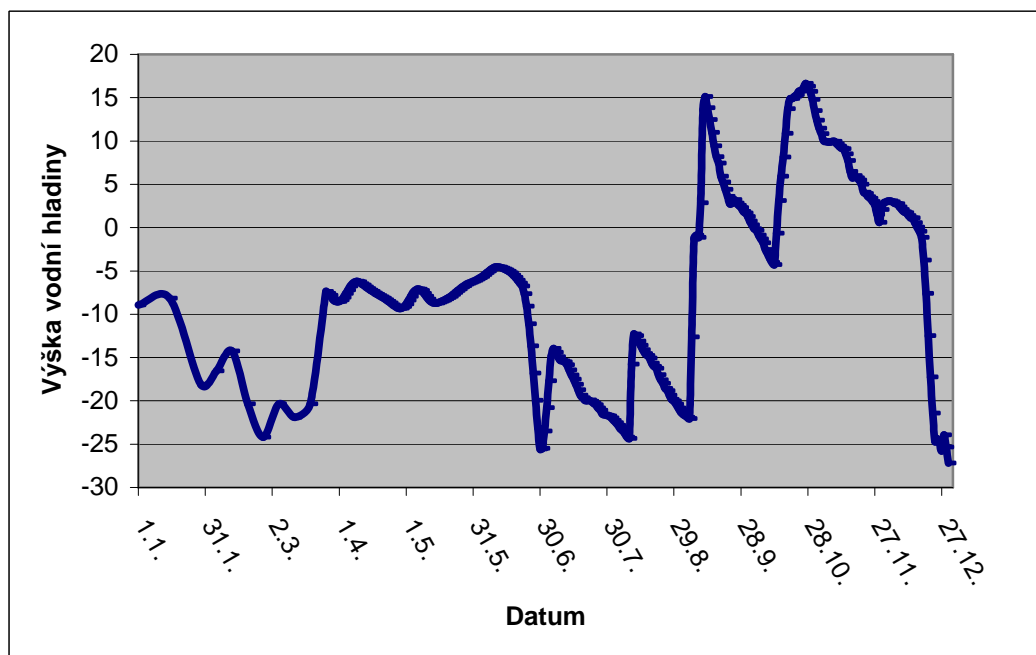




Graf 3: Sezónní průběh výšky vodní hladiny na meteorologické stanici ÚSBE AV ČR na Mokřých loukách od ledna do prosince 2006.



Graf 4: Sezónní průběh výšky vodní hladiny na meteorologické stanici ÚSBE AV ČR na Mokřých loukách od ledna do prosince 2007.



## 4.2 Poměry hydrologické

Mokré louky jsou součástí třeboňské krajiny, kterou zásadním vlivem ovlivnilo budování rybníků ve středověku (PECHAR, 2000). V r. 1590 byl napuštěn rybník Rožmberk. Jeho hladina byla zpočátku držena na kótě 427,6 m a rybník tvořil mohutnou zátoku až k okraji Třeboně. V té době byla oblast dnešní pokusné lokality na Mokřích loukách překryta mělkou vrstvou vody. Kolem roku 1620 byla hospodářská hladina rybníka snížena. Poté se oblast pokusné lokality zřejmě rychle vyvíjela od ekosystému rybničního dna ke slatiništím, vrbinám a olšinám. Po následující staletí působily na hydrologii Mokřích luk jednak sezónní záplavy při jarním tání sněhu nebo letních deštích, jednak regulace hladiny rybníků při rybničním hospodářství. Pro hydrologické poměry jsou důležité i významné poklesy hladiny podzemní vody na konci jara, v časném létě a při vypuštění Rožmberka. Při dlouhotrvajícím poklesu hladiny vody v ložisku humolitu vyschnou povrchové vrstvy také vlivem evapotranspirace (JENÍK, 1983).

Vedle každoročních záplav byly Mokré louky postiženy několika katastrofickými povodněmi. Došlo k nim po založení rybníků Hradeček, Spolský a Svět. V posledních letech měly pravděpodobně největší význam na změnu vegetace povodně v roce 2002, kdy byla v srpnu celá studovaná část zaplavena po několik týdnů. Přestože je zdejší vegetace tvořena druhy, které snášejí zamokření, po povodni některé části porostu odumřely (FILIPOVÁ, 2006).

Obrázek 4: Povodně 3.7. 2006 na Mokřích loukách (foto Hana Čížková).



### 4.3 Poměry geobotanické

Studovanou lokalitu Mokřých luk můžeme dle RYCHNOVSKÉ (1985) zařadit mezi silně podmáčené typy travinných porostů. Do této kategorie spadají louky se stále nebo periodicky podmáčeným půdním profilem, přičemž podzemní nebo záplavová voda se udržuje po značnou dobu při nebo nad půdním povrchem.

Mokré louky prodělaly řadu změn a z druhově bohatých společenstev se zachovala pouze část. Pro Mokré louky je možno předpokládat tuto hydrarchní řadu ekosystémů ve sledu od volné vody odříznutých meandrů přes ložisko slatiny směrem k minerálnímu podkladu jílovitých či písčitých sedimentů: ekosystém volné vody, ekosystémy s plovoucími a vzplývavými rostlinami, ekosystémy rákosin a vysokých ostřic, ekosystémy slatinných vrbin, ekosystémy slatinných olšin, ekosystémy kyselých smíšených lesů, ekosystémy jehličnatých lesů. I v člověkem nenarušené hydrosérii Mokřých luk se odehrávaly výrazné změny jednak vlivem vnějších hydrologických nebo klimatických změn, jednak vlivem sukcese v rostlinné pokrývce, která hromadí slatinu nebo napomáhá jejímu rozkladu. Největší proměny se odehrávaly ve slatinných olšinách, které tvořily na místech s vyšší vrstvou slatiny na velké ploše závěrečný článek sukcese - edafický klimax. Ve starých olšinách dochází vždy k rozkladu slatiny, postupnému zředování porostu a návratu do stádia slatinných vrbin nebo k porostům rákosin a vysokých ostřic. Ekosystémy volné vody a plovoucích a vzplývavých rostlin našly sice uplatnění v rybníku Rožmberk, ale po terénních hydrotechnických úpravách, vyžádaných zemědělci a vodohospodáři, zmizely přirozené prohlubně a odříznuté meandry. Rákosiny a porosty vysokých ostřic se stáhly jen na pobřežní zónu Rožmberka a na okolí odvodňovacích kanálů a struh. Článek slatinných vrb a slatinných olšin byl změněn na celé obrovské ploše v umělé slatinné louky, v nichž mají značnou dominanci vysoké ostřice, jako *Carex acuta* a *Carex vesicaria* a trávy *Calamagrostis canescens*, *Molinia coerulea*, *Glyceria maxima* a *Phalaris arundinacea* aj. (JENÍK, 1983).

V zaplavované části Mokřých luk dlouhodobě koexistují dva druhy ostřic: ostřice štíhlá (*Carex acuta*) a ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*). Jejich koexistence je umožněna vysokou odolností obou druhů k zaplavení. Konkurenčně méně silná je ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*), která produkuje velké množství semen a přes zimu vytváří výběžky, jimiž se vegetativně šíří (SOUKUPOVÁ, 1987). Třetím koexistujícím druhem je třtina šedavá (*Calamagrostis canescens*). Nadzemní i podzemní biomasa zvýhodňuje třtinu šedavou (*Calamagrostis canescens*)

v konkurenci s ostřicí štíhlou (*Carex acuta*). Ovšem růst třtiny šedavé (*Calamagrostis canescens*) je omezen vysokou hladinou podzemní vody, která zvýhodňuje ostřice, a ty se stávají opět dominantními (SOUKUPOVÁ, 1990). Často také dochází k invazi chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*). Díky tomu se společenstvo *Caricetum acutae* mění na společenstvo s dominantní chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) (PRACH, 2008).

Na druhové složení měla velký vliv povodeň v roce 2002, kdy v srpnu 2002 byla celá lokalita na několik týdnů zaplavena vodou. Přestože je vegetace tvořena druhy, které snášejí zamokření půdy, po povodni některé části porostu odumřely. Došlo zejména k výraznému oslabení a místy k úplnému odumření porostů zblochanu vodního (*Glyceria maxima*). V době pozorování v roce 2004 byla část povrchu na těchto plochách stále bez vegetace, nebo s druhy, jako byla např. konopice sličná (*Galeopsis speciosa*) a semenáčky rdesna pepříku (*Persicaria hydropiper*). Do jisté míry také došlo k šíření chrastice rákosovité na úkor ostřice štíhlé (*Carex acuta*). Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) rychle regeneruje po zaplavení i mechanickém poškození a šíří se jak pomocí semen, tak vegetativně. Díky tomu se na Mokřých loukách chová jako invazivní druh. V sušší kosené části Luk se rozrůstá místo vysokostébelných kulturních trav a v nekosené části namísto ostřice štíhlé (*Carex acuta*) a třtiny šedavé (*Calamagrostis canescens*) (FILIPOVÁ, 2006).

Obrázek 5: Stav vegetace Mokřých luk po povodních 18.7. 2006 (foto Hana Čížková).



#### 4.4 Vliv hospodaření na vegetaci Mokřých luk

Degradace lučních porostů je převážně výsledkem dvou extrémních variant hospodaření. Kromě hospodaření příliš intenzivního má negativní vliv také úplná

absence hospodaření. Výsledkem těchto změn je rychlá změna složení vegetace, v níž postupně mizí cenné druhy charakteristické pro původní biotop a jsou nahrazovány konkurenčně silnějšími druhy. Dochází k expanzi ruderálních druhů šťovíku tupolistého (*Rumex obtusifolius*), kostivalu lékařského (*Symphytum officinale*) a kopřivy dvoudomé (*Urtica dioica*) (PRACH, 2002). Další studie (např. FILIPOVÁ, 2006, PRACH, 2008) pokračující degradaci vegetace Mokřých luk opět potvrdily.

V 18. století byla sklizeň z vegetace Mokřých luk u Třeboně ponechávána ve formě sena na stanovišti. Po 2. světové válce byl přerušen tento systém regulace kosením. Během několika dekád socialistického hospodaření došlo k velkoplošné destrukci krajinných prvků, vegetační mozaiky i jednotlivých společenstev a populací jednotlivých druhů. V této době byly Mokré louky koseny až čtyřikrát ročně a oblast mého studia poblíž Rožmberka přestala být obhospodařována úplně (PRACH, 1993). V dnešní době se jako ekologicky nejvýhodnější a ekonomicky přijatelný jeví jednosečný režim bez větších dodávek minerálního nebo organického hnojení (LUKAJSKÁ, 1988).

Na konci 70. let 20. století začaly být Mokré louky obohacovány živinami následkem intenzifikace hospodaření spojeného s nadměrnou aplikací kejdy z blízké velkovýkrmny prasat (PRACH, SOUKUPOVÁ, 2002). Tento proces se bohužel po převratu roku 1989 nezastavil, ale jen zpomalil (PRACH, 2000). Dusíkaté sloučeniny jsou splachovány dešťovou vodou ze zemědělských ploch položených výše v povodí (SLAVÍKOVÁ, 1983). Ve výtopě Rožmberka souvisí obsah živin se specifickým vodním režimem, který je určován jednak řízením hladiny vodního sloupce při rybničním hospodaření, jednak dočasnými záplavami při výkyvech srážkových poměrů (DYKYJOVÁ, 1983).

## 5. Metodika

### 5.1 Popis studovaných ploch

Ve dnech 22. a 23.8. 2007 jsem provedla mapování vegetace na plochách, které se lišily frekvencí kosení v předchozích letech. Odběry vzorků byly prováděny v porostech pravidelně kosených, nepravidelně kosených, vůbec nekosených a porostu zaplaveném.

Plochy byly vytyčeny na těchto biotopech:

1. „Pravidelně kosený“ porost se nachází v sousedství nepravidelně koseného porostu směrem ke Zlaté stoce. Byl sečen pravidelně dvakrát každý rok včetně roku 2006 a 2007.
2. „Nepravidelně kosený“ porost se nachází v sousedství s „vůbec nekoseným“ porostem směrem ke Zlaté stoce. Byl kosený jednou ročně v sušších letech, kdy na plochu mohla vjet používaná těžká mechanizace. V r. 2006 a 2007 nebyl pokosen, protože v důsledku opakovaných záplav byl terén příliš měkký.
3. „Vůbec nekosený“ porost se nacházel na ploše v blízkosti staré meteorologické stanice, založené Botanickým ústavem AV ČR v r. 1976. Tento porost nebyl kosen nejméně po dobu, kdy byla v provozu meteostanice, (tj. od roku 1976).
4. „Porost zaplavený“ je umístěn blíže k rybníku Rožmberku (v okolí nově zbudované stanice ÚSBE AV ČR). Nebyl kosen nejméně po dobu posledních 50 let (HOVORKOVÁ, 2007).

### 5.2 Fytocenologické snímkování

#### 5.2.1 Princip metody

Pokud chceme získat objektivní výsledky, je důležité vybrat vhodnou velikost a tvar studované plochy. Při volbě velikosti je vhodné stanovení tzv. miniareálu, který představuje nejmenší vhodnou velikost studované plochy podle typu společenstva. Miniareál je vytyčen metodou užívající křivky závislosti druhů na postupně se zvětšující studijní ploše. Velikost miniareálu lze určit metodou, která je založena na velikosti a stupni floristické podobnosti nebo metodou založenou na homogenitě porostu. Tyto postupy jsou však velice pracné a proveditelné pouze na plochách o velké rozloze. Proto je nutné omezit se na použití plochy alespoň o velikosti

empiricky odhadnutého miniareálu pro daný typ společenstva a je třeba ověřit, zda její rozměr dostatečný. Po soupisu druhů na vymezené ploše zdvojnásobíme její velikost a zaznamenáme druhy, které nově přibýly. Prohlídkou okolí zvětšené plochy zjistíme, zda jde o ojediněle se vyskytující jedince, nebo jestli se tyto druhy vyskytují i jinde v porostu. V prvním případě je plocha dostatečná. V druhém případě musíme zvětšení opakovat, dokud nepřestanou druhy přibývat (MORAVEC et al., 1994).

MUELLER – DOMBOIS ET ELLENBERG (1974) in MORAVEC A KOL. (1994) uvádějí tyto hodnoty miniareálu podle typu spločenstva: lesy (včetně stromového patra) 200-500 m<sup>2</sup>, lesy (pouze nižší patra) 20-200 m<sup>2</sup>, keříková společenstva 10-25 m<sup>2</sup>, xeromorfní travinná společenstva 50-100 m<sup>2</sup>, kosené louky 10-25 m<sup>2</sup>, hnojené pastviny 5-10 m<sup>2</sup>, plevelová společenstva 25-100 m<sup>2</sup>, mechová společenstva 1-4 m<sup>2</sup>, lišejníková společenstva 0,1-1 m<sup>2</sup>.

Jako tvar studijních ploch se doporučuje čtverec nebo obdélník, u kterých se snadno určí velikost a plocha. Při umístění v dostatečných plochách nehraje roli tzv. kruhový efekt, při kterém je doporučena kruhová plocha. U společenstev vyskytujících se v úzkých pruzích je nutné použít protáhlý obdélník nebo plochy nepravidelného tvaru. U maloplošných společenstev je někdy nutno zapsat snímek na několika menších plochách.

Pro pokryvnost populací je možno použít několika metod, např. metodu liniovou, bodovou nebo grafickou. Jedno z nejjednodušších vyjádření je pomocí odhadu pokryvnosti. Při tomto stanovení se používá stupnic pokryvnosti, kde jednotlivé stupně vyjadřují třídy o určitém rozpětí pokryvnosti. Proto není toto stanovení obtížné a po zacvičení není zatíženo příliš velkou subjektivní chybou. Nejužívanější je šesti až sedmičlenná Braun-Blanquetova stupnice. Poněkud přesnější je desetičlenná Dominova stupnice. Přesnost odhadu pokryvnosti lze kontrolovat sečtením procent pokryvnosti u jednotlivých druhů. U společenstva nebo vegetačního patra, kde se jednotlivé populace nepřekrývají, se součet má blížit procentu celkové pokryvnosti. Díky vzájemnému překrývání populací, zejména v hustě zapojeném společenstvu, může tento součet značně překročit 100% (MORAVEC et al., 1994).

Braun-Blanquetova stupnice pokryvnosti:

5...pokryvnost 75-100%

4...pokryvnost 50-75%

3...pokryvnost 25-50%

2...pokryvnost 5-25%

1...pokryvnost pod 5% dosti hojně až roztroušeně

+...pokryvnost zanedbatelná, roztroušeně

r...ojediněle.

## 5.2.2 Fytocenologické snímky

Na každé ze studovaných ploch jsem vytyčila transekt a v pravidelných intervalech 10 m vymezila plochy 5x5 m. Nejprve jsem zaznamenala celkovou pokryvnost vegetace. Poté jsem hodnotila početnost a dominanci jednotlivých druhů upravenou stupnicí dle Braun-Blanqueta (MORAVEC et al., 1994). Druhy, které se nalézaly v počtu 1 – 3, jsem označila malým písmenem r. Druhy nalézající se v počtu větším než 3, ale se zanedbatelnou pokryvností, jsem označila +. Druhy s pokryvností do 5% jsem označila číslicí 1. U druhů s větším zastoupením jsem vyjádřila jejich pokryvnost procenty z celkové plochy. Jednotlivé transekty byly různě dlouhé, a proto obsahovaly různý počet ploch. Celkem jsem zhodnotila 41 ploch.

Popsanou metodou jsem získala seznam zastoupených druhů, které se na jednotlivých částech Mokřých loukách vyskytovaly, a odhadla jejich zastoupení. Použila jsem botanickou nomenklaturu dle KUBÁTA et al. 2002.

## 5.2.3 Stanovení stálosti druhů

Stálost druhů (v procentech) byla vypočítána podle vzorce:

$$C_i = ( a_i / n ) * 100$$

v němž je  $C_i$  ... stálost druhu  $i$  v %,  $a_i$  ... počet snímků s výskytem druhů,  $n$ ...celkový počet snímků (MORAVEC et al., 1994).

Při výpočtu průměrné pokryvnosti dominantních druhů byl zanedbán výskyt druhů, které na snímku získaly stupeň + nebo r. Za ruderalní byl považován druh, který byl takto označen v práci PRACHA (1993).



## 5.2.4 Ellenbergovy indikační hodnoty

Vztah mezi druhem a faktorem prostředí můžeme vyjádřit tzv. indikační hodnotou. Nejznámější a nejpoužívanější jsou Ellenbergovy indikační hodnoty (ELLENBERG et al. 1991). Pro hodnocení byly vybrány indikační hodnoty pro vlhkost a okrajově pro dusík. Po přiřazení hodnot k rostlinným druhům byla spočítána průměrná hodnota obou faktorů pro jednotlivé plochy.

V - vztah k vlhkosti (výskyt ve vztahu k půdní vlhkosti nebo vodní hladině)

1 na *extrémně suchých* půdách (např. vystupujících, obnažených skalách)

2 mezi 1 a 3

3 na *suchých* půdách

4 mezi 3 a 5

5 na *čerstvých* půdách (tzn. v "normálních - středních" podmínkách)

6 mezi 5 a 7

7 na *vlhkých* půdách, které nevysychají

8 mezi 7 a 9

9 na *mokrých* půdách, často špatně provzdušněných

10 na *pravidelně zaplavovaných* půdách

11 emerzní (vynořené) *vodní rostliny*, jejichž listy jsou většinou *v kontaktu s atmosférou*

12 submerzní (ponořené) *vodní rostliny*, většinou celé ponořené ve vodě.

N - vztah k (půdnímu) dusíku (výskyt v závislosti na obsahu amoniakálního nebo nitratového dusíku)

1 pouze v půdách *velmi chudých* na minerální dusík

2 mezi 1 a 3

3 převážně na *chudých* půdách

4 mezi 3 a 5

5 převážně na *středně bohatých* půdách

6 mezi 5 a 7

7 převážně na půdách *bohatých* minerálním dusíkem

8 *indikátor dusíku*

9 pouze na půdách *velmi bohatých* minerálním dusíkem (indikující znečištění, hnojiště atd.)

X označuje, že druh je k příslušnému faktoru indiferentní

## 6. Výsledky a diskuse

### 6.1 Druhová bohatost a stálost druhů v roce 2007

V roce 2007 byla druhově nejbohatší pravidelně kosená plocha s 29 rostlinnými druhy. Na ploše nepravidelně kosené bylo 17 rostlinných druhů, na ploše vůbec nekosené 16 rostlinných druhů a na ploše zaplavené 19 rostlinných druhů. Nejvíce druhů jsem našla na ploše pravidelně kosené, což ukazuje na vliv hospodaření. Na ploše nepravidelně kosené a vůbec nekosené převažovaly dominanty, které neumožnily rozvoj ostatních druhů. Na ploše zaplavené dochází k mírnému nárůstu, který je způsoben narušením porostu a působením vodních poměrů, tak může docházet k rozvoji méně vzrůstných druhů.

Tabulka 1 popisuje stálosti všech druhů, které se vyskytovaly na daných lokalitách v roce 2007. Největší stálosti (nad 50% na všech plochách) dosáhla ostřice štíhlá (*Carex acuta*). Na ploše pravidelně kosené, vůbec nekosené a zaplavené dosáhly největší stálosti rdesno pepřík (*Persicaria hydropiper*) a kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*). Na ploše pravidelně a nepravidelně kosené měly vysoké stálosti ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*), kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), na ploše pravidelně kosené a zaplavené barborka přitisklá (*Barbarea stricta*) a na ploše vůbec nekosené a zaplavené svízel bahenní (*Galium palustre*). Druhy, které dosahovaly vysoké stálosti pouze na jedné ze studovaných ploch byly třtina šedavá (*Calamagrostis canescens*), pcháč bahenní (*Cirsium palustre*), konopice polní (*Galeopsis tetrahit*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), křehkýš vodní (*Myosoton aquaticum*), rdesno obojživelné (*Persicaria amphibia*), rdesno menší (*Persicaria minor*) a šišák vroubkovaný (*Scutellaria galericulata*).

Další druhy, které se vyskytovaly v stálosti menší než 50%, ale měly zastoupení alespoň na třech ze čtyřech studovaných ploch byly vrbovka bahenní (*Epilobium palustre*), vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris*) a kostival lékařský (*Symphytum officinale*). Zastoupení na dvou plochách i s malou stálostí měl puškvorec obecný (*Acorus calamus*), merlík bílý (*Chenopodium album*), rukev bahenní (*Rorippa palustris*) a šřovík tupolistý (*Rumex obtusifolius*).

Stálost *Carex acuta* stoupala od pravidelně koseného porostu až k zaplavenému, což ukazuje na její zařazení k typicky mokřadním druhům. *Persicaria hydropiper* a *Urtica dioica* se vyskytovaly ve všech plochách vysokou stálostí kromě nepravidelně kosené plochy, kde převažovala *Phalaris arundinacea* a *Glyceria maxima*. Tyto vysoce

vzrůstné druhy neumožnily rozvoj dalším druhům. Malé stálosti dalších druhů jako např. *Lysimachia vulgaris* nebo *Scutellaria galericulata* také potvrzují toto tvrzení. V roce 2007 došlo k vysokému nárůstu *Calamagrostis canescens*, což bylo způsobeno příznivými podmínkami pro její šíření.

Tabulka 1: Stálost druhů pro rok 2007 v %. Tučně jsou vyznačeny druhy s pokryvností nad 50%. Do hodnot stálostí byly počítány druhy s hodnotami pokryvností + a r.

Druh	Plocha			
	P	N	V	Z
<i>Acorus calamus</i>		5		12
<i>Alopecurus pratensis</i>	14			
<i>Arctium minus</i>	14			
<i>Barbarea stricta</i>	<b>71</b>	5	44	<b>87</b>
<i>Calamagrostis canescens</i>		17	11	<b>100</b>
<i>Carex acuta</i>	<b>57</b>	<b>58</b>	<b>88</b>	<b>100</b>
<i>Carex vesicaria</i>	<b>85</b>	64		
<i>Cirsium palustre</i>	<b>57</b>		11	12
<i>Cirsium vulgare</i>	28			
<i>Epilobium palustre</i>	42		33	25
<i>Filipendula ulmaria</i>	14			
<i>Galeopsis tetrehit</i>	28		<b>66</b>	12
<i>Galium palustre</i>		23	<b>55</b>	<b>62</b>
<i>Glyceria maxima</i>	14	<b>85</b>	44	50
<i>Chenopodium album</i>	28	5		
<i>Juncus effusus</i>		5		
<i>Lactuca serriola</i>	14			
<i>Lysimachia vulgaris</i>	14	11	22	50
<i>Lythrum salicaria</i>	<b>71</b>	<b>70</b>		12
<i>Myosotis palustris</i>	14			
<i>Myosoton aquaticum</i>	<b>71</b>	5	44	
<i>Oenanthe aquatica</i>				12
<i>Persicaria amphibia</i>	<b>57</b>	35	11	12
<i>Persicaria hydropiper</i>	<b>85</b>	23	<b>88</b>	<b>100</b>
<i>Persicaria minor</i>	<b>71</b>			
<i>Phalaris arundinacea</i>	<b>100</b>	<b>100</b>	11	12
<i>Poa palustris</i>	14			
<i>Ranunculus flamula</i>	<b>57</b>			
<i>Ranunculus repens</i>	14			
<i>Rorippa palustris</i>	14			
<i>Rumex obtusifolius</i>	42			25
<i>Sanguisorba officinalis</i>	14			
<i>Scirpus sylvaticus</i>		5		
<i>Scutellaria galericulata</i>			11	<b>100</b>
<i>Symphytum officinale</i>	14		44	12
<i>Urtica dioica</i>	<b>57</b>	29	<b>88</b>	<b>75</b>
<b>Počet snímků</b>	7	17	9	8
<b>Počet druhů</b>	29	17	16	19

## 6.2 Meziroční rozdíly ve vegetačním složení

Na studovaných plochách se v roce 2007 nacházelo celkově 34 druhů, což je o 4 druhy méně než v roce 2006.

Na ploše pravidelně kosené se v roce 2007 ve srovnání s rokem 2006 nevyskytovaly jednoleté druhy laskavec ohnutý (*Amaranthus retroflexus*), dvouzubec trojdílný (*Bidens tripartita*), ježatka kuří noha (*Echinochloa crus-galli*) a ptačinec prostřední (*Stellaria media*), z vytrvalých druhů pak jitrocel prostřední (*Plantago media*) a pampeliška lékařská (*Taraxacum* sect. *Ruderalia*). Naopak jsem našla druhy nové, které se zde v roce 2006 nenalezaly. Z jednoletých druhů konopici polní (*Galeopsis tetrahit*) a merlík bílý (*Chenopodium album*). Z druhů vytrvalých psárku luční (*Alopecurus pratensis*), lopuch menší (*Arctium minus*), vrbovka bahenní (*Epilobium palustre*), tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*), lociku kompasovou (*Lactuca serriola*), rdesno menší (*Persicaria minor*) a pryskyřník plazivý (*Ranunculus repens*).

Na ploše nepravidelně kosené se v roce 2007 vyskytovaly stejné druhy jako v roce 2006. V roce 2007 jsem navíc našla druhy nové. Z jednoletých druhů jsem našla rdesno pepřík (*Persicaria hydropiper*) a z vytrvalých puškvorec obecný (*Acorus calamus*), barborku přitisklou (*Barbarea stricta*), třtinu šedavou (*Calamagrostis canescens*), merlík bílý (*Chenopodium album*), sítinu rozkladitou (*Juncus effusus*), křehkýš vodní (*Myosoton aquaticum*), vrbinu obecnou (*Lysimachia vulgaris*), rdesno menší (*Persicaria minor*), skřípínu lesní (*Scirpus sylvaticus*) a kopřivu dvoudomou (*Urtica dioica*).

Na ploše vůbec nekosené se v roce 2007 se nevyskytoval vytrvalý druh kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*). Kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*) se nevyskytoval stejně jako v předchozím roce přímo na transektu, ale v jeho těsné blízkosti. Našla jsem 6 druhů nových, které se zde v roce 2006 nevyskytovaly. Z jednoletých druhů konopice polní (*Galeopsis tetrahit*). Z vytrvalých druhů se na ploše nekosené nacházely druhy třtina šedavá (*Calamagrostis canescens*), pcháč bahenní (*Cirsium palustre*), vrbovka bahenní (*Epilobium palustre*), křehkýš vodní (*Myosoton aquaticum*) a šišák vroubkovaný (*Scutellaria galericulata*).

Na ploše zaplavené se v roce 2007 se nevyskytovala jednoletá rukev bahenní (*Rorippa palustris*) a vytrvalé druhy ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*), kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*) a pryskyřník plamének (*Ranunculus flammula*). Našla jsem 7 druhů nových. Z jednoletých k nim patřila konopice polní (*Galeopsis tetrahit*)

a z druhů vytrvalých pcháč bahenní (*Cirsium palustre*), vrbovka bahenní (*Epilobium palustre*), halucha vodní (*Oenanthe aquatica*), rdesno obojživelné (*Persicaria amphibia*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a šišák vroubkovaný (*Scutellaria galericulata*).

Tabulka 2 popisuje meziroční porovnání stálosti druhů, které se vyskytovaly na daných lokalitách. Největší stálosti z jednoletých druhů dosáhlo rdesno peprník (*Persicaria hydropiper*), které se vyskytovalo v roce 2006 i 2007. Z vytrvalých druhů měla vysokou stálost ostřice štíhlá (*Carex acuta*), která se po oba roky vyskytovala na všech plochách. Vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris*), kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) chyběly pouze na jedné z ploch. Zblochan vodní (*Glyceria maxima*) chyběl pouze na dvou plochách a ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*) a svízel bahenní (*Galium palustre*) chyběly na třech plochách. Zbytek druhů se vyskytoval maximálně na třech plochách z celkového počtu ploch roku 2006 a 2007.

Z tabulky 2 není patrný žádný trend ukazující na větší stálost vlhkomilných druhů v roce 2006 nebo terestrických druhů v roce 2007. Pravděpodobným vysvětlením je to, že povodně v roce 2006 nepůsobily v takovém měřítku, aby radikálně ovlivnily vegetaci.

Tabulka 2: Meziroční porovnání stálostí druhů. Tučně jsou vyznačeny druhy s pokrývností nad 50%. Mz-mezofyta (Ellenbergova indikační hodnota pro vlhkost 4-5), Hg-hygrofyta (6-7), Hy-hydrfyta (8 a víc).

Druhy jednoleté	Plocha/Rok								
	Forma	P06	P07	N06	N07	V06	V07	Z06	Z07
<i>Amaranthus retroflexus</i>	M	28							
<i>Bidens tripartita</i>	Hy	14							
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Mz	28							
<i>Echinochloa crus-galli</i>	-	14							
<i>Galeopsis tetrahit</i>	-		28				66		12
<i>Chenopodium album</i>	Mz		28		5				
<i>Persicaria hydropiper</i>	Hy	42	85		23	100	88	88	100
<i>Persicaria minor</i>	Hy		71						
<i>Rorippa palustris</i>	Hy	100	14					22	
<i>Stellaria media</i>	M	14							
<b>Druhy vytrvalé</b>									
<i>Acorus calamus</i>	Hy				5			22	12
<i>Alopecurus pratensis</i>	Hg		14						
<i>Arctium minus</i>	Mz		14						
<i>Barbarea stricta</i>	-	14	71		5	22	44	33	87
<i>Calamagrostis canescens</i>	Hy				17		11	55	100
<i>Carex acuta</i>	Hy	28	57	87	58	100	88	100	100
<i>Carex vesicaria</i>	Hy	28	85	62	64			11	
<i>Cirsium palustre</i>	-	14	57				11		12
<i>Cirsium vulgare</i>	Mz	14	28						
<i>Epilobium palustre</i>	Mz		42				33		25
<i>Filipendula ulmaria</i>	Hy		14						
<i>Galium palustre</i>	Hy			25	23	11	55	100	62
<i>Glyceria maxima</i>	Hy		14	87	85	33	44	44	50
<i>Iris pseudacorus</i>	Hy	28				11		11	
<i>Juncus effusus</i>	Hg				5				
<i>Lactuca serriola</i>	Mz		14						
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Hy	14	14		11	33	22	55	50
<i>Lythrum salicaria</i>	Hy	28	71	3	70	33		22	12
<i>Myosotis palustris</i>	Hy	14	14						
<i>Myosoton aquaticum</i>	Hy		71		5		44		
<i>Oenanthe aquatica</i>	-								12
<i>Persicaria amphibia</i>	Hy	71	57	12	35	88	11		12
<i>Phalaris arundinacea</i>	Hy	100	100	100	100	11	11		12
<i>Plantago media</i>	-	14							
<i>Poa palustris</i>	Hy	57	14						
<i>Ranunculus flammula</i>	Gf	42	57						
<i>Ranunculus repens</i>	Gf		14						
<i>Rumex obtusifolius</i>	Hg	42	42					11	25
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Hg	14	14						
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Hy				5				
<i>Scutellaria galericulata</i>	Hy						11		100
<i>Symphytum officinale</i>	Hy		14			44	44	11	12
<i>Taraxacum officinale</i>	M-	42							
<i>Urtica dioica</i>	Hg	71	57		29	100	88	66	75
<b>Počet snímků</b>		7	7	8	17	9	9	9	8
<b>Počet druhů</b>		25	29	7	17	12	16	16	19

### 6.3 Pokryvnost dominant v roce 2007

V roce 2007 se na ploše pravidelně kosené (tabulka 9 v příloze) vyskytoval porost s dominantní chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*). Tento porost dále obsahoval větší množství ostřice měchýřkaté (*Carex vesicaria*) a ostřice štíhlé (*Carex acuta*).

Obrázek 5: Porostu chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) ze dne 5.5.2006 na Mokrých loukách u Třeboně ze dne 5.5. 2006 (foto Hana Čížková).



Na ploše nepravidelně kosené (tabulka 10 v příloze) převládala chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*) a ostřice štíhlá (*Carex acuta*).

Obrázek 6: Porost chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) na Mokrých loukách u Třeboně ze dne 18.7. 2006 (foto Hana Čížková).



Na ploše vůbec nekosené (tabulka 11 v příloze) se vyskytoval porost s dominantní ostřicí štíhlou (*Carex acuta*), zblochanem vodním (*Glyceria maxima*) a kopřivou dvoudomou (*Urtica dioica*).

Obrázek 7: Kostival lékařský (*Symphytum officinale*) a kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*) v části vůbec nekosené 15.6. 2006 (foto Hana Čížková).



Na ploše zaplavené (tabulka 12 v příloze) byla dominantní ostřice štíhlá (*Carex acuta*).

Obrázek 8: Zaplavená část, ostřice štíhlá (*Carex acuta*) s barborkou přitisklou (*Barbarea stricta*) ze dne 29.5.2006 (foto Hana Čížková).



Z průměrných hodnot pokryvností dominant uvedených v tabulce 3 je patrné, že ostřice štíhlá (*Carex acuta*) se vyskytovala na všech studovaných plochách. Největší



pokryvnost měla na ploše zaplavené (89%). Zblochan vodní (*Glyceria maxima*) se vyskytoval v porostu nepravidelně koseném s pokryvností 37%, v porostu vůbec nekoseném s pokryvností 20% a porostu zaplaveném pouze v minimálním množství. Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), dosahovala nejvyšší pokryvnosti v pravidelně kosené části (77%) a v nepravidelně kosené části (65%). Ve vůbec nekoseném porostu a v zaplaveném porostu se vyskytovala jen okrajově.

Tabulka 3: Průměrné pokryvnosti dominant pro rok 2007 v %.

Druh	Plocha			
	P	N	V	Z
<i>Carex acuta</i>	16	7	45	89
<i>Glyceria maxima</i>	0	37	20	0,2
<i>Phalaris arundinacea</i>	77	65	0	0

#### 6.4 Meziroční rozdíly v pokryvnosti druhů

Oproti roku 2006 došlo ke zvýšení průměrné pokryvnosti chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*). Malý pokles nastal v nepravidelně koseném porostu, kde se snížila pokryvnost ostřice štíhlé (*Carex acuta*). Snížila se průměrná pokryvnost zblochanu vodního (*Glyceria maxima*) na ploše nepravidelně kosené a ploše zaplavené.

Z rozdílů pokryvností v tabulce 4 je patrné, že ostřici štíhlé (*Carex acuta*) a rdesnu pepříku (*Persicaria hydropiper*) lépe vyhovoval mokrý rok 2006, kdežto chrastici rákosovité (*Phalaris arundinacea*), kopřivě dvoudomé (*Urtica dioica*) a konopici polní (*Galepsis tetrahit*) lépe vyhovoval suchý rok 2007.

Na to, jaké podmínky jednotlivým druhům vyhovují, můžeme soudit z jejich zastoupení v rostlinných společenstvech adaptovaných na různé stanovištní podmínky. V tabulce 5 jsou uvedeny svazy, ke kterým jsou jednotlivé druhy přiřazeny jako diagnostické. Ostřice štíhlá (*Carex acuta*) se na Mokrých loukách nalézá ve svazu *Caricion gracilis* Neuhäusl am. Balátová-Tuláčková 1963, tedy společenstvu vysokých ostřic, které typicky osídluje pobřeží stojatých vod. Ostřice štíhlá (*Carex acuta*) je dále přiřazena jako diagnostický druh do svazů v okolí velkých řek a olšin.

Tabulka 4: Porovnání druhů z let 2006 a 2007, které změnilo svou pokryvnost, alespoň na jedné ploše na 3 snímcích pokryvností větší než 5%. Tučně jsou vyznačeny druhy s pokryvností vyšší než 50%.

Druh	Plocha							
	P06	P07	N06	N07	V06	V07	Z06	Z07
<i>Carex acuta</i>	19	16	40	8	<b>61</b>	45	<b>75</b>	<b>89</b>
<i>Glyceria maxima</i>			<b>51</b>	17	13	20	8	0,2
<i>Phalaris arundinacea</i>	42	<b>77</b>	<b>56</b>	<b>72</b>	1			
<i>Galeopsis tetrahit</i>						2		
<i>Persicaria hydropiper</i>		0,2		0,1	24	8		3
<i>Urtica dioica</i>					0,2	22		1

Zblochan vodní (*Glyceria maxima*) je označen jako diagnostický druh svazu *Phragmition communis* Koch 1926 sladkovodních společenstev rákosin stojatých vod a svazu *Alnion glutinosae* Malcuit 1929, bažinných olšin na zamokřených půdách. Přestože rákosiny stojatých vod se typicky vyskytují v litorální až hydrické ekofázi, je zajímavé, že zblochan vodní nesnáší dlouhotrvající letní záplavu. Po povodni v roce 2002 totiž jeho porosty na Mokřích loukách odumřely a uvolněné plochy byly kolonizovány jinými druhy ze semen (FILIPOVÁ, 2006).

Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) vyskytující se na Mokřích loukách patří do svazu *Caricion gracilis* Neuhäusl am. Balátová-Tuláčková 1963, společenstva vysokých ostřic při pobřeží stojatých vod. Ostatní svazy, v nichž se vyskytuje jako diagnostický druh, jsou charakteristické pro nivy velkých toků. Rdesno peprník (*Persicaria hydropiper*) je označen jako diagnostický druh svazu *Salicion albae* Soó 1930, společenstvu stromovitých vrb a topolů osidlujících nejnižší polohy údolních niv při velkých řekách. Tento svaz přímo neodpovídá ekologické charakteristice Mokřích luk, ale naznačuje schopnost druhu *P. hydropiper* osidlovat úživné periodicky zaplavované biotopy.

Konopice polní (*Galeopsis tetrahit*) je označena jako diagnostický druh ve svazu *Galio-Alliarion* Lohmayer et Oberdorfer in Oberdorfer et al. 1967, který zahrnuje lemová stínomilná a vlhkomilná společenstva převážně dvouletých nitrofilních bylin na antropicky ovlivňovaných stanovištích. Na Mokřích loukách konopice polní (*Galeopsis tetrahit*) kolonizovala holé plochy. Její výskyt zde je vysvětlen obohacením živinami v důsledku hospodaření.

Tabulka 5: Zařazení druhů do svazů, podle zařazení do diagnostických druhů.

Druh	Svaz
<b><i>Carex acuta</i></b>	
	<i>Caricion gracilis</i> <i>Cnidion venosi</i> <i>Salicion albae</i> <i>Alnion glutinosae</i> <i>Salicion cinereae</i>
<b><i>Glyceria maxima</i></b>	
	<i>Phragmition communis</i> <i>Alnion glutinosae</i>
<b><i>Phalaris arundinacea</i></b>	
	<i>Phalaridion arundinaceae</i> <i>Caricion gracilis</i> <i>Cnidion venosi</i> <i>Veronico longifoliae-Lysimachion vulgaris</i> <i>Salicion triandrae</i> <i>Salicion albae</i> <i>Senecion fluviatilis</i>
<b><i>Persicaria hydropiper</i></b>	
	<i>Salicion albae</i>
<b><i>Galeopsis tetrahit</i></b>	
	<i>Galio-Alliarion</i>
<b><i>Urtica dioica</i></b>	
	<i>Salicion triandrae</i> <i>Salicion albae</i> <i>Alnion incanae</i> <i>Chelidonio-Robinion</i> <i>Senecion fluviatilis</i> <i>Petasition officinalis</i> <i>Arction lappae</i> <i>Aegopodion podagrariae</i> <i>Rumicion alpiny</i>

Konopice polní (*Galeopsis tetrahit*) je označena jako diagnostický druh ve svazu *Galio-Alliarion* Lohmayer et Oberdorfer in Oberdorfer et al. 1967, který zahrnuje lemová stínomilná a vlhkomilná společenstva převážně dvouletých nitrofilních bylin na antropicky ovlivňovaných stanovištích. Na Mokrých loukách konopice polní (*Galeopsis tetrahit*) kolonizovala holé plochy. Její výskyt zde je vysvětlen obohacením živinami v důsledku hospodaření.

Kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) se vyskytuje ve svazech, které osidlují dva typy stanovišť: a to buď ruderální, nebo nivní. Na nivních stanovištích se vyskytuje

díky své vlastnosti dobře snášet vlhkost. Extrémní záplava sice značně omezí její růst (HOVORKOVÁ, 2007), avšak je schopna dobře regenerovat z oddenků v dalším, příznivějším období. Výskyt kopřivy na Mokřých loukách je umožněn kombinací její schopnosti přežít zaplavení a dobře využívat minerální živiny.

## 6.5 Indikační hodnoty dle Ellenberga

Indikační hodnoty druhů, které se vyskytovaly na Mokřých loukách v roce 2006 a 2007, jsou uvedeny v tabulce 6. Podle Ellenbergových indikačních hodnot je většina zjištěných druhů charakteristických pro půdy středně až vysoce zásobené dusíkem. Výjimkami jsou tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), locika kompasová (*Lactuca serriola*), pryskyřník plamének (*Ranunculus flammula*), skřípina lesní (*Scirpus sylvaticus*), krvavec toten (*Sanguisorba officinalis*).

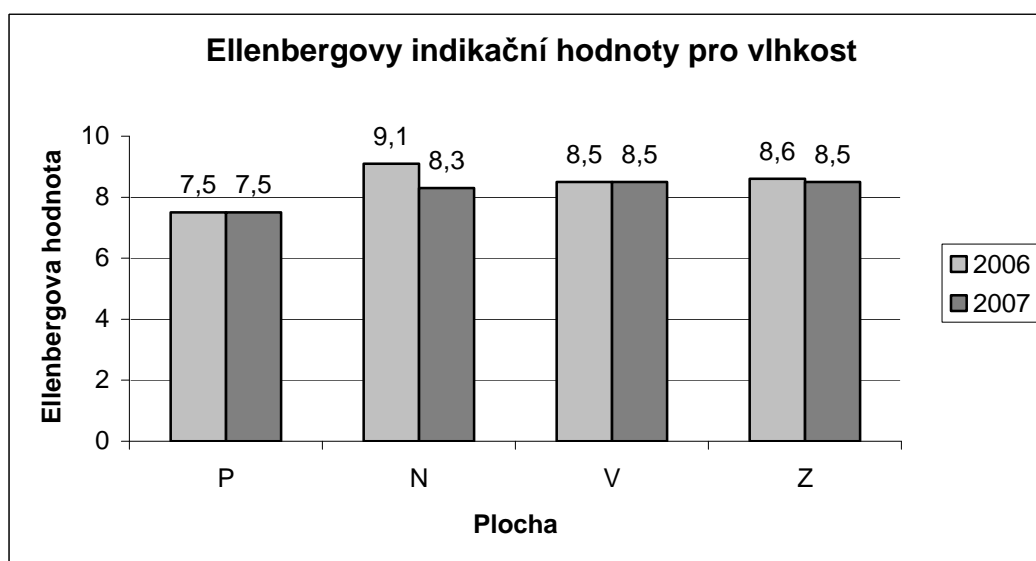
Podle indikačních hodnot pro vlhkost se většina druhů typicky nalézá na vlhkých až mokřých půdách. Více než polovina druhů měla Ellenbergovy hodnoty pro vlhkost vyšší než 7: puškvorec obecný (*Acorus calamus*), třtina šedavá (*Calamagrostis canescens*), ostřice štíhlá (*Carex acuta*), ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*), tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*), svízel bahenní (*Galium palustre*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*), vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris*), kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*), pomněnka bahenní (*Myosotis palustris*), křehkýš vodní (*Myosoton aquaticum*), rdesno pepřík (*Persicaria hydropiper*), rdesno obojživelné (*Persicaria amphibia*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), rukev bahenní (*Rorippa palustris*), lipnice bahenní (*Poa palustris*), pryskyřník plamének (*Ranunculus flammula*), krvavec toten (*Sanguisorba officinalis*), kostival lékařský (*Symphytum officinale*), skřípina lesní (*Scirpus sylvaticus*), šišák vroubkovaný (*Scutellaria galericulata*).

V tabulce 6 je také uvedeno zastoupení ruderalních druhů: laskavec ohnutý (*Amaranthus retroflexus*), locika kompasová (*Lactuca serriola*), merlík bílý (*Chenopodium album*), jitrocel prostřední (*Plantago media*) a ptačinec prostřední (*Stellaria media*) mají hodnoty vlhkosti odpovídající spíše sušším až středně vlhkým půdám. To vysvětluje i jejich absenci v roce 2006, kdy byly Mokřé louky bohatě zásobeny vodou. Lopuch menší (*Arctium minus*), pcháč obecný (*Cirsium vulgare*), pcháč bahenní (*Cirsium palustre*), ježatka kuří noha (*Echinochloa crus-galli*), pampeliška lékařská (*Taraxacum* sect. *ruderalia*) mají shodné Ellenbergovy hodnoty

pro vlhkost, které indikují výskyt na středně vlhkých půdách. Šťovíku tupolistému (*Rumex obtusifolius*) a kopřivě dvoudomé (*Urtica dioica*), vyhovují vlhčí stanoviště. Podobné hodnoty jsou i u dusíku, kdy většina ruderálních druhů je indikátorem dusíku nebo se typicky vyskytují na půdách velmi dobře zásobených dusíkem. Výjimku tvoří locika kompasová (*Lactuca serriola*) a jitrocel prostřední (*Plantago media*), které mají nejmenší indikační hodnotu pro dusík ze všech ruderálních druhů.

Průměrný Ellenbergův index v roce 2007 pro vlhkost stoupal od pravidelně kosené části, která je v nejsušší oblasti, kde dosahuje hodnoty 7,5, přes nepravidelně kosenou část (8,3), vůbec nekosenou část (8,5) až po část zaplavenou (8,6) (graf 5). Tyto hodnoty odpovídají vlhkým půdám, které nevysychají, až mokřým půdám. V průměrných Ellenbergových indexech pro jednotlivé plochy nebyl zjištěn podstatný rozdíl mezi roky 2006 a 2007 (graf 5). Ani Ellenbergovy indikační hodnoty vážené pokryvností neukázaly žádný rozdíl mezi roky 2006 a 2007 (data neuvedena).

Graf 5: Ellenbergovy indikační hodnoty pro vlhkost v roce 2006 a 2007. P-plocha pravidelně kosená, N- plocha nepravidelně kosená, V-plocha vůbec nekosená, Z-plocha zaplavená.



Tabulka 6: Ellenbergovy indikační hodnoty pro vlhkost a dusík v a příslušnost k ruderalním druhům. X- druh je k příslušnému faktoru indiferentní.

Druh	Vlhkost	Dusík	Ruderalní druh
<i>Acorus calamus</i>	10	7	
<i>Alopecurus pratensis</i>	6	7	
<i>Amaranthus retroflexus</i>	4	9	R
<i>Arctium minus</i>	5	9	R
<i>Barbarea stricta</i>	-	-	
<i>Bidens tripartita</i>	8	8	
<i>Calamagrostis canescens</i>	9	5	
<i>Carex acuta</i>	9	5	
<i>Carex vesicaria</i>	9	5	
<i>Cirsium palustre</i>	x	7	R
<i>Cirsium vulgare</i>	5	8	R
<i>Echinochloa crus-galli</i>	5	8	R
<i>Epilobium palustre</i>	-	-	
<i>Filipendula ulmaria</i>	8	4	
<i>Galeopsis tetrahit</i>	-	-	R
<i>Galium palustre</i>	9	4	
<i>Glyceria maxima</i>	10	9	
<i>Chenopodium album</i>	4	7	R
<i>Iris pseudacorus</i>	10	7	
<i>Juncus effusus</i>	7	4	
<i>Lactuca serriola</i>	4	4	R
<i>Lysimachia vulgaris</i>	8	x	
<i>Lythrum salicaria</i>	8	x	
<i>Myosotis palustris</i>	8	5	
<i>Myosoton aquaticum</i>	8	8	
<i>Oenanthe aquatica</i>	-	-	
<i>Persicaria amphibia</i>	11	7	
<i>Persicaria hydropiper</i>	8	8	
<i>Persicaria minor</i>	-	-	
<i>Phalaris arundinacea</i>	8	7	
<i>Plantago media</i>	4	3	R
<i>Poa palustris</i>	9	7	
<i>Ranunculus flammula</i>	9	2	
<i>Ranunculus repens</i>	7	x	
<i>Rorippa palustris</i>	9	8	
<i>Rumex obtusifolius</i>	6	9	R
<i>Sanguisorba officinalis</i>	7	3	
<i>Scirpus sylvaticus</i>	9	4	
<i>Scutellaria galericulata</i>	9	6	
<i>Stellaria media</i>	4	8	R
<i>Symphytum officinale</i>	8	8	
<i>Taraxacum sect.</i>			
<i>Ruderalia</i>	5	7	R
<i>Urtica dioica</i>	6	8	R

## 6.5 Možný vztah složení vegetace k průběhu počasí v letech 2006-2007

Podle způsobu, jakým se šíří rostliny na nové biotopy, se liší jejich míra a rychlost reakce na extrémní meteorologické situace. Většina mokřadních rostlin se rozmnožuje generativně i vegetativně (tabulka 7). Vegetativní rozmnožování umožňuje mokřadním rostlinám rychlou obnovu na zamokřených půdách, ale umožňuje jejich šíření pouze na krátké vzdálenosti. Nemůžeme u nich proto pozorovat větší změny ve stálosti v kratším časovém úseku. Rozmnožování generativní umožňuje rostlinám šíření na delší vzdálenosti. Jejich šíření do plně zapojených porostů je však omezeno na situace, kdy je porost rozvolněn např. v důsledku mechanického poškození. Generativně se šířící druhy proto může podpořit antropogenní působení. Jako příklady můžeme uvést ruderalní druhy laskavec ohnutý (*Amaranthus retroflexus*), ježatku kuří nohu (*Echinochloa crus-galli*) a ptačinec prostřední (*Stellaria media*), kdy jednotlivá semena mohla být na Mokré louky zavlečena mechanizací v roce 2006. V následujícím roce 2007 se tyto druhy na Mokřích loukách nevyskytovaly. Možné jsou také změny ve výskytu po povodni, kdy se vyskytují holé plochy na místě oslabených nebo odumřelých porostů. V práci FILIPOVÉ (2006) je ukázán nálet *Galeopsis tetrahit* na holé plochy.

V roce 2002 se začala šířit chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) na úkor ostřice štíhlé (*Carex acuta*). Povodeň kulminovala v době šíření semen chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*), a tak napomohla jejich šíření. Povodeň současně poškodila porost ostřice štíhlé (*Carex acuta*). V rozvolněném porostu se následně mohla semena chrastice uchytit. V roce 2002 došlo také k výraznému úbytku (*Calamagrostis canescens*), která v 80. letech 20. století tvořila většinu produkce na ploše nekosené, hned po dominantní ostřici (*Carex spp.*) (KVĚT et al., 2002). *Calamagrostis canescens* se opět objevuje v roce 2006, ale ve větším množství až v roce 2007, který byl charakterizován srážkovým deficitem na jaře.

Odolnost na zaplavení umožňuje koexistenci ostřici štíhlé (*Carex acuta*) a ostřici měchýřkaté (*Carex vesicaria*). Po většinu času je ve výhodě ostřice štíhlá (*Carex acuta*), která vytváří více odnoží než ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*). Odlišnosti s vývojem odnoží závisí na hladině podzemní vody. U ostřice štíhlé (*Carex acuta*) se ukazuje, že se vzrůstající vodní hladinou klesá počet rostlin s vyšším počtem vegetativních odnoží. U ostřice měchýřkaté (*Carex vesicaria*) v litorální ekofázi je počet rostlin s nízkým počtem vegetativních odnoží nejvyšší, avšak zároveň nejčastěji jsou rostliny s vyšším počtem odnoží vytvářeny v limosní ekofázi.

Tabulka 7: Přehled typů rozmnožování u druhů vyskytujících se na studovaných lokalitách. 1-jednoletá, 2-vytrvalá rostlina. Gf-geofit, Hf-hydrofit, Hkf-hemikryptofit, Tf-terofit. Údaje dle Kubáta et al. 2002. Hyd-hydrochorní, Zo-zoochorní, Ane-anemorchní.

Druh	Veg.	Gen.	Živ. forma	Jedno- /Víceleté	Šíření semen
<i>Acorus calamus</i>	*		Hf	2	
<i>Alopecurus pratensis</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Barbarea stricta</i>		*	Hkf	2	
<i>Bidens tripartita</i>		*	Tf	1	
<i>Calamagrostis canescens</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Carex acuta</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Carex vesicaria</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Epilobium palustre</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Filipendula ulmaria</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Galium palustre</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Glyceria maxima</i>	*	*	Hkf-Tf	2	
<i>Iris pseudacorus</i>	*	*	Gf	2	Hyd-Zo
<i>Juncus effusus</i>		*	Tf	1	
<i>Lysimachia vulgaris</i>	*	*	Hkf	2	Hyd
<i>Lythrum salicaria</i>	*	*	Hkf	2	Hyd
<i>Myosotis palustris</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Myosoton aquaticum</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Oenanthe aquatica</i>	*	*	Tf-Hkf	2	
<i>Persicaria amphibia</i>	*	*	Hf-Hkf	2	
<i>Persicaria hydropiper</i>	*	*	Tf	1	
<i>Persicaria minor</i>		*	Tf	1	
<i>Phalaris arundinacea</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Poa palustris</i>		*	Hkf	2	
<i>Ranunculus flammula</i>	*	*	Hkf	2	Hyd
<i>Ranunculus repens</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Rorippa palustris</i>		*	Tf	1	
<i>Sanguisorba officinalis</i>	*	*	Hkf	2	Hyd
<i>Scirpus sylvaticus</i>	*	*	Gf	2	
<i>Scutellaria galericulata</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Symphytum officinale</i>	*	*	Hkf-Gf	2	
<b>Ruderální druhy</b>					
<i>Amaranthus retroflexus</i>		*	Tf	1	Ane
<i>Arctium minus</i>	*		Hkf	2	
<i>Cirsium vulgare</i>		*	Hkf	2	Ane
<i>Cirsium palustre</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Echinochloa crus-galli</i>		*	Tf	1	Hyd-Zo
<i>Galeopsis tetrahit</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Chenopodium album</i>		*	Tf	1	
<i>Lactuca serriola</i>	*	*	Tf-Hkf	1,2	Ane
<i>Plantago media</i>	*	*	Hkf	2	
<i>Rumex obtusifolius</i>		*	Hkf	2	
<i>Stellaria media</i>		*	Tf	1	
<i>Taraxacum</i> sect.					
<i>Ruderalia</i>	*	*	Hkf	2	Hyd
<i>Urtica dioica</i>	*	*	Hkf	2	Hyd



Při srovnání litorální ekofáze s limosní a terestrickou se ukazuje, že vysoká hladina zaplavení zbrzdí průběh životního cyklu, což se projevuje v opožděném nárůstu vegetativních odnoží při současném snížení úlohy generativní reprodukce (SOUKUPOVÁ, 1986).

V relativně suchém roce 2007, kde byla na začátku roku vysoká hladina podzemní vody, se vyskytovalo nejvíce druhů (tabulka 8).

Tabulka 8: Porovnání výskytu druhů na ploše zaplavené.

Druh	2005	2006	2007	2008
<i>Acorus calamus</i>		*	*	
<i>Barbarea stricta</i>	*	*	*	*
<i>Carex acuta</i>	*	*	*	*
<i>Carex vesicaria</i>		*		
<i>Calamagrostis canescens</i>		*	*	*
<i>Epilobium palustre</i>	*		*	
<i>Galium palustre</i>	*	*	*	*
<i>Glyceria maxima</i>	*	*	*	*
<i>Iris pseudacorus</i>	*	*		
<i>Lysimachia vulgaris</i>	*	*	*	*
<i>Lythrum salicaria</i>	*	*	*	*
<i>Persicaria amphibia</i>			*	
<i>Persicaria hydropiper</i>	*	*	*	*
<i>Phalaris arundinacea</i>			*	
<i>Phellandrium aquaticum</i>			*	
<i>Ranunculus flamula</i>	*	*		
<i>Ranunculus repens</i>	*			
<i>Roripa palustris</i>		*		
<i>Scutellaria galericulata</i>	*		*	*
<i>Symphytum officinale</i>		*	*	
<b>Ruderální druhy</b>				
<i>Cirsium palustre</i>			*	*
<i>Galeopsis tetrahit</i>	*		*	
<i>Rumex obtusifolius</i>		*	*	
<i>Urtica dioica</i>	*	*	*	*
<b>Počet rostlinných druhů</b>	12	16	19	11

## 6.6 Porovnání s výsledky jiných studií

Rostoucí antropogenní ovlivnění hydrologického režimu a zhoršování klimatu má za následek stále častěji se objevující extrémní a nepředvídatelné hydrologické jevy, kterými jsou povodně nebo naopak sucha. Tyto změny ovlivňují rozvoj vegetace (MIAO et al., 2009).

V Evropě vzrostl počet povodní v posledních desetiletích, a to především v letních měsících. Mokřady patří k biologicky bohatému prostředí, mezi jehož funkce mimo jiné patří zadržení vody při povodních. Mokřady také snižují obsah znečišťujících látek a živin. Při letních povodních dochází k výrazně vyšší mikrobiální aktivitě než u zimních povodní. Kvalita vody hraje méně důležitou roli v reakci na krátkodobé zaplavení, což lze vysvětlit menším průsakem vody do zamokřené půdy. Zápavy také přenášejí na lokality obrovské množství semen. Za příhodných podmínek rostliny zakoření a vytvoří novou kolonii. Obnovení či zvýšení retenční schopnosti vhodných částí povodí s cílem zabránit zaplavení jiných míst často souvisí se znovuvytvořením většího počtu biologicky rozmanitých říčních ekosystémů (BANACH et al., 2009). Změny je třeba pochopit v širším měřítku a k ekosystému přistupovat jako k součásti krajiny a nikoli jako k izolovaným složkám. V různorodé krajině se totiž ekosystémy vzájemně ovlivňují, (FORMAN, GODRON, 1993).

SOUKUPOVÁ (1986) sledovala vztah mezi složením vegetace a hydrologickým režimem na Mokřých loukách u Třeboně v letech 1979 až 1983. V tomto pětiletém období bylo v důsledku několika po sobě následujících suchých let pozorováno v zóně *Caricetum acueae* postupné zaklesání hladiny projevující se zkrácením až absencí litorální ekofáze a naopak prodloužením ekofáze terestrické. Hydrická ekofáze se projevila během desetiletého pozorování pouze čtyřikrát. Pro rozvoj společenstva v roce 1981 měl význam hydrologický režim v předchozím roce 1980, kdy voda zaklesla do terestrické ekofáze po velmi krátké období na přelomu září a října. V roce 1981 se prodloužila terestrická ekofáze na téměř celé letní období. Závěr vegetační doby byl ovšem opět vlhčí, podobně jako nástup vegetační sezóny v roce 1982. Od poloviny května roku 1982 však vodní hladina nad úroveň půdního povrchu nevystoupila až do konce roku 1983. Charakter ekoperiody v letech 1982 a 1983 lze označit za velmi suchý, prohlubující sucho kulminovalo v roce 1984.

Pro analýzu vegetace na Mokřých loukách v letech 1981 až 1983 byly využívány záznamy struktury vegetace v ročních intervalech. Všechny studované plochy prodělaly téměř stejný vývoj. V porostech s dominantní ostřicí štíhlou (*Carex acuta*) došlo k expanzi třtiny šedavé (*Calamagrostis canescens*), která se od doprovodného druhu s 10 až 15% zastoupením v roce 1981 o dva roky později projevila jako dominanta. Zásah třtiny šedavé (*Calamagrostis canescens*) do porostu s dominantní ostřicí štíhlou (*Carex acuta*) vedl ke zvýšení mozaikovitosti porostu. Toho využily ostatní doprovodné druhy jako ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria*), vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris*).

Tento vývoj ukazuje na vliv suššího počasí, kde má třtina šedavá (*Calamagrostis canescens*) lepší podmínky pro svůj vývoj než ostřice (SOUKUPOVÁ, 1986).

V severovýchodním Polsku v horní části řeky Narew se nacházejí mokřady, které byly roce 1996 vyhlášeny Národním parkem. Vegetaci tvoří rostlinná společenstva ostřic (*Caricetum elatae* a *Caricetum gracilis*), společenstvo s dominantním rákosem obecným (*Phragmitetum communis*) a malé shluky vrb (*Salicetum pentandrocineriae*). Vzhledem k rostlinnému zastoupení a významu pro vodní ptactvo byly zapsány do mokřadů mezinárodního významu. Mokřady v okolí řeky Narew byly ovlivněny rekultivačními zásahy. Rekultivační zásahy vedly ke snížení hladiny řeky, četnosti záplav i hladiny podzemní vody. Vztah mezi klimatem, hydrologickým režimem a složením vegetace úzce souvisí. Změna klimatu v oblasti má zásadní význam pro hydrologický režim v regionu. Na základě globálního modelu změny klimatu se dospělo k závěrům, že nejzranitelnější jsou oblasti ovlivněné na jaře táním sněhu. V posledních třiceti letech došlo v Polsku ke značné změně klimatu. Bylo pozorováno zvýšení průměrné roční teploty vzduchu a snížení množství srážek. Oblast řeky Narew je postižena záplavami od března někdy až do června. Od roku 1970 do roku 2000 však došlo ke snížení počtu dnů, kdy jsou mokřady zaplaveny povrchovou vodou. Snížení přítoku povrchové vody, pokles srážek v letních měsících a zvýšená evapotranspirace vedly ke snížení hladiny podzemní vody. Hladina podzemní vody klesla až o 60 cm ve srovnání s minulostí. K poklesu hladiny podzemní vody může vést i ukončení hospodaření a v tomto důsledku šíření rákosu obecného (BANASZUK, KAMOCKI, 2008). V mezidruhové konkurenci ovlivněné změnami počasí jsou zvýhodněny vytrvalé rostliny (EMERCI et al., 2009). Při pokusech o znovuoobnovení mokřadních porostů je také důležité zastoupení podobných společenstev v oblasti (BISCHOFF, 2002).

## 7. Závěr

Vegetaci Mokřých luk v posledních letech ovlivňuje vyšší výskyt extrémních meteorologických jevů, jakými jsou období sucha na jedné straně a povodně na straně druhé. Cílem diplomové práce bylo shrnout poznatky o změně druhového složení a pokryvnosti dominantních druhů hospodářsky různě využívaných ploch pod vlivem měnícího se počasí. Pro vlastní zpracování jsem použila dostupné literární zdroje a potřebná data jsem získala terénním šetřením.

Rozdíly mezi mokřým rokem 2006 a suchým rokem 2007 byly zjištěny pouze v pokryvnosti dominant, ale nikoli ve stálosti druhů. Oproti roku 2006 došlo v roce 2007 ke zvýšení průměrné pokryvnosti chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a došlo k dalšímu nárůstu třtiny šedavé (*Calamagrostis canescens*). V meziročních porovnáních Ellenbergových hodnot pro vlhkost nedošlo k výraznějším změnám. Ellenbergovy indikační hodnoty pro oba roky odpovídají vlhkým půdám, které nevysychají, až mokřým půdám.

Výsledky ukazují, že společenstvo je poměrně stabilní ve vztahu ke krátkodobým výkyvům počasí. K podrobnějšímu posouzení změn vegetace ve vztahu k průběhu počasí je třeba dlouhodobější pozorování.

## 8. Literatura

ALLEN, L.H. (1997): Mechanisms and rates of O<sub>2</sub> transfer to and through submerged rhizomes and roots via aerenchyma. Soil and Crop Science Society of Florida 56: 41-54 .

ANONYMUS 1: [on-line], [cit. 09.02.2008]. Dostupné na internetu: [www.cski.krajinari.com/archiv/seminar\\_mvn\\_06.pdf](http://www.cski.krajinari.com/archiv/seminar_mvn_06.pdf).

ANONYMUS 2: [on-line], [cit. 26.03.2008]. Dostupné na internetu: <http://www.ramsar.org>.

ANONYMUS 3: [on-line], [cit. 12.03.2008]. Dostupné na internetu: [www.vuzt.cz/poraden/prirucky/p2007\\_01.pdf](http://www.vuzt.cz/poraden/prirucky/p2007_01.pdf).

ARMSTRONG, J., ARMSTRONG, W. (1989): Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites Australis* (Cav.) Trin. ex Steud. New Phytol. 114: 121-128.

ARMSTRONG, W., JUSTIN, S.H.F.W., BECKETT, P.M., LYTHER, S. (1990): Root adaptation to soil waterlogging. Aquat. Bot. 39: 57-73.

ARMSTRONG, J., ARMSTRONG, W. (1991): A convective through-flow of gases in *Phragmites Australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Aquat. Bot. 39: 75-88.

BANACH, A.M., BANACH, K., VISSER E.J.V., STEPNIEWSKA, Z., SMITS, A., OELOFS, J.G.M., LAMERS, J.G.M. (2009): Effects of summer flooding on floodplain biogeochemistry in Poland: implications for increased flooding frequency. Biogeochemistry 92: 247-262.

BANASZUK, P., KAMOCCI, A. (2008): Effects of climatic fluctuations and land-use changes on the hydrology of temperate fluvio-genous mire. Ecological Engineering 32: 133-146.

BISCHOFF, A. (2002): Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. Biological conservation 104: 25-33.

BLOM, C.W.M.P. (1999): Adaptations to flooding stress: from plant community to molecule. *Plant Biology* 1: 261-273.

BLOM, C.W.M.P., Bogemann, G.M., Laan, P., Vandersman A.J.M., Vandesteeg H.M., Voesenek, L.A.C.J. (1990): Adaptation to flooding in plants from river areas. *Aquat. Bot.* 38: 29-47.

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

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

DYKYJOVÁ, D. (1983): Vazba hlavních živin a mikroelementů v travinných prostech Mokřých Luk. In: JENÍK, J., KVĚT, J. (Ed.): Studie zaplavovaných ekosystémů u Třeboně. *Studie ČSAV*, 4/83, s. 112-116.

EMERY, N.C., STANTON, M.L., RICE, K.J. (2009): Factors driving distribution limits in an annual plant community. *New Phytologist*: 181: 734-747.

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., AULISSEN, D. (1991): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica* 18. Erich Goltze KG, Göttingen.

FILIPOVÁ, M. (2006): Úloha vegetačního pokryvu v koloběhu uhlíku vybraného mokřadního ekosystému. [Diplomová práce]. Brno, agronomická fakulta, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita.

FORMAN, R., GODRON, M. (1993): *Krajinná ekologie*. Academia, Praha.

HAMADEJOVÁ, L. (2001): Harmonizace produkčních a mimoprodukčních funkcí luk s *Phalaroides arundinaceae* (L.) Rauschert. [Disertační práce]. České Budějovice, zemědělská fakulta, Jihočeská Univerzita.

HOVORKOVÁ, K. (2007): Vliv kosení na druhové složení a nadzemní biomasa porostu eutrofní zaplavované louky. [Bakalářská práce]. České Budějovice, katedra biologických disciplín, zemědělská fakulta, Jihočeská Univerzita.

HRON, F., ZEJBRLÍK, O. (1979): Rostliny luk, pastvin, vod a bažin. SPN, Praha.

HUDEC, K., HUSÁK, Š., JANDA, J., PELLANTOVÁ, J. (Ed.) (1995): Mokřady České republiky – přehled vodních a mokřadních lokalit ČR. Český ramsarský výbor, Třeboň.

CHYTL, J., HAKROVÁ, P., HUDEC, K., HUSÁK, Š., JANDOVÁ, J., ELLANTOVÁ, J. (Ed.) (1999): Mokřady České republiky – přehled vodních a okřadních lokalit ČR. Český ramsarský výbor, Mikulov.

CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČÍ M. (Ed.) (2001): Katalog biotopů ČR, AOPK ČR, Praha, s. 35-36.

JACKSON, M.B, ARMSTRONG W. (1999): Formation of aerenchyma and the processes of plant ventilation in relation to soil flooding and submergence. *Plant Biology* 1: 247-287.

JENÍK, J. (1983): Mokrý Louky u Třeboně: modelová lokalita biosférického fondu. In: JENÍK, J., KVĚT, J. (Ed.), Studie zaplavovaných ekosystémů u Třeboně. Studie ČSAV, 4/83, s. 9-17.

JOYCE, C.B., WADE, P.M. (1998): Wet grasslands: A european perspektive. In: JOYCE, C.B., WADE, P.M. (ed.): European wet grasslands: biodiverzity, managment and restoration. Wiley, Chichester.

JUNG, J., LEE, SC., CHOI, HK. (2008): Anatomical Patterns of Aerenchyma in Aquatic and wetland plants. *Journal of Plant Biology* 51: 428-439.

JUSTIN, S.H.F.W., ARMSTRONG W. (1987): The anatomical characteristics pf roots and plant response to soil flooding. *New Phytol.* 106: 465-495.

KEDDY, P.A. (2000): *Wetland Ecology. Principles and Conservation.* Cambridge University Press, Cambridge.

KONČALOVÁ, H. (1990): Anatomical adaptations to waterlogging in roots of wetland graminoids: limitations and drawbacks. *Aquat. Bot.* 38: 127-134.

KONČALOVÁ, H., PAZOUREK, J. (1988): Root dimorphism in flooded *Carex gracilis* Curt., Department of Plant Physiology, Faculty of Science, Charles University, Praha.

KOVÁŘOVÁ, M., POKORNÝ, J. (2005): Hodnocení dlouhodobých dat teploty, vlhkosti vzduchu a srážek z Mokřých Luk u Třeboně. Meteorological Bulletin 58: 51-60.

KLESNIL, A. a kol. (1998): Pícninářství II. Vysoká škola zemědělská, Praha.

KLIMEŠOVÁ, J., ČÍŽKOVÁ, H. (1996): Limitations of establishment and growth of *Phalaris arundinacea* in the floodplain. In: PRACH, K., JENIK, J., LARGE, A.R.G (Ed.): Floodplain Ecology and Management. The Luznice River in the Trebon Biosphere Reserve, Central Europe. SPB Academic Publ., Amsterdam.: 131-145.

KVĚT, J. (2000): Místo Třeboňsko ve světovém výzkumu mokřadních ekosystémů, In: Třeboňsko 2000, Ekologie a ekonomika Třeboňsko po dvaceti letech. ENKI, o.p.s., Třeboň, s. 35-36.

KVĚT J., TETTER J., LUKAVSKÁ, J. (2002): Biomass and net primary production in graminoid vegetation. In: KVĚT, J., JENÍK, J., SOUKUPOVÁ, L. (Ed.): Freshwater Wetlands and their Sustainable Future. A Case Study of the Trebon Basin Biosphere Reserve. CRC Press, Boca Raton: 293-304.

KVÍTEK, T. a kol. (1997): Udržení, zlepšení a zakládání druhově bohatých luk. Metodika 21/1997, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. Praha, s. 22.

KUBÁT, K. (2002): Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha.

LUKAVSKÁ, J. (1988): Vliv seče na produkční charakteristiky mokřadních travinných porostů. [Diplomová práce]. Praha, Vysoká škola zemědělská.

MITSCH, W.J., GOSELINK, J.G. (2000): Wetlands. Wiley and Sons, Ohio. s. 25-34.

MORAVEC, J. a kol. (1995): Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. Okresní vlastivědné muzeum, Litoměřice.

MORAVEC, J. a kol. (1994): Fytocenologie. Academia, Praha.



MIAO, S.L., ZOU, C.B., BRESHEARS, D.D., (2009): Vegetation Response to Extrême Hydrological Events: Sequence Matters. *American Naturalist*: 173, 113-118.

PECHAR, L. (2000): Intenzifikace hospodaření a ekologická stabilita rybníků klíčových vodních biotopů třeboňské pánve. In: *Třeboňsko 2000, Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech*. ENKI, o.p.s., Třeboň, s. 109.

PRACH, K. (1993): Vegetation Changes in a Wet Meadow Komplex, South Bohemia, Czech republic. *Folia Geobot. Phytotax.* 28: s. 1-13.

PRACH, K. (2000): Co vypovídají geobotanické studie o změnách a současném stavu třeboňské krajiny. In: *Třeboňsko 2000, Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech*. ENKI, o.p.s., Třeboň, s. 119-124.

PRACH, K., SOUKUPOVÁ, L. (2002): Alterations in the wet meadows vegetation pattern. In: KVĚT, J., JENÍK, J., SOUKUPOVÁ, L. (Ed.): *Freshwater Wetlands and their Sustainable future. A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve*. CRC Press, Boca Raton, s. 243-254.

PRACH, K. (2008): Vegetation Changes in a Wet Meadow Complex during the past half-century. *Folia Geobot.* 43: 119-130.

PŘIBÁŇ, K. (1978): Mezoklimatická měření Mokřích Luk v roce 1978. In: JENÍK, J., KVĚT, J. (Ed.): *Studie zaplavovaných ekosystémů u Třeboně*. *Studie ČSAV*, 4/83, s. 25-32.

PŘIBÁŇ, K. (1978): Ekologické aspekty třeboňského klimatu. In: JENÍK, J., KVĚT, J. (Ed.): *Ekologie a ekonomika Třeboňska*. Třeboň, s. 71-76.

REGÁL, V. (1953): *Pícninářství I*. Vysoká škola zemědělská, Praha.

RYCHNOVSKÁ, M. a kol. (1985): *Ekologie lučních porostů*. Academia, Praha.

SLAVÍKOVÁ, J. (1983): *Ekologie rostlin*. Univerzita Karlova, Praha.

SOUKUPOVÁ, L. (1986): *Studie životní strategie u mokřadních travin*. [Kandidátská disertační práce]. Botanický ústav ČSAV, Třeboň.

SOUKUPOVÁ, L. (1987): Short life-cycles in two wetland sedges. *Aquat. Bot.* 30: 49 – 62.

SOUKUPOVÁ, L. (1990): Coexisting competitors in sedge-grass marshland. In: KUNCOVÁ, Š. (2009): Nadzemní produkce porostu zaplavené louky s dominantní ostřiví štíhlou (*Carex acuta*). [Diplomová práce]. České Budějovice, fakulta zemědělská, Jihočeská univerzita.

ŠANTRŮČEK, J. a kol. (2001): Základy pícninářství. Česká zemědělská univerzita, Praha.

WESTLAKE, D.F., KVĚT, J., SZCEPANSKI, A. (1998): The Production ecology of Wetlands. Cambridge University Press, Cambridge.

## 9. Přílohy

Tabulka 9: Fytocenologické snímky na ploše pravidelně kosené (P)

Datum odběru: 23.8. 2007

Plocha: 25 m<sup>2</sup>

Počet rostlinných druhů: 29

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
<b>Diagnostické druhy svazu Alopecurion pratensis</b>							
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	0	0	0	0	0	0
<i>Poa pratensis</i>	+	0	0	0	0	0	0
<i>Ranunculus repens</i>	0	0	0	0	r	0	0
<i>Rumex obtusifolius</i>	0	0	1	+	5	0	0
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0	0	0	r	0	0	0
<i>Symphytum officinale</i>	0	0	0	0	0	r	0
<b>Diagnostické druhy svazu Caricion gracilis</b>							
<i>Carex acuta</i>	20%	40%	30%	20%	0	0	0
<i>Carex vesicaria</i>	0	1	r	r	1	r	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	75%	50%	65%	75%	90%	95%	90%
<b>Ostatní vlhkomilné druhy</b>							
<i>Barbarea stricta</i>	+	+	0	0	r	+	+
<i>Cirsium palustre</i>	0	r	0	0	r	+	r
<i>Epilobium palustre</i>	r	0	0	r	0	r	0
<i>Filipendula ulmaria</i>	0	0	0	0	0	r	0
<i>Glyceria maxima</i>	+	0	0	0	0	0	0
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0	0	r	0	0	0	0
<i>Lythrum salicaria</i>	0	+	r	0	+	r	r
<i>Myosoton aquaticum</i>	1	r	0	0	r	+	r
<i>Myosotis palustris</i>	0	r	0	0	0	0	0
<i>Persicaria amphibia</i>	+	r	r	0	r	0	0
<i>Persicaria hydropiper</i>	r	0	r	1	1	+	+
<i>Persicaria minor</i>	0	0	r	+	+	r	r
<i>Ranunculus flammula</i>	0	0	r	+	r	r	0
<i>Rorippa palustris</i>	0	0	0	r	0	0	0
<b>Ruderální druhy</b>							
<i>Arctium minus</i>	r	0	0	0	0	0	0
<i>Cirsium vulgare</i>	0	0	0	0	r	0	r
<i>Galeopsis tetrahit</i>	r	0	0	0	r	0	0
<i>Chenopodium album</i>	r	0	0	0	0	0	r
<i>Lactuca serriola</i>	0	0	0	0	0	r	0
<i>Urtica dioica</i>	0	0	+	0	+	r	r
<b>Pokryvnost E1</b>	95%	90%	95%	95%	95%	95%	95%

Tabulka 10: Fytocenologické snímky na ploše nepravidelně kosené (N)

Datum odběru: 23.8. 2007

Plocha: 25 m<sup>2</sup>

Počet rostlinných druhů: 17

	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N8	N9	N10	N11	N12	N13	N14	N15	N16	N17
<b>Diagnostické druhy svazu Caricion gracilis</b>																	
<i>Carex acuta</i>	0	0	0	0	0	r	+	0	+	85%	10%	0	+	10%	15%	1	5%
<i>Carex vesicaria</i>	1	5	0	+	+	5	5	r	+	+	+	0	r	0	0	0	0
<i>Phalaris arundinacea</i>	100%	95%	100%	100%	100%	95%	20%	40%	65%	5%	60%	95%	15%	10%	5%	1	1
<b>Ostatní vlhkomilné druhy</b>																	
<i>Acorus calamus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Barbarea stricta</i>	0	0	r	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calamagrostis canescens</i>	0	r	0	0	r	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium palustre</i>	0	0	r	0	0	0	0	0	r	+	1	0	0	0	0	0	0
<i>Glyceria maxima</i>	0	r	1	0	r	+	75%	60%	30%	5%	30%	0	80%	80%	80%	100%	95%
<i>Juncus effusus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	r	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lysimachia vulgaris</i>	r	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lythrum salicaria</i>	+	+	+	0	+	1	+	+	r	+	+	0	0	r	0	r	0
<i>Myosoton aquaticum</i>	0	r	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Persicaria amphibia</i>	0	0	0	0	r	r	0	r	r	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Persicaria hydropiper</i>	0	0	r	r	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0	0	r	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Ruderální druhy</b>																	
<i>Chenopodium album</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Urtica dioica</i>	0	0	r	0	r	0	0	+	+	0	0	5%	0	0	0	0	0
<b>Pokryvnost E1</b>	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	95%	95%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Tabulka 11: Fytocenologické snímky na ploše vůbec kosené (V)

Datum odběru: 23.8. 2007

Plocha: 25 m<sup>2</sup>

Počet rostlinných druhů: 16

	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10
<b>Diagnostické druhy svazu Caricion gracilis</b>										
<i>Carex acuta</i>	50%	80%	70%	-	50%	55%	45%	30%	25%	0
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0	0	-	0	0	0	+	0	0
<b>Ostatní druhy</b>										
<i>Barbarea stricta</i>	r	0	+	-	0	+	0	0	0	1
<i>Calamagrostis canascens</i>	0	0	0	-	0	0	0	0	0	+
<i>Cirsium palustre</i>	0	0	0	-	0	r	0	0	0	0
<i>Epilobium palustre</i>	r	0	0	-	r	0	1	0	0	0
<i>Glyceria maxima</i>	0	0	0	-	40%	0	0	40%	40%	60%
<i>Galium palustre</i>	0	0	0	-	r	0	r	r	1	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0	r	0	-	0	0	0	r	0	0
<i>Myosoton aquaticum</i>	r	0	0	-	0	0	0	r	+	+
<i>Persicaria amphibia</i>	0	0	0	-	0	0	0	r	0	0
<i>Persicaria hydropiper</i>	1	10%	10%	-	5%	20%	5%	1	15%	5%
<i>Scutellaria galericulata</i>	0	0	0	-	0	0	0	0	0	+
<i>Symphytum officinale</i>	0	0	0	-	0	0	1	1	5%	5%
<b>Ruderální druhy</b>										
<i>Galeopsis tetrahit</i>	0	0	0	-	+	1	+	10%	5%	5%
<i>Urtica dioica</i>	50%	10%	20%	-	0	20%	50%	20%	10%	15%
<b>Pokryvnost E1</b>	100%	100%	100%	-	95%	95%	100%	100%	100%	90%

Tabulka 12: Fytocenologické snímky na ploše zaplavené (Z)

Datum odběru: 22.8. 2007

Plocha: 25 m<sup>2</sup>

Počet rostlinných druhů: 19

	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z6	Z7	Z8
<b>Diagnostické druhy svazu Caricion gracilis</b>								
<i>Carex acuta</i>	80%	95%	90%	70%	95%	95%	95%	95%
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	r
<b>Ostatní druhy</b>								
<i>Acorus calamus</i>	0	0	0	30%	0	0	0	0
<i>Barbarea stricta</i>	1	+	+	+	+	+	r	0
<i>Calamagrostis canescens</i>	+	r	r	1	1	1	1	+
<i>Cirsium palustre</i>	0	0	0	r	0	0	0	0
<i>Epilobium palustre</i>	0	r	0	0	0	0	0	r
<i>Galium palustre</i>	r	0	r	+	+	0	r	0
<i>Glyceria maxima</i>	0	0	1	1	+	r	0	r
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	0	r	r	0	r	0	0
<i>Lythrum salicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	r
<i>Oenanthe aquatica</i>	0	0	0	r	0	0	0	0
<i>Persicaria amphibia</i>	0	0	0	r	0	0	0	0
<i>Persicaria hydropiper</i>	15%	+	1	+	1	1	1	5%
<i>Scutellaria galericulata</i>	r	+	r	+	+	+	r	+
<i>Symphytum officinale</i>	+	0	0	0	0	0	0	0
<b>Ruderální druhy</b>								
<i>Galeopsis tetrahit</i>	0	0	0	0	+	0	0	0
<i>Rumex obtusifolius</i>	0	0	0	r	0	0	0	r
<i>Urtica dioica</i>	5%	r	r	0	0	r	r	1
<b>Pokryvnost E1</b>	100%	100%	95%	100%	95%	95%	100%	100%