



Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie krajiny

**Vyhodnocení revitalizovaného mokřadu Velký Černý
v CHKO Žďárské vrchy podle metodiky Natura
2000**

Diplomová práce

Vedoucí práce: Doc. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Diplomant: Dagmar Papáčková

2011

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Vyhodnocení revitalizovaného mokřadu Velký Černý v CHKO Žďárské vrchy podle metodiky Natura 2000“ vypracovala samostatně a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v příložené bibliografii.

V Praze 30. 4. 2011

PODĚKOVÁNÍ

Tímto bych chtěla poděkovat všem, kteří mi pomáhali se sepsáním tohoto díla. Velký dík patří hlavně vedoucímu práce Doc. Ing. Janu Vymazalovi, CSc., za trpělivost, ochotu poradit, nepřetržité zvedání nálady, ale také za příjemné výlety do terénu. Dále děkuji správě CHKO Žďárské vrchy, zejména pak panu Ing. Vladimíru Zabloudilovi za zadání této práce i příjemnou spolupráci a Mgr. Petře Doležalové za její ochotu pomoci a poradit. V neposlední řadě patří velké díky rodičům, Ňufovi a kamarádům, kteří vždy se zájmem naslouchali mému nadšení pro práci a nebáli se se mnou vydat do tajemného světa mokřadů. Děkuji!

V Praze 30. 4. 2011

Abstrakt

Během posledních desetiletí došlo k zániku velkého množství mokřadů. Důvodů této ztráty je mnoho, např. acidifikace, eutrofizace, těžba, invaze cizích druhů, vývoj infrastruktury atd., avšak jedním z nejvážnějších je narušení hydrologického režimu mokřadů. V 70. a 80. letech 20. století došlo k odvodnění mokřadu Velký Černý za účelem jeho převedení v ornou půdu. Tento zásah měl za následek posun vegetačního složení a zánik většiny vzácných druhů. Za účelem obnovení funkce krajiny a podpoření mokřadní vegetace, zde byla v letech 2009 až 2010 provedena revitalizace území, která spočívala ve zvýšení hladiny vody. Cílem této diplomové práce je poskytnout první informace o úspěšnosti provedených revitalizačních úprav na toku Valčice v mokřadu Velký Černý. Za tímto účelem zde byla měřena hladina vody, charakterizovány a popsány hlavní biotopy a vypracován seznam nalezených rostlinných druhů. Posouzení stavu území bylo prováděno brzy po provedení příslušných úprav. Z toho důvodu by měla tato práce sloužit jako odrazový můstek pro sledování a zhodnocení následných změn v zájmovém území.

klíčová slova: degradace mokřadů, odvodnění, ztráta druhů, revitalizace

Abstract

Many wetlands were lost during the last decades. There are different reasons for it, for example acidification, eutrophication, mining, invasions of exotics, urban and industrial development. One of the most serious reason is the influence on the hydrological cycle. Velký Černý was drained in order to create arable land during the 1970s and the 1980s. This caused an accelerated successional shift in plant composition and extinction of rare species. During 2009 to 2010 the restoration of this wetland was carried out. The water level was increased in order to restore landscape function and typical wetland plant species. This diploma thesis provides the first evaluation of Valčice stream restoration of the Velký Černý wetland. For that purpose was measured water level depth, main biotopes were characterized and described and the list of plant species, which was found here, has been created. The study was carried out early after the restoration had been completed and therefore this study could be the starting point for the further evaluation of the restoration success.

key words: wetlands degradation, drainage, species loss, restoration

Obsah

1. Úvod.....	1
1.1 Definice mokřadů.....	1
1.2 Mokřadní vegetace.....	2
1.2.1 Adaptace mokřadních rostlin.....	4
1.2.2 Rozmnožování mokřadních rostlin.....	8
1.3 Kategorizace mokřadů.....	9
1.4 Funkce mokřadů.....	14
1.5 Rozložení mokřadů na Zemi.....	15
1.6 Degradace mokřadů.....	16
1.7 Obnova mokřadů.....	17
1.8 Cíle práce.....	20
2. Charakteristika zájmového území.....	21
2.1 Vymezení území.....	21
2.2 Geomorfologie.....	21
2.3 Geologie.....	22
2.4 Pedologie.....	23
2.5 Hydrologie.....	23
2.6 Podnebí.....	23
2.7 Vegetace.....	24
2.8 Vývoj území.....	24
3. Metodika.....	26
3.1 Měření výšky a kolísání hladiny vody.....	26
3.2 Určení biotopů nacházejících se v zájmovém území.....	29
3.3 Botanická inventarizace.....	30
4. Výsledky.....	31
4.1 Stav hladiny podzemní vody a její kolísání.....	31
4.1.1 Vyhodnocení gradientů výšky podzemní vody v liniových bodech měření.....	31
4.1.2 Vyhodnocení kolísání vody v umělém jezírku.....	33
4.2 Přehled zjištěných biotopů.....	33
4.2.1 V1F Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod.....	37
4.2.2 V2 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod.....	38
4.2.3 M1.7 Vegetace vysokých ostřic.....	39
4.2.4 R2.3 Přechodová rašeliniště.....	40
4.2.5 T1.5 Vlhké pcháčové louky.....	41
4.2.6 T2.3 Podhorské a horské smilkové trávníky.....	42
4.2.7 L2.2 Údolní jasanovo-olšové luhy.....	43
4.2.8 X9A Lesní kultury s nepůvodními dřevinami.....	44
4.3 Přehled zjištěných druhů cévnatých rostlin.....	45
4.3.1 Dominantní rostliny v zájmovém území.....	50
4.3.1.1 Chrastice rákosovitá (<i>Phalaris arundinacea</i> L.).....	52
4.3.1.2 Metlice trsnatá (<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P. B.).....	54
4.3.2 Detaily k nejzajímavějším taxonům.....	57
4.3.2.1 Ostřice plstnatoplodá (<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh.).....	57
4.3.2.2 Suchopýr pochvatý (<i>Eriophorum vaginatum</i> L.).....	58
4.3.2.3 Čertkus luční (<i>Succisa pratensis</i> Moench).....	59

5. Diskuze.....	61
5.1 Hydrologická část.....	61
5. 2 Botanická část	62
5. 2. 1 Zhodnocení biotopů zjištěných v zájmovém území.....	62
5.2.2. Zhodnocení výskytu druhů v zájmovém území	63
6. Závěr	65
7. Použitá Literatura	67
8. Přílohy	75

1. Úvod

1.1 Definice mokřadů

Mokřady obecně zahrnují biotopy, které jsou kontinuálně nebo periodicky saturovány vodou, což má za následek vznik speciálně adaptované fauny a flóry. Tvoří přechod mezi terestrickým a vodním ekosystémem. Oběma těmito složkami jsou do různé míry ovlivňovány (Mitsch & Gosselink 2000).

Pro termín mokřad existuje velké množství definic, ale vytvořit přesnou a jednotnou definici je velmi problematickou záležitostí. Jako mokřad můžeme označit některé semiaridní oblasti Mediteránu, které jsou zaplavovány pouze při velkém množství srážek, stejně tak i subarktické oblasti, kde se během glaciálu vytvořily rozsáhlé plochy rašelinišť. Většina definic je postavena na základních charakteristikách mokřadu, které je odlišují od ostatních ekosystémů. Je to především saturace vodou, specifické anaerobní půdní podmínky a speciálně adaptovaná hydrofytní vegetace. Ale ani tyto základní charakteristiky neumožňují vytvořit všeobecnou definici, protože každý mokřad má jiné hydrologické podmínky, druhové složení, chemismus půdy i vody, různou velikost, klimatické podmínky, geologické složení, stupeň zachování a ovlivnění člověkem (Mitsch & Gosselink 2000).

Jedna z prvních definic mokřadu byla vytvořena ve Spojených státech amerických odborem Ministerstva vnitra U. S. Fish and Wildlife Service v roce 1956. Mokřadem jsou zde nazývána území s nízkou hladinou vody nebo území periodicky zaplavovaná. Jedná se o stanoviště, která jsou označovaná jako marsh (mokřady s bylinnou vegetací), swamp (mokřady s dřevinnou vegetací), bogs (ombrogenní mokřady), wet meadows (mokrý louky), potholes (mělké tůňe, které jsou specifické pro oblast Severní a Jižní Dakoty v USA), sloughs (protáhlý swamp nebo systém mělkých jezírek, často přiléhající k vodnímu toku) a river-overflow (záplavové oblasti řek). Také mělké jezera a rybníky se submerzí a/nebo emerzní vegetací jsou považovány za mokřady. Na druhou stranu permanentní vodní toky, nádrže a hluboká jezera se za mokřady nepokládají. Za mokřady se neberou ani vodní plochy, které jsou tak dočasné, že se na nich nestihne vyvinout mokřadní vegetace (Shaw & Fredine 1956). Následovala celá řada dalších a dalších definic mokřadů.

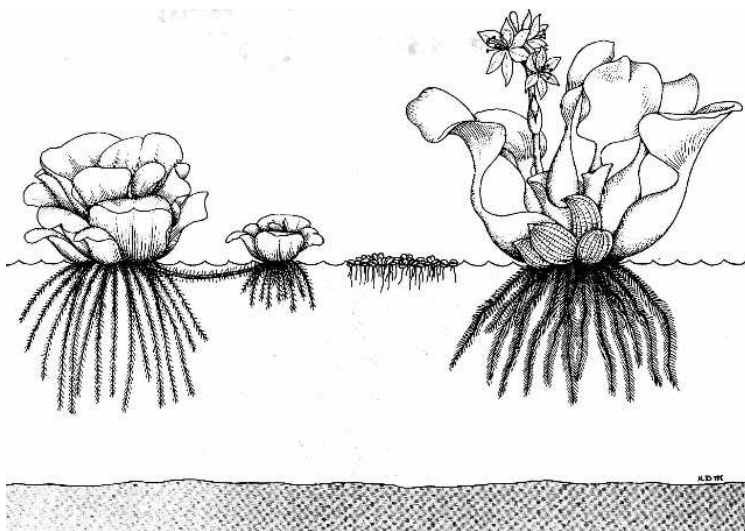
Protože mnoho mokřadů bylo během minulých století zničeno (Brinson & Malvárez 2002, Davis & Frond 1999, Dugan 1993), bylo potřeba vytvořit jednotnou definici, která bude mít využití v ochraně a rozumném využívání mokřadů. Z toho důvodu v roce 1971 na konferenci IUCN konané v Ramsaru v Iranu vznikla Úmluva o mokřadech majících mezinárodní význam především jako biotopy vodního ptactva, známá jako Ramsarská úmluva. Mokřady se v této Úmluvě rozumí území s močály, slatinami, rašeliništi a vodami přirozenými nebo umělými, trvalými nebo dočasnými, stojatými i tekoucími, sladkými, brakickými nebo slanými, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje 6 metrů (The Ramsar Convention on Wetlands 1971). Úmluva ukládá členským zemím vyhlásit na svém území minimálně jeden mokřad mezinárodního významu, který svými přírodními hodnotami odpovídá schváleným kritériím a zařadit ho do seznamu mokřadů mezinárodního významu. Stát se tím rovněž zavazuje, že zapsaným mokřadům věnuje zvýšenou péči a ochranu. Československá federativní republika oficiálně přistoupila k této dohodě 2. února 1990.

1.2 Mokřadní vegetace

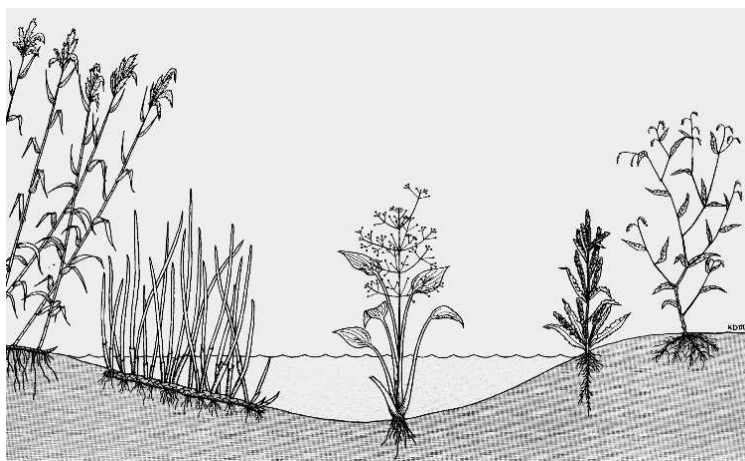
Mokřadní rostliny se obecně nazývají hydrofyty nebo hygropyty. Hydrofyty jsou vodní rostliny, které mají zpravidla obnovovací pupeny pod vodou. Tím se odlišují od hygropyt, což jsou spíše vlhkomilné rostliny.

Poměrně dobré členění vodní a mokřadní vegetace navrhnul ve své knize Sculthorpe (1967). Ten dělí rostliny do dvou základních skupin – hydrofyty přichycené k substrátu a volně plovoucí hydrofyty (Obr. č. 1), kam patří například vodňanka (*Hydrocharis* spp.), okřehek (*Lemna* spp.) nebo kotvice (*Trapa* spp.). První skupinu lze dělit na vynořené (emerzní) hydrofyty (Obr. č. 2), které rostou na vynořených substrátech, kde voda kolísá maximálně v rozsahu -50 do + 150 cm. Patří sem například orobinec (*Typha* spp.), rákos (*Phragmites australis*), šmel (*Butomus umbellatus*) a jiné. Dále na hydrofyty s plovoucími listy (natantní), které splývají na hladině (Obr. č. 3). Sem můžeme zařadit rostliny s listy na dlouhých řapících, např. stulík (*Nuphar* spp.) nebo leknín (*Nymphaea* spp.), a oddenkové typy s krátkými řapíky, např. plavín (*Nymphoides* spp.) nebo rdest (*Potamogeton* spp.). A nakonec na ponořené (submerzní) hydrofyty (Obr. č. 4), které se vyskytují

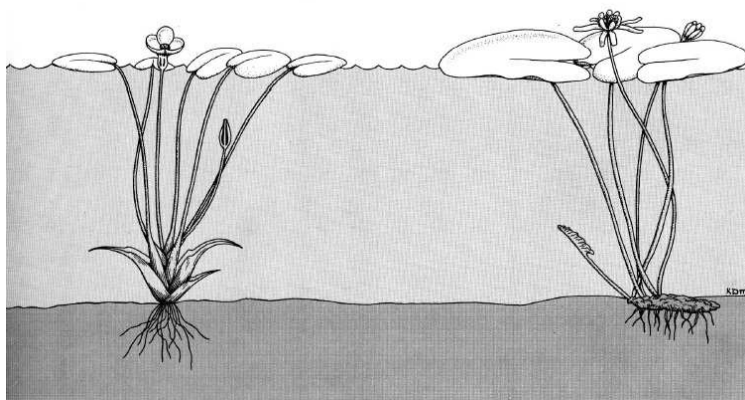
na ponořených substrátech v hloubkách do 11 m. Jedná se například o stolístek (*Myriophyllum* spp.), vodní mor (*Elodea* spp.) a další.



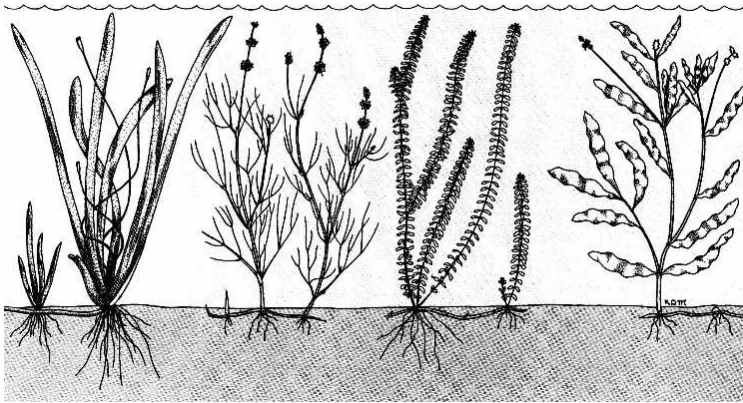
Obr. č. 1 Volně plovoucí rostliny (Sainty & Jacobs)



Obr. č. 2 Emerzní hydrofyty (Sainty & Jacobs)



Obr. č. 3 Rostlin s natantní listy (Sainty & Jacobs)



Obr. č. 4 Submerzní hydrofyty (Sainty & Jacobs)

1.2.1 Adaptační mokřadních rostlin

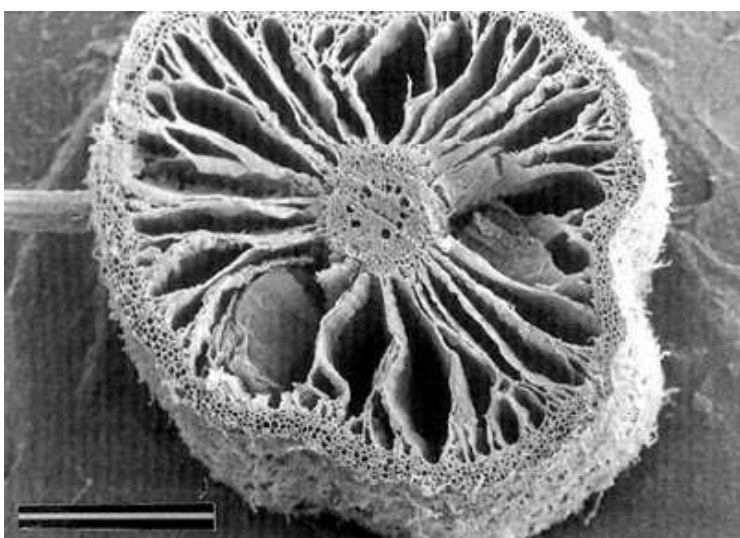
Na rozdíl od většiny rostlin, mokřadní rostliny dokáží přežít dlouhodobé zatopení kořenů i celé rostliny. Zaplavení vodou vytváří anaerobní podmínky, které jsou hlavním stresovým faktorem, jemuž se rostliny musí přizpůsobit (Mitsch & Gosselink 2000).

Na tyto podmínky prostředí si rostliny vytvořily řadu adaptací. V anoxických podmínkách dokáží například přepnout z aerobního metabolismu na anaerobní, který probíhá bez přístupu kyslíku. Aby zabránily odumírání kořenů, vytváří adventivní kořeny nebo je prodlužují. Elongace probíhá buď horizontálně, nebo vertikálně směrem ven z půdy, kdy se vytváří tzv. pneumatofory (Obr. č. 5) známé například u tisovce dvouřadého (*Taxodium distichum*). Tím se dostanou do prostředí s dostatkem kyslíku. Kromě prodloužení kořenů mohou také za stejným účelem prodloužit lodyhy. Významný je rozvoj aerenchymu, což je velmi pórovité pletivo, které slouží k difúzi kyslíku ze vzdušných prostor (často stomata na listech) do kořenů. Aerenchym (Obr. č. 6) může také sloužit k nadnášení rostlin. Tokozelka nadmutá (*Eichhornia crassipes*) má na bázi řapíku „plovák“ vyplněný právě tímto pletivem. U rostlin s natantními listy jsou stomata přítomna pouze na svrchní části listu. U některých rostlin jsou průduchy vytvořeny pouze na listech nebo jejich částech, které vyčnívají ven z vody, např. rod řezan (*Stratiotes*). U některých druhů, například ovsucha vodní (*Zizania aquatica*) nebo babelka řezanovitá (*Pistia stratiotes*), je přítomen kartáček trichomů zadržujících vzduch a bránících přístupu vody (analogie k vzduchové dýchací bublině bezobratlých). U rákosu obecného jsou kořeny okysličovány vzduchem, který tam proudí přes duté mrtvé stonky

(Vartapetian & Jackson 1997). Některé druhy vodních makrofyt jsou schopné ovlivňovat anaerobní prostředí v okolí kořenů aktivním vylučováním kyslíku (Mitsch & Gosselink 2000), například vachta trojlistá (*Menyanthes trifoliata*). Rod kořenovník (*Rhizophora*) nebo u nás rostoucí olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) vytváří chůdovité kořeny, které vyrůstají obloukovitě nebo šikmo dolů z dolní části stonku. Tyto kořeny vyčnívají na hladinu a plní dýchací funkci. U rodu *Trapa*, se kromě klasických kořenů vyskytují ještě zelené asimilační kořeny, které slouží pro příjem kyslíku (Sculthorpe 1967).



Obr. č. 5 Pneumatofory u druhu *Taxodium distichum*, Georgia, USA Foto J. Vymazal



Obr. č. 6 Průřez aerenchymatickou tkání v kořenu *Typha latifolia*, čára je 1 mm Foto Hans Brix (Vymazal et al. 1998)

Aby se vodní makrofyta vyrovnala s mechanickými problémy při upevnění v substrátu, vyvářejí hustou síť adventivních kořenů, které jim umožní růst

i v pohyblivém materiálu (Sculthorpe 1967). Často také za tímto účelem vytvářejí mohutné, rychle rostoucí oddenky (Obr. č. 7, Obr. č. 8, Obr. č. 9), např. *Phragmites australis*, zblochan vodní (*Glyceria maxima*), orobinec širokolistý (*Typha latifolia*).

Listy vodních makrofyt musí být schopny vzdorovat proudu a vlnění, aniž by došlo k jejich odtržení. Týká se to především rostlin, s listy volně plovoucími na hladině. Trendy k dosažení potřebného tvaru zahrnují jednak rozšiřování čepele, ale také zvětšování bazálních listových laloků. Zároveň se posouvá nasazení řapíku více do středu listu, což je zcela nejvýhodnější umístění. Dalším nápadným znakem těchto listů je jejich pevnost a kožovitost, což je způsobeno radiální žilnatinou doprovázenou mechanickými pletivy (Sculthorpe 1967).

Rostliny mořských mokřadů se musejí vyrovnat se zvýšenou salinitou. Ta způsobuje hyperosmotický a hyperiontový stres, který je zapříčiněn především vysokou koncentrací iontů Na^+ a Cl^- . Vysoká koncentrace těchto látek ve slaném prostředí způsobuje pohyb vody z buněčné cytoplasmy a tím dehydrataci buňky. Tomu lze zabránit hromaděním osmotik (polyoly, cukry, prolin aj.) v cytoplasmě. Zvýšená koncentrace iontů Na^+ uvnitř buněk je navíc pro rostlinu toxická. Proto rostlina usměrňuje tok těchto iontů z cytoplasmy do vakuol. Některé rostliny, mají speciální žlázy, kterými odstraňují přebytečné ionty Na^+ (Hasegawa et al. 2000).



Obr. č. 7 Oddenky *Phragmites australis* s novými výhony Foto J. Vymazal



Obr. č. 8 Oddenky *Glyceria maxima* s novými výhony Foto J. Vymazal



Obr. č. 9 Oddenky *Typha latifolia* s novými výhony Foto J. Vymazal

Některé rostliny jsou adaptovány na dočasné vyschnutí vodního prostředí. U natantních rostlin dochází k nahlučení listů do listové růžice, zkrácení internodií a řapíků. Okraje listové čepele bývají srolovány, aby se zabránilo zvýšené transpiraci. Zároveň je však výrazně redukován celkový počet vytvořených stomat. U volně plovoucích druhů dokáže výborně odolávat suchým podmínkám například *Eichhornia*, u které dochází ke zmenčení růžic a ztrátě plováků na řapících. Submerzně rostoucí druhy většinou nemají adaptační mechanismy pro přežívání v terestrickém prostředí.

Příjem plynů u submerzních rostlin, tedy i CO_2 , je ztížen díky jeho pomalejší difúzi v anaerobním prostředí. Dostupnost CO_2 je navíc snížena přítomností hraniční

vrstvy okolo listů, ve které se molekuly CO₂ mohou pohybovat pouze difúzí. U mnoha rostlin, např. u stolítku nebo lakušníku (*Batrachium* spp.) došlo ke zmenšení listové plochy a tím k redukci této vrstvy. Výhodou vodních rostlin je možná refixace uvolněného CO₂. Oxid uhličitý je navíc přijímán celým povrchem listů (maximálně dělené listy), nikoli pouze průduchy (Knoppová 1994). Pozoruhodný příjem CO₂ má vytvořený například rod šídlatka *Isoetes*, který přijímá oxid uhličitý kořeny ze sedimentů, kde je jeho koncentrace až o dva řády vyšší než ve vodním sloupci. Tento příjem je umožněn díky velkému povrchu kořene, krátké difúzní dráze a přítomností vzdušných prostor, kde se CO₂ hromadí (Knoppová 1994). Důležitou adaptací pro příjem CO₂ ve vodě je ztráta kutikuly a přítomnost chloroplastů v epidermálních buňkách. Snad nejvýznamnější adaptací k nízké dostupnosti CO₂ je využívání HCO₃⁻. Tento mechanismus byl prokázán např. u širokolistých rdestů a vodního moru a nazývá se fotosyntéza polárních listů. Polární listy ponořených rostlin se fyziologicky výrazně odlišují. Na jejich spodní straně probíhá příjem anorganického uhlíku (HCO₃⁻) a současně jsou zde vylučovány vodíkové ionty, které okyselují prostředí. Tím dochází k přeměně HCO₃⁻ na CO₂, jehož koncentrace tak mnohonásobně stoupá. Vylučování iontů H⁺ ale současně představuje pro listové buňky smrtelné nebezpečí v podobě zvýšeného pH v cytosolu. Z toho důvodu jsou na svrchní straně listu vylučovány hydroxidové ionty OH⁻ (Knoppová 1994).

1.2.2 Rozmnožování mokřadních rostlin

Pro zachování svých populací musely vodní rostliny přizpůsobit životní cyklus podmínkám stojatých i tekoucích vod a kolísání hladiny vody. S přechodem suchozemských rostlin do vodního prostředí souvisí upřednostňování asexuální reprodukce před sexuální (Sculthorpe 1967). Vegetativní rozmnožování je výhodné především ve stabilních podmínkách, na které je daný genotyp dokonale přizpůsoben. Vodní prostředí je oproti vzdušnému teplotně i chemicky stabilnější. Na většině mokřadů sice dochází k fluktuacím vodní hladiny nebo změnám pH, avšak toto kolísání je pravidelné a rostlina na ně dokáže přizpůsobit životní cyklus. Z hlediska dlouhodobého je tedy takové prostředí stabilní (Sculthorpe 1967).

Vegetativní rozmnožování mokřadních rostlin probíhá často přes horizontální růst, regenerací z úlomků rostliny nebo tvorbou různých vegetativních propagulí.

Fragmentace částí rostlin je umožněna redukcí mechanických pletiv, která způsobuje větší křehkost rostlin a umožňuje tak snadnější odlomení působením abiotických i biotických faktorů (Sculthorpe 1967). Rozmnožování formou propagulí je známé například u rodu *Utricularia*, která vytváří tzv. turiony. Jiným druhem vegetativních rozmnožovacích částic jsou gemy vznikající u rodu *Cardamine* nebo *Nymphaea* (Sculthorpe 1967, Grace 1993).

Navzdory výrazné preferenci nepohlavního rozmnožování si mokřadní rostliny udržely i schopnost rozmnožovat se pohlavně. Největším problémem ve vodním prostředí je opylení. Pylové zrno je při kontaktu s vodou obvykle zničeno (předčasné klíčení, protržení). Aby k tomu nedocházelo, snaží se rostliny zabránit kontaktu květu s vodou. Vytvářejí dlouhé stonky, jejichž květy plavou na hladině (*Nymphaea*, *Ranunculus*). Jinou možností je podepření květní stopky vyčnívající nad vodní hladinu listy plovoucími na hladině (*Nymphoides*, *Potamogeton* aj.). Rod *Utricularia* vytváří za účelem podpory květní stopky "plováky", tvořené tkání vyplněné vzduchem (Sculthorpe 1967). Jinou adaptací je přizpůsobení pylového zrna na přenos vodou (hydrochorie). V tomto případě má pylové zrno redukovanou exinu (Philbrick & Osborn 1994) a může být nápadně dlouhé. Ackerman (1995) tvrdí, že prodloužením pylového zrna dojde ke zlepšení jeho pohyblivosti ve vodě. Na opylení jsou kvetoucí vodní rostliny přizpůsobeny také barvou květu. Téměř 43 % všech vodních rostlin má bílé květy, které dokonale kontrastují s tmavým pozadím hladiny vody (Sculthorpe 1967) a jsou tak snadněji viditelné pro své opylovače.

Kompromisem mezi nepohlavním a pohlavním rozmnožování je viviparie, známá například u mořského druhu *Amphibolis antarctica* (Sculthorpe 1967).

1.3 Kategorizace mokřadů

Klasifikace mokřadu je velmi problematickou záležitostí. Terminologie jednotlivých mokřadů je založená na mnoha faktorech, jako je pH, množství povrchové a podpovrchové vody, množství živin, typu vegetace atd. (Mitsch & Gosselink 2000). Důležité je také zeměpisné rozšíření, které jasně určuje typ mokřadu, tzn., že v Kanadě se jen těžko budou vyskytovat mangrovy a naopak, že v Indonésii nebudou rozsáhlé plochy rašelinišť (Scott & Jones 1995).

Ve většině států se používají národní nebo dokonce regionální názvy pro různé typy mokřadů (Příloha 1). A tak se snadno stává, že pro jeden typ mokřadu existují různá označení, nebo naopak, jsou mokřady nazývány stejně, ačkoli se od sebe v určité vlastnosti významně liší.

Obecně lze mokřady rozdělit na mořské, pobřežní a vnitrozemské mokřadní ekosystémy (Mitsch & Gosselink 2000). Hughes (1995) tuto klasifikaci dále doplňuje o mokřadní ekosystémy vytvořené člověkem.

Pobřežní mokřadní ekosystémy můžeme dále dělit na slaniska nebo slané přílivové mokřady, které se vyskytují podél mořských pobřeží ve středních a vyšších zeměpisných šířkách. Jsou typické především extrémně vysokou koncentrací solí, kterou snášejí jen speciálně adaptovaní organismy (např. *Spartina alterniflora*). Sladkovodní přílivové mokřady jsou mokřady, které se často nacházejí v deltách řek (Obr. č. 10), kde dochází k míchání slané a sladké vody. Salinita zde proto není tak vysoká a mokřady jsou druhově pestřejší oproti předchozímu typu. Mohou se také vyskytovat i ve značné vzdálenosti od ústí řek, kde hladina vody vlivem přílivu sice kolísá, ale jsou zcela bez vlivu slané vody. Příkladem může být třeba Šelda v Gentu (Devos et al. 1992). Posledním typem pobřežních mokřadů jsou mangrovy (Obr. č. 11), které jsou v podstatě obdobou přílivového mokřadu, avšak rozšířených v subtropických a tropických regionech.

Vnitrozemské mokřadní ekosystémy se dají dále dělit na čtyři typy. Velmi typově rozmanité litorální mokřady (Obr. č. 12), kde dominují různé trávy, ostřice, rákosy nebo orobince. Řadíme sem mokřady velikosti malých tůní až po několikahektarové plochy. Druhým typem vnitrozemského mokřadního ekosystém jsou aluviální mokřady nacházející se podél vodních toků. Jsou to velmi otevřené ekosystémy, funkčně spojené s okolím. Třetím typem vnitrozemského mokřadu jsou rašeliniště (Obr. č. 13). Za rašeliniště je považován každý ostřicovomechový nebo mechovo-keříčkový mokřad, na kterém dochází k ukládání uhlíku a živin do organogenních sedimentů, přičemž se nemusí jednat jen o rašelinu tvořenou nerozloženými zbytky rašeliníků (*Sphagnum*). Vegetace je nízkoproduktivní, živinově limitovaná, adaptovaná na trvalý nadbytek vody. Dominují rašeliníky nebo jiné mechy, v bryologické terminologii nazývané „hnědé“ mechy, např. čeled' *Amblystegiaceae* (Hájek & Hájková 2007). Posledním typem jsou jezerní mokřady, které se nacházejí v jezerech nebo na jejich pobřeží (Mitsch & Gosselink 2000).

Jiný celosvětově používaný klasifikační systém mokřadních typů byl vytvořen v souvislosti s Ramsarskou úmluvou. V této úmluvě jsou opět rozděleny mokřady na mořské, pobřežní, vnitrozemské a uměle vytvořené člověkem. Jednotlivé typy mokřadů se pak ještě dále dělí (Tab. 1).



Obr. č. 10 Sladkovodní přílivový mokřad, Řeka Altamaha, Gerogia, USA
Foto J. Vymazal



Obr. č. 11 Mangrovy, Queensland, Austrálie
Foto J. Vymazal



Obr. č. 12 Litorál,
Galenbacher See, Německo
Foto J. Vymazal



Obr. č. 13 Rašeliniště
Červené blato 06/2010
Foto D. Papáčková

Tab. č. 1 Ramsarský klasifikační systém mokřadních typů (The Ramsar Convention on Wetlands 2009)

mořské a pobřežní	mořské	mořské mělčiny
		mořská dna
		korálové útesy
		skalnatá pobřeží
		písečná a oblázková pobřeží
	estuarinní	zátoky, ústí řek
		přilivové bažinaté mělčiny
		přilivové slané bažiny
		mangrovové lesy
	laguny	pobřežní brakické laguny
pobřežní sladkovodní laguny		
vnitrozemské	říční	deltý řek
		neperiodické řeky, toky, potoky
		periodické řeky, toky, potoky
		nivní mokřady, mrtvá ramena, tůně
	jezerní	trvalá sladkovodní jezera
		sezónní sladkovodní jezera
		sezónní slaná a brakická jezera
	bažinné a mokřadní	trvalé sladkovodní bažiny, rákosiny
		sezónní sladkovodní bažiny
		brakické bažiny, slaniska
		trvalé slané bažiny
		sezónní slané bažiny
		rašeliniště a slatiniště
		alpínské a tundrové mokřady
		lužní lesy, olšiny a jiné mokřadní lesy
		oázy, prameniště
	geotermální	geotermální mokřady
	uměle vytvořené	rybníky
		rýžoviště
sezónně zaplavovaná zemědělská půda		
solné pánve, saliny		
přehradní nádrže		
pískovny, štěrkovny, lomy		
nádrže na čištění odpadních vod		

1.4 Funkce mokřadů

Mokřady jsou jedním z nejdůležitějších ekosystémů na světě. Podílejí se na globálním cyklu CO₂ (Armentano 1980), CH₄, N₂O (Freyer 1979), ale i H₂S (Adams et al. 1981). Dochází zde k chemickým přeměnám sloučenin dusíku, uhlíku, fosforu, síry, železa, manganu. Jednou z jejich hlavních funkcí je akumulace organického uhlíku (Armentano & Mengens 1986). Předtím, než byla velká část mokřadů zničena zásahy člověka, byly celkové zásoby tohoto prvku odhadnuty na 135 mil. tun (Armentano 1980). Kromě toho mokřady mají účast na zachytávání živin ze záplav, zemědělských splachů, erozních smyvů atd. (Mitsch & Gosselink 2000). Hrají také významnou roli v hydrologickém cyklu. Udržují malý koloběh vody v krajině, působí jako zásobárna vody, udržují vodu v krajině, tlumí průtokové extrémy, zadržují povodňové vlny a slouží pro doplňování rezervoárů podzemní vody (Bullock & Acreman 2003). Hydrologie mokřadu ovlivňuje jeho druhové složení, primární produkci, akumulaci organické hmoty, cyklus živin, pH i dostupnost kyslíku (Mitsch & Gosselink 2000).

Mokřady obecně jsou nejproduktivnější ekosystémy na Zemi. Z toho důvodu jich často využívá člověk k rostlinné i živočišné produkci. Za nejproduktivnější se považují porosty s tzv. vodním hyacintem (*Eichhornia crassipes*), dosahující produkce až přes 4 000g sušiny na 1 m² za rok, dále pak porosty s *Cyperus papyrus* na Nilu, dosahující roční produkce nadzemní biomasy přes 3 000 g sušiny na 1 m² za rok. Většina vodních ekosystémů v temperátní zóně dosahuje produkce mezi 10 a 500 g sušiny na 1 m² za rok. Nejméně produktivní jsou oligotrofní vody a slaniska, kde růstu vegetace brání nízký obsah živin a vysoký obsah solí (Prach et al. 2009).

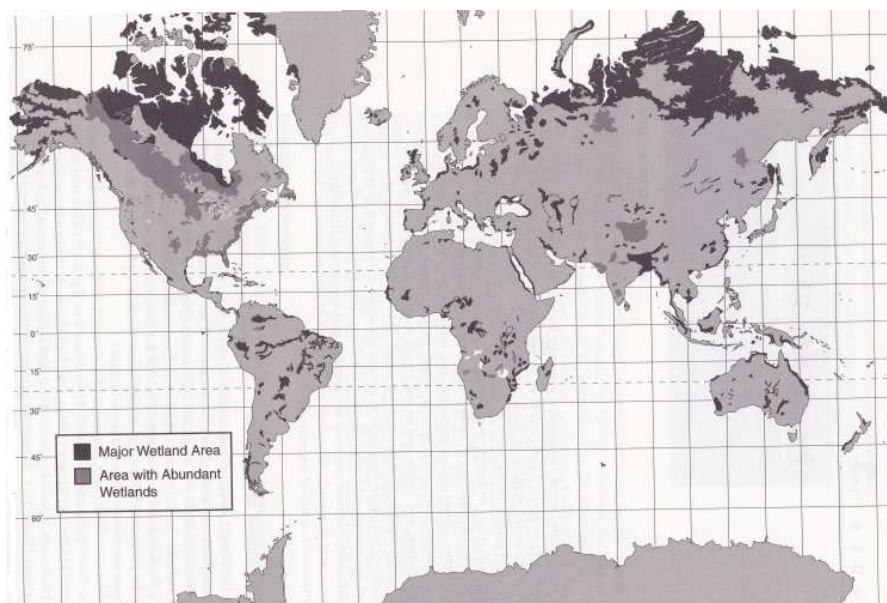
Mokřady mají obrovskou druhovou diverzitou, působí jako refugia druhů, vytváří domov pro mnohé ohrožené druhy rostlin a živočichů, ale i pro své endemické druhy. Mokřady se mohou pyšnit velkou bohatostí ptactva, především bahňáků a brodivých. Migrující ptáci je hojně využívají jako zimoviště (Brinson & Malvárez 2002). Některé jsou zdrojem rašeliny a energie (vodní, solární, plyn, pevná a kapalná paliva). Mohou sloužit také k rekreaci a odpočinku (Mitsch & Gosselink 2000).

1.5 Rozložení mokřadů na Zemi

Mokřady se vykytují téměř po celém světě od tropických oblastí až po tundru, s výjimkou Antarktidy (Obr. č 14). Odhadnout celkovou plochu, kterou zaujímají mokřady ve světě je velmi obtížné, proto je většina těchto odhadů pouze přibližných. Maltby and Turner (1983) usuzují, že na zemském povrchu se rozprostírá asi 6,4 % mokřadů, což je asi 8,6 mil. km². Z toho 2,6 mil. km² se nachází v tropických a 2,1 mil. km² v subtropických regionech. Další rozsáhlé plochy mokřadů se nacházejí v boreálních oblastech, a to především v Kanadě, Aljašce, Rusku a Fénoskandinávii, kde tvoří až 90% pevniny (Prach et al. 2009). V temperátním klimatickém pásu se mokřady vyskytují spíše roztroušeně. Jejich plocha zaujímá cca 1 mil. km² z celkové rozlohy mokřadů ve světě.

Asi 188 mil ha z celkové plochy mokřadů na zemi je zahrnuto v Ramsarské úmluvě o mokřadech mezinárodního významu. Největší plochy tyto mokřady zaujímají v Kanadě (13,1 ml. ha) a Rusku (10,3 mil. ha). Plochu kolem 7 až 8 mil. ha zaujímají ramsarské mokřady v Austrálii, Bolívii, Kongu, Mexiku nebo Súdánu (The Ramsar Convention on Wetlands 2011).

Ve střední Evropě jsou plošně nejvíce zastoupeny mokřady mezinárodního významu ve Francii (3,3 mil. ha), která je následována Velkou Británií (1,3 mil. ha) a Nizozemím (818,9 tis. ha). Co se týče lokalit, nejvíce jich má na své půdě opět Velká Británie (168), dále pak Itálie a Švýcarsko (51) (The Ramsar Convention on Wetlands 2011). Česká republika má 12 lokalit (cca 55 ha) zapsaných v Ramsarské úmluvě. Jedná se o Šumavská rašeliniště, Třeboňské rybníky, Novozámecký a Břežský rybník, Lednické rybníky, Litovelské Pomoraví, Poodří, Krkonošská rašeliniště, Třeboňská rašeliniště, Mokřady Dolního Podyjí, Mokřady Pšovky a Liběchovky, Podzemní Punkva a Krušnohorská rašeliniště (The Ramsar Convention on Wetlands 2000).



Obr. č. 14 Rozložení mokřadů na Zemi (Mitsch & Gosselink 2000)

1.6 Degradace mokřadů

Člověk využíval mokřady již od pradávna. Zhruba před deseti tisíci lety začal budovat, s počátky zemědělství, zavlažovací systémy, nebo naopak odvodňovat potenciálně úrodnou, ale zamokřenou půdu (Prach et al. 2009). V některých částech světa, především v zemích třetího světa, tato snaha o odvodnění mokřadů trvá dodnes (Brinson & Malvárez 2002). Odvodňování mimo jiné negativně působí na globální cyklus uhlíku. Vysušení mokřadu nastartuje oxidaci půdního uhlíku a jeho uvolnění do atmosféry. Tímto způsobem se zmenšili zásoby uhlíku v evropských mokřadech zhruba o 50% a sinkem uhlíku se stala atmosféra (Armentano & Mengens 1986). Kromě odvodnění je narušena hydrologie, především poříčních mokřadů, také výstavbou přehrad, nádrží a hrází, které zabraňují vybřežení vody v nivách toků. Tímto je přeměněna nejen hydrologie systému, ale i výměna živin mezi řekou a okolím, transport sedimentů, složení organismů (Poff et al. 1997), klesá druhová diverzita (Ward et al. 1999) a dochází k zabránění migrace různých živočichů a reprodukční migrace anadromních ryb.

V Evropě a v Severní Americe jsou mokřady často likvidovány intenzivním zemědělstvím a chovem skotu. Za účelem maximalizace výnosu jsou používána nejrůznější hnojiva, která se dále dostávají povrchovou nebo podzemní vodou

do vodních a mokřadních ekosystémů a zvyšují tak jejich trofiu. Změna poměru živin sebou přináší změnu ve složení druhů a často také úhyn vzácných druhů (např. Kooijman & Bakker 1995). Na druhou stranu některé druhy přeměněné na zemědělskou krajinu mohou být přínosné. Týká se to například rýžovišť, která fungují jako refugia ohrožených druhů (Brinson & Malvárez 2002).

Celosvětovým problémem je změna klimatu, která se odráží i ve změnách mokřadních ekosystémů. Vliv těchto změn je velmi těžké předpovídat, nicméně působením zvyšující se teploty může v některých oblastech docházet k vysoušení, jinde se naopak srážky zvýší (Brinson & Malvárez 2002).

Nadměrná pastva ničí mokřady zejména v aridních oblastech, kde jsou během suchých období často jediným zdrojem potravy pro dobytek (Caziani 1996). Další hrozbou je nadměrná těžba dřeva, rašeliny (Obr. č. 15) nebo urbanistická výstavba a budováním komunikačních sítí (Brinson & Malvárez 2002). Rašelina je primárně získávána na rašeliništích severní polokoule. V Evropě je těžba rašeliny zvláště běžná v Irsku a státech východní a severní Evropy (Mitsch & Gosselink 2000).



Obr. č. 15 Těžba rašeliny
v Třeboňské pánvi 06/2010
Foto D. Papáčková

1.7 Obnova mokřadů

Na základě intenzivního využívání potenciálu mokřadů došlo a stále dochází k jejich velkému úbytku. Obrovské množství různých mokřadů zmizelo, aniž bychom měli dostatek informací o jejich hydrologii, chemismu, půdních podmínkách, vegetaci atd. Již v 19. století někteří vědci naznačili, že je potřeba

prohloubit znalosti týkající se funkce mokřadů a na základě toho usilovat o jejich záchranu, protože právě nedostatek znalostí o fungování mokřadních ekosystémů je často doprovázeno selháním restauračních programů (Smith 1997). Navrácení mokřadů do původního (bez vlivu člověka) nebo do historického (polopřírodního) stavu závisí nejen na pochopení těchto ekosystému, ale také na politice, ekonomických možnostech státu a požadavcích jeho obyvatel. Proto je konečná podoba obnovovacího procesu, a následně tedy i celého mokřadu, dána interakcí mezi potřebami ochránářskými a vědeckými a potřebami státu a jeho obyvatel (Pfadenhauer & Grootjans 1999).

Základem úspěchu pro obnovu ekologické funkce a biodiverzity mokřadu je vytvoření detailního plánu obnovy a stanovení racionálních cílů, kterých bychom chtěli dosáhnout (Whigham 1999). Úspěšnost může být následně odvozena porovnáním předchozího a aktuálního stavu a rychlostí, jakou aktuální stav vzniknul (Pfadenhauer & Grootjans 1999). Celý proces je značně dlouhodobý a jeho výsledek více méně dopředu neznámý. Pro revitalizační a rekultivační potřeby může být použita hydrogeomorfologická metoda, která funguje na základě ekologických vlastností a použití „kontrolního mokřadního systému“. Rozděluje mokřady do šesti odlišných tříd na základě různých ekologických vlastností. Všechny tyto třídy dohromady zahrnují veliké rozpětí ekologických dat, od přirozených nepoškozených po totálně zdevastované mokřady, a vytvářejí tzv. kontrolní mokřadní systém. Tento systém může sloužit v praxi, pro porovnání a následně pro návrhy ochrany, obnovy a tvorby mokřadů nebo pro odhad podmínek, které těmito projekty nastanou (Whigham 1999).

Jedním z nápravných opatření je „znovuzamokření“ a náprava hydrologického systému odvodněných lokalit. Pro úspěšnou obnovu mokřadu je potřena znovu saturovat vodou celý mokřad nebo celé povodí. Abychom odvrátili vlivy z okolního prostředí, musíme vytvořit tzv. nárazníkové zóny, které budou zachytávat nechtěné rozpuštěné látky a sedimenty (Pfadenhauer & Grootjans 1999). Jako takový biologický filtr mohou sloužit například porosty rákosu. Z těchto podmínek vyplývá, že pro úspěšnou restauraci je potřeba velká část krajiny. To je ale často problém, především kvůli rozdělení krajiny mezi různé vlastníky, kteří se nechtějí vzdát svých pozemků a dál na nich intenzivně hospodaří. V těchto případech je důležité najít rozumné alternativní využití krajiny, které by bylo v souladu s ochránářskými potřebami. Velmi degradované mokřady bez přítomnosti vzácných

druhů mohou být například využity pro pěstování rákosu (Witchman & Koppisch 1998), jehož stonky jsou hojně využívány ve stavebnictví. Jiným pěstovaným druhem mohou být orobince, jejichž aerenchym je používán pro výrobu izolačních materiálů. Vlastník pozemku zde může nadále hospodařit a zároveň jsou z celého mokřadu pravidelně odstraňovány živiny, dochází k dlouhodobému zadržování vody v mokřadu, redukuje se únik CO₂ a dusíku do atmosféry a vytvoří se prostředí pro některé mokřadní živočichy (Pfadenhauer & Grootjans 1999). U povodí, kde je cílem revitalizace ochrana určitého vzácného druhu, je důležitá obnova celého říčního systému a odstranění bariér bránící v migraci druhu (např. Sparks et al. 1998).

Poměrně snadná je revitalizace mokřadů se svazy *Calthion* a *Molinion*, jestliže hydrologické podmínky nebyly výrazně narušeny a jestliže je v půdě stále přítomná semenná banka, která má velký potenciál znovu založit ztracenou populaci (Pfadenhauer & Grootjans 1999). V tomto případě stačí pouze zablockovat odvodňovací kanály (Jansen et al. 1996). Tento způsob však není dostačující například pro vytěžená rašeliniště, kde je kromě blokace drenážních kanálů pro založení nové populace rašeliníků obohatit kyselou a chudou rašelinou vodou živinami (Silva et al. 1997). U některých hodně vysušených lokalit je potřeba blokaci odvodňovacích struh podpořit efektivním zatopením lokality (Heidt 1998). V mokřadech, které se potýkají s obdobím letního sucha je potřeba vybudovat soustava nádrží, které zabrání jejich vyschnutí (Dietrich et al. 1996).

Pro obnovu je také důležité určení klíčových druhů, na jejichž existenci je postaveno celé budoucí společenstvo. To dokazuje příklad z jižního Německa, kde se pokoušeli obnovit vytěžená rašeliniště. Restaurace byla úspěšná, až po přidání mírného množství fosforu a draslíku do znovu zatopené oblasti. Tyto živiny podpořily růst *Carex rostrata*, která se ukázala být klíčovým druhem pro růst rašeliníků, jež se začali vyvíjet mezi mladými rostlinami ostřice a následně vytvořily rozsáhlé porosty (Pfadenhauer & Grootjans 1999).

Na mokřadních loukách, kde se ustoupilo od tradičního kosení a došlo tak k invazi rákosu, chrastice a jiných druhů vysokých trav a ostřic, které pak vytlačily ohrožené druhy, se jako náprava doporučuje buď obnova kosení a následné odstranění materiálu, nebo extenzivní pastva (Bergamini et al. 2001). Tyto managementy odejmou z ekosystému živiny a otevřou nová místa pro klíčení a růst typických mokřadních druhů. Jedná se většinou hemikryptofyty s nízkou kompetiční schopností, jejichž klíčení je iniciováno zvýšením teploty. Po odstranění vysokých

rostlin dojde ke zvýšenému přísunu světla, a tedy i teploty, pro požadované druhy (Pfadenhauer & Grootjans 1999).

Dalším opatřením při restauraci mokřadu je (re)introdukce určitých druhů. Introdukce a reintrodukce je vhodný způsob, jak obnovit vyhynulé populace některých druhů. Úspěšnost reintrodukcí do míst, kde se daný druh nacházel nebo introdukcí druhu do nových lokalit je závislá na našich znalostech o ekologických nárocích příslušného druhu. Pouze na základě dostatečných vědomostí můžeme identifikovat vhodné lokality pro (re)introdukce. V případě introdukce je také nutné zvážit rizika spojená s transplatací druhu na novou lokalitu. Pokud pomíneme případ možného neúspěchu introdukce a s tím spojené zbytečné náklady na pokus, jedná se zejména o narušení stávajících podmínek na lokalitě trasplantovaným druhem, který by se například mohl na nové lokalitě nekontrolovaně rozrůst a kompletně tak změnit její druhové složení (Allendorf & Lundquist 2003).

1. 8 Cíle práce

Cílem této diplomové práce je poskytnout první informace o úspěšnosti provedených revitalizačních úprav v mokřadni sníženině Velký Černý. Úspěšnost těchto úprav by se měla odrazit především v hladině podzemní vody, která by se měla zvýšit. Zvýšení hladiny vody by dále mělo být doprovázeno změnami ve vegetačním složení.

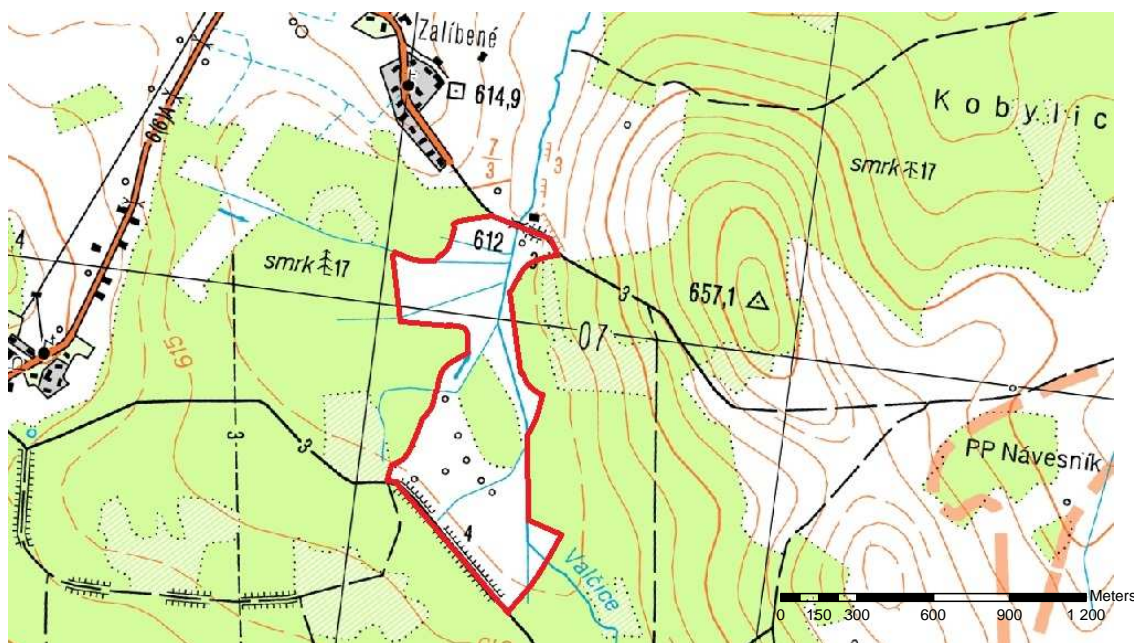
Hlavní body této práce budou zahrnovat charakteristiku zájmového území mokřadu Velký Černý v CHKO Žďárské vrchy, popis revitalizačních úprav na potoce Valčice na dané lokalitě, vyhodnocení zájmové území z botanického hlediska podle metodiky NATURA 2000, charakteristiku hlavních vegetačních společenstev na dané lokalitě a vypracování seznamu všech nalezených rostlinných druhů.

Posouzení stavu území bylo prováděno brzy po provedení příslušných úprav. Z toho důvodu by měla tato práce sloužit jako odrazový můstek pro sledování a posouzení následných změn v zájmovém území.

2. Charakteristika zájmového území

2.1 Vymezení území

Studovaným územím (Obr č. 16) je plochá rašelinná sníženina Velký Černý v nadmořské výšce cca 614 m, nacházející se v I. zóně CHKO Žďárské vrchy mezi obcemi Zálíbené a Košinov v jižní části okresu Chrudim. Z většiny zasahuje do katastrálního území Košinov, malá část pak spadá do katastrálního území Zálíbené. Území má protáhlý tvar v jižním směru. Severní a jihozápadní hranici tvoří lesní komunikace. Východní a západní hranice probíhá podél lesa.



Obr č. 16 Mapa 1:10 000, studované území, hranice vyznačena červenou čarou *Dagmar Papáčková*

2.2 Geomorfologie

Z orografického hlediska patří tato oblast Žďárských vrchů do geomorfologického celku Železné hory, jež jsou součástí Českomoravské vrchoviny (Čech et al. 2002).

Nadmořská výška území kolísá zhruba od 500 m n. m. až po 863 m n. m. Vlastní krajina Žďárských vrchů je tvořena množstvím hřbetů, které jsou odděleny široce rozevřenými postupně se zahlubujícími údolními s plochými úvalovitými uzavěry. Na hřbetech jsou typickými krajinnými prvky skalní útvary. K nejznámějším patří Čtyři palice, Malinská skála, Dráteničky a nejvyšší vrchol Žďárských vrchů Devět skal. Od jejich úpatí vybíhají kryoplanační terasy se suťovými haldami a balvanovými proudy, které se někdy skládají v rozsáhlá kamenná moře (Čech et al. 2002).

2.3 Geologie

Žďárské vrchy se nacházejí na styku několika geologických jednotek severovýchodního okraje centrální části Českého masivu, vytvořených koncem paleozoika variským vrásněním. Jihozápadní oblast náleží ke strážnickému moldanubiku, budovanému sillimanitisko-biotickými migmatitizovanými a granitizovanými pararulami. Nejrozsáhlejší centrální a severovýchodní část zaujímá svratecké krystalinikum. Je budováno převážně migmatity a dvojslídnyými ortorulami, které se střídají se svory a svorovými rulami. Na severovýchodním okraji zde zasahuje poličské krystalinikum, kde převládají jemnozrné biotické ruly. Severozápadní cíp je tvořen železnohorským plutonem, který je od svrateckého krystalinika oddělen hlineckou sníženinou. Převládajícími horninami jsou zde fylity, k nimž místy přistupují biotitické rohovce, křemence, migmatity a amfibolitické břidlice. Od severozápadu až k Velkému Dářku zasahuje výběžek Dlouhé meze tvořený sedimenty České křídové tabule. (Čech et al. 2002).

Významným geologickým prvkem je oblast ranského masivu s hlubinnými vyvřelinami peridotitů, troktolitů, olivinických a pyroxenických gaber, amfibolických dioritů a granodioritů. Vzhledem k jeho významnému sulfidickému zrudnění zde byly až do roku 1990 těženy rudy (Čech et al. 2002).

Ve starším kvartéru byl ráz oblasti formován mrazovým zvětráváním sklaních masivů, při němž vznikaly kamenné moře. V období mladšího kvartéru (holocén) byly vytvořeny nivy v údolích řek a vznikla rašeliniště (Čech et al. 2002).

2.4 Pedologie

Přes polovinu rozlohy Žďárských vrchů pokrývají kambizemě, které jsou zpravidla kyselé. S přibývajícím nadmořskou výškou se zvyšuje obsah kyselého humusu. Ve vrcholových polohách s chladným humidním klimatem jsou vytvořeny podzoly. Na sedimentech v údolních nivách řek jsou v malém rozsahu vytvořeny fluvizemě. Sníženiny se stálou vysokou hladinou podzemní vody pokrývají gleje, které ve vyšších okrajích přecházející v periodicky podmáčené pseudogleje a semigleje. Místa mohou tyto půdy vykazovat povrchové zrašelinění. Pro oblast je také specifické zastoupení organozemí, vyskytujících se v několika ložiscích například kolem Velkého Dářka, Babína, ale i na území mokřadu Velký Černý, kde se nachází oglejené oligotrofní hnědé půdy místy se zrašeliněným povrchem a organozemě (Čech et al. 2002).

2.5 Hydrologie

Žďárskými vrchy prochází hlavní evropská rozvodnice, která dělí oblast na severozápadní část, odvodňovanou řekami Chrudimkou, Sázavou a Doubravou do Severního moře a jihovýchodní část, z níž jsou odváděny vody Svratkou a Oslavou do Černého moře (Čech et al. 2002).

Zájmové území spadá do povodí Labe a je odvodňováno potokem Valčice. V dolní části toku Valčice vtéká do vodní nádrže Hamry postavené na řece Chrudimce a stává se tak jejím levostranným přítokem. Plocha povodí Valčice zaujímá 10,8 km². Ve východní části lokality se dříve vyskytoval dvouhrázový rybník Velký Černý se zátopou asi 20 ha. Z hlediska ekologického je tok Valčice hypokrenonem. Kvalitou vody spadá do II. třídy čistoty – vody čisté (Sphagnum e.s. 1999).

2.6 Podnebí

Klimaticky patří většina Žďárských vrchů do chladné klimatické oblasti. Nejvýše položená území pak do velmi chladné klimatické oblasti (Quitt 1971). Převažuje zde vlhké a značně větrné podnebí. Dlouhodobější klimatická měření

probíhají na meteorologické stanici Svratouch. Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 6,8°C v nejnižších a 5°C v nejvyšších polohách. Vegetační období trvá cca 200 dnů. Průměrný roční úhrn srážek se obvykle pohybuje v intervalu 650 - 875 mm, přičemž v polohách nad 800m n. m. dosahuje 1100mm. Sněhová pokrývka zde leží v průměru od začátku listopadu do začátku dubna. Dosahuje obvykle do 35cm, ve vrcholových partiích Žďárských vrchů může výjimečně přesáhnout i 100 cm (Čech et al. 2002).

2.7 Vegetace

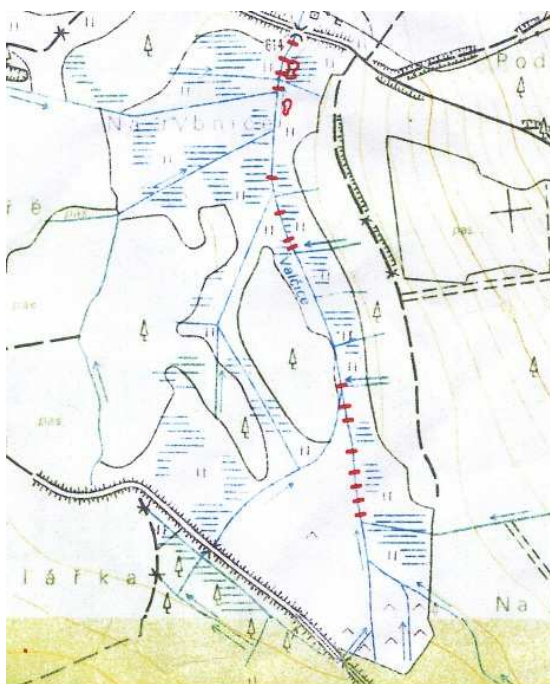
Podle mapy potenciální přirozené vegetace v okolí zájmovém území převládají acidofilní bikové bučiny svazu *Luzulo – Fagetum* (Národní geoportál INSPIRE 2011). Avšak tyto bučiny byly většinou na lokalitě nahrazeny smrkovými monokulturami.

Dle regionálně fytogeografického členění se nachází na rozhraní fytogeografických obvodů Českého oreofytika, okresu Žďárské vrchy a Českomoravského mezofytika, okresu Sečská vrchovina. Geobotanicky náleží do podmáčených smrčín svazu *Piceion – excelsae* a rašeliništních borových smrčín svazu *Dicrano – Pinion* (Zabloudil & Staněk 2000). Lokalita je tvořena přechodovým vrchovištěm a lučními rašelinami, které se zde střídají s narušenými plochami kompaktně porostlými metlicí trsnatou nebo třtinou rákosovitou (*Sphagnum* e.s. 1999).

2.8 Vývoj území

Východní část území byla v minulosti tvořena dvouhrázovým rybníkem Velký černý se zátopou cca 20 ha. Rybník byl následně zrušen a na lokalitě byla vybudována soustava otevřených odvodňovacích příkopů lichoběžníkového profilu, hloubky 40 – 200 cm, které jsou dodnes plně funkční. Dříve meandrující tok Valčice je nyní narovnaný a zahloubený až do 1,5 m a slouží jako svodný kanál celého území. V severní části vrchoviště mezi Košinovem a Zalíbeným, kde mocnost rašeliny dosahuje až 3 m, byla navíc v minulosti těžena rašelina na palivo (*Sphagnum* e.s. 1999). Tyto okolnosti výrazně ovlivnily mikroklimatické poměry, narušily retenční schopnost mokřadní lokality, urychlily odtok a způsobily značné

kolísání hladiny podzemní vody. Za účelem obnovení funkce krajiny a podpoření mokřadní vegetace, zde byla v letech 2009 až 2010 provedena revitalizace území (Obr. č. 17). Ta spočívala ve vytvoření šestnácti hrázek z kulatiny (Obr. č. 18) na toku Valčice, jejichž účelem je zvýšit hladinu vody v zájmovém území. Maximální rozdíl hladin mezi jednotlivými hrázkami nepřesahuje 20 cm a netvoří tedy bariéru pro migraci ryb. Za stejným účelem bylo koryto v několika místech zasypáno tak, aby vznikly nepravidelné deprese o hloubce 10 – 40 cm. Úplně nebo částečně byly také zasypány některé odvodňovací kanály (pravostranné a levostranné přítoky Valčice). Pro zasypání hlavního toku i jeho přítoků byl použit materiál z deponií, které se v rámci obnovy odstraňovaly. V severní části lokality byly vybudovány dvě mělké nádržky. Větší o velikosti 240 m² a menší o rozloze 130 m².



Obr. č. 17 Úprava toku, hrázky a nádržky vyznačeny červeně (Mareš 2007)



Obr. č. 18 Příčný práh z kulatiny na toku Valčice 04/2010 Foto D. Papáčková

3. Metodika

Lokalita byla pravidelně navštěvována od konce dubna 2010 do poloviny listopadu 2010. Tyto návštěvy zahrnovaly jednak botanický průzkum a jednak měření výšky a kolísání hladiny vody. Součástí botanického průzkumu bylo určení a zhodnocení jednotlivých biotopů v zájmovém území a zároveň jeho botanická inventarizace.

3.1 Měření výšky a kolísání hladiny vody

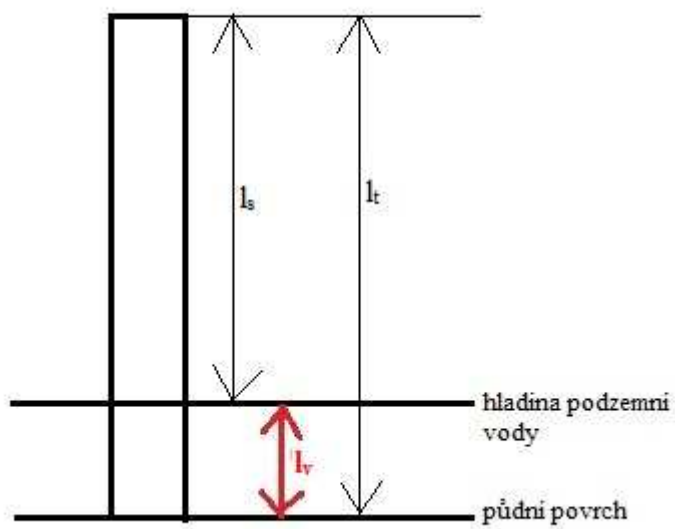
Za účelem měření výšky a kolísání vodní hladiny bylo na lokalitě umístěno 8 plastových trubek (Obr. č. 19, Obr. č. 21), které byly označeny čísly 1 - 8. Každá trubka byla ve spodní části naříznuta, aby bylo umožněno její snadnější naplnění půdní vodou. Tímto způsobem vzniklo na lokalitě 8 bodů, ve kterých probíhala zhruba každých 14 dní od května 2010 do listopad 2010 pravidelná měření (15. 5., 28. 5., 19. 6., 30. 6., 20. 7., 3. 8., 16. 8., 30. 8., 14. 9., 10. 10.). Trubky č. 1 a 2 byly umístěny do porostu vysokých ostřic s dominancí ostřice měchýřkaté (*Carex vesicaria*), trubka č. 3 byla umístěna v severním vybudovaném jezírku, trubka č. 4 v porostu metlice trsnaté (*Deschampsia caespitosa*), trubka č. 5 v břehovém porostu chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*), trubka č. 6 v ostřici černé (*Carex nigra*) a trubky č. 7 a 8 ve smíšeném porostu *Phalaris arundinacea* a *Carex nigra*. Některé trubky byly na lokalitě rozmístěny v linii za sebou. Tak vznikly body, kterými byl měřen gradient výšky hladiny podzemní vody. Gradient od toku Valčice severozápadním směrem tvoří body č. 1 a 2 v severní části území, západním směrem body č. 4, 5, 6 v nejužší části území a nakonec nejspodnější body měření č. 7, 8 v jihozápadním směremu od toku Valčice (Obr. č. 21).

Hladina vody v jednotlivých trubkách byla měřena pomocí dřevěné laťky. Laťka byla vedena trubkou až k povrchu půdy. Po vytažení laťky vznikla pouhým okem jasně oddělitelná suchá a mokrá část. Pomocí metru jsem následně změřila vzdálenost suché části do konce trubky – ls. Dále jsem změřila délku trubky od povrchu země po její konec – lt. Tyto dvě hodnoty jsem od sebe odečetla

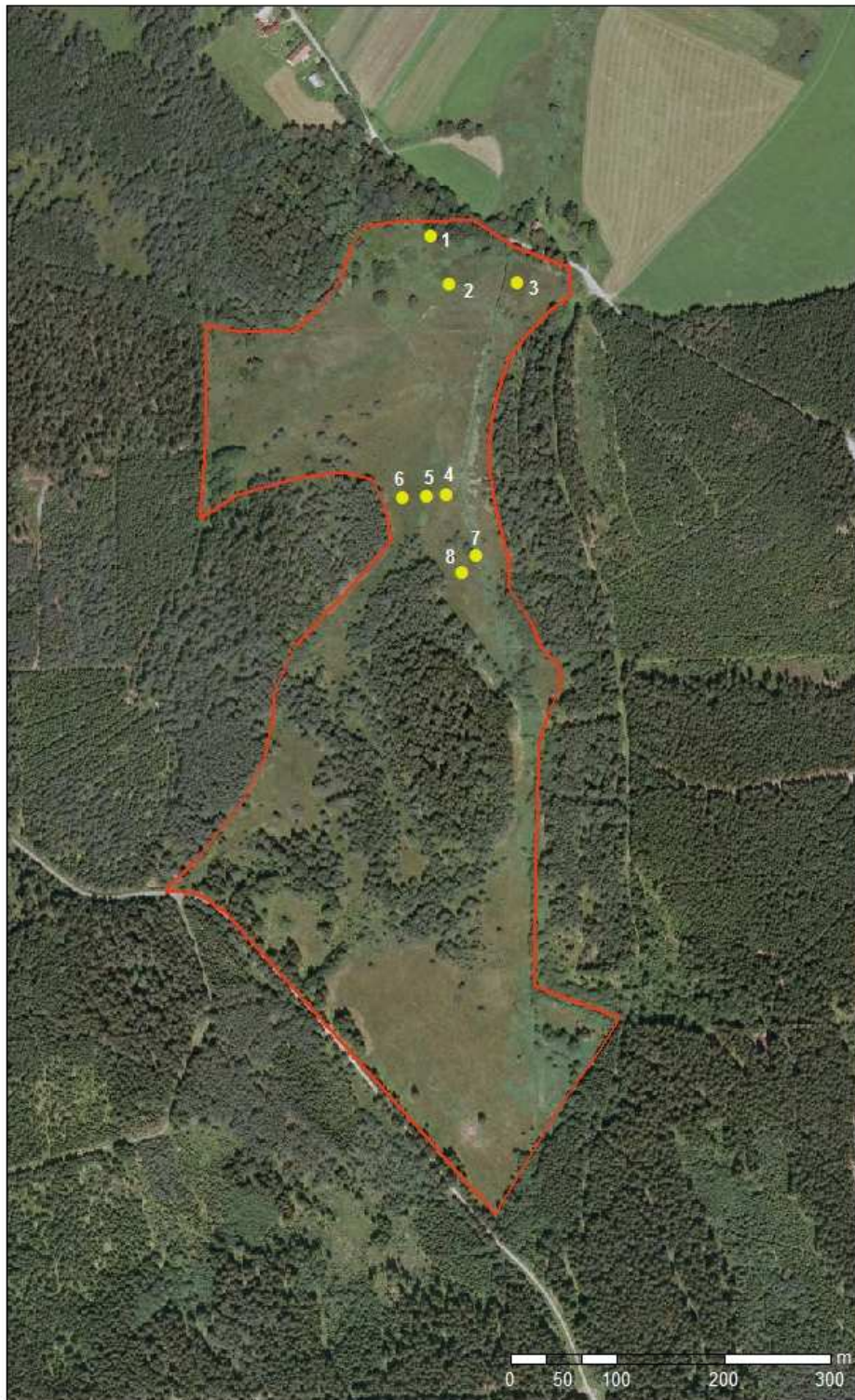
a vznikla mi výška hladiny podzemní vody – l_v (Obr. č. 20), která byla vynesena v programu Microsoft Excel do grafů.



Obr. č. 19 Plastová trubka pro měření výšky hladiny vody 06/2010 Foto D. Papáčková



Obr. č. 20 Nákres způsobu měření a následného výpočtu hladiny vody D. Papáčková



Obr. č. 21 Mapa 1:5 000, vyznačení míst (žlutě) měření hladiny podzemní vody v zájmovém území, hranice území vyznačena červenou čarou 12/2010 D. Papáčková

3.2 Určení biotopů nacházejících se v zájmovém území

Biotopy v zájmovém území byly určeny pomocí metodiky pro mapování soustavy NATURA 2000 a Smaragd (Guth 2002). Na území bylo provedeno podrobné mapování. To znamená, že lokalita byla rozdělena na jednotlivé segmenty, které reprezentovaly homogenní jednotky, představující určitý typ biotopu s konkrétní kvalitou (reprezentativnost, zachovalost), jenž je uveden v Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2001). Daný biotop byl následně stanoven podle diagnostických a dominantních druhů uvedených v tomto katalogu.

U každého segmentu jsem určila způsob zákresu, tzn. tvar daného segmentu: bod (označení B), linie (označení L) nebo polygon (označení P). Takto jsem označila pouze přírodní biotopy. U biotopů formační skupiny X se, dle výše zmíněné metodiky, provádí určení tvaru pouze v odůvodněných případech. Pokud byl segment tvořen pouze jedním typem biotopu, jedná se o jednoduchou strukturu (označení J). Nahlučené bodové segmenty nebo malé polygony jsem mapovala jako jeden segment, který následně vytvořil mozaiku biotopů (označení M pro první člen segmentu, Md pro další členy).

Dále jsem také určila reprezentativnost a zachovalost jednotlivých biotopů (Guth 2002). Reprezentativnost vyjadřuje míru, do jaké je daný segment biotopu podobný jeho popisu podle Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2001). Zahrnuje 3 stupně: A – porost v segmentu plně odpovídá popisu v Katalogu biotopů České republiky; B – reprezentativnost je snížena buď mírnou degradací, nebo tendencí k jiné mapovací jednotce; C – jako B, ale ve větší míře; D – porost v segmentu není reprezentativní hlavně z důvodu silné degradace, popřípadě hojného výskytu invazních, expanzních a jiných cizorodých druhů. Zachovalostí se rozumí kvalitativní zhodnocení stavu z hlediska ochrany přírody. V prvním kroku jsem hodnotila současný stav: A – výborný (odpovídá popisu v Katalogu biotopů České republiky), B – dobrý (uspokojivý), C – nepříznivý (pochybnost zda biotop mapovat jako přírodní, nebo spíše jako biotop ze skupiny X). Dále byly zohledněny vyhlídky při současném způsobu hospodaření z hlediska zachování vymapovaného přírodního biotopu: A – výborné (stabilizace nebo zlepšení stavu v krátkodobém nebo střednědobém výhledu, zanedbatelné riziko vnějších nepříznivých vlivů), B – dobré, C – nepříznivé (hrozba zhoršení stavu v krátkodobém, střednědobém

i dlouhodobém výhledu, vysoké riziko vnějších nepříznivých vlivů). Posledním krokem k ohodnocení zachovalosti bylo posouzení možností obnovy: A – snadná a efektivní (metody jsou známé a prostředky dostupné), B – reálně možná (s vynaložením zvýšeného úsilí), C – obtížná (velmi dlouhodobý nebo finančně a technicky náročný management). U segmentů biotopů formační skupiny X jsem reprezentativnost ani zachovalost nehodnotila. U lesních biotopů jsem navíc určila věkovou strukturu porostu (Guth 2002): porosty různorodé s věkovou strukturou blízké přirozenému stavu (P); porosty částečně věkově diferencované, kdy převažuje jeden věkový stupeň, ale je doplněn poměrně pestrou věkovou strukturou ostatních jedinců (Q); věkově různorodá mozaika, která se vyznačuje přítomností několika stejnověkových porostů navzájem odlišných (R); věkově stejnorodé porosty (S).

Výsledky byly zpracovány do tabulky. Segmenty, které byly v terénu zakreslovány do základní mapy 1:5 000, označeny pořadovým číslem a následně zpracovány v programu ArcGIS do ortofotomapy 1:5 000.

3.3 Botanická inventarizace

Inventarizace byla prováděna od konce dubna 2010 do konce září 2010, aby byl postižen jarní, letní i podzimní aspekt. Druhy byly zapisovány do terénního zápisníku. Po ukončení botanického průzkumu byl vytvořen seznam nalezených druhů. Z tohoto seznamu byly vyčleněny a podrobněji popsány dominantní druhy a druhy vzácné nebo významné pro CHKO Žďárské vrchy.

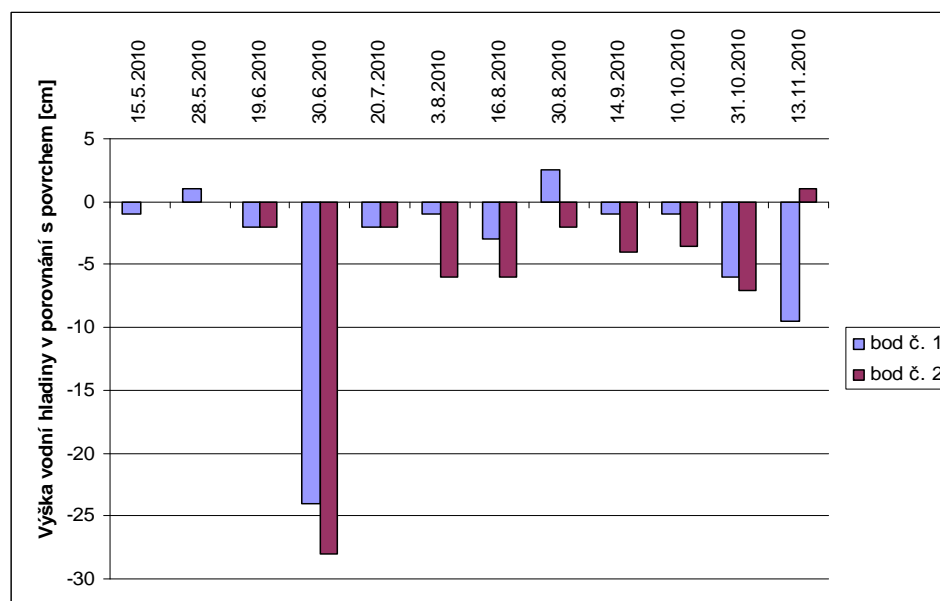
4. Výsledky

4.1 Stav hladiny podzemní vody a její kolísání

Téměř ve všech bodech měření (mimo body č. 7 a 8) je hladina vody poměrně vysoko a po většinu období se pohybuje do - 5 cm pod povrchem. Celkově kolísá od 6 cm nad povrchem až k -29,5 cm pod půdním povrchem. V jednotlivých bodech měření hladina vody kolísá maximálně v rozmezí 14 cm. Výjimku tvoří body č. 7 a 8. V bodě č. 7 hladina vody kolísá o 18 a v bodě č. 8 dokonce o 24,5 cm. Odchylkou u všech bodů je datum měření 30. 6. 2010, kdy výška vodní hladiny výrazně klesla.

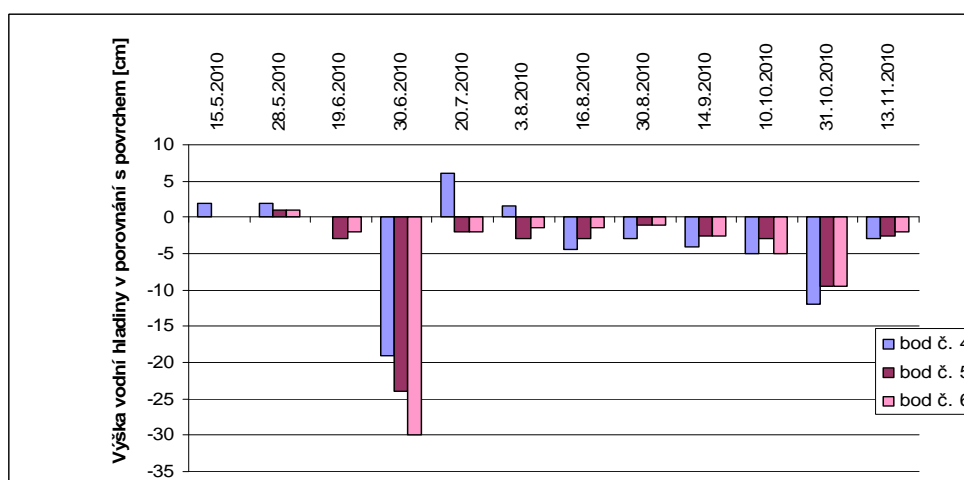
4.1.1 Vyhodnocení gradientů výšky podzemní vody v liniových bodech měření

V gradientu tvořeným body měření 1 a 2 byla naměřena nepatrně vyšší vodní hladina (v průměru o 1 cm) u bodu č. 1. Výjimku tvoří pouze poslední měření (Obr. č. 22).



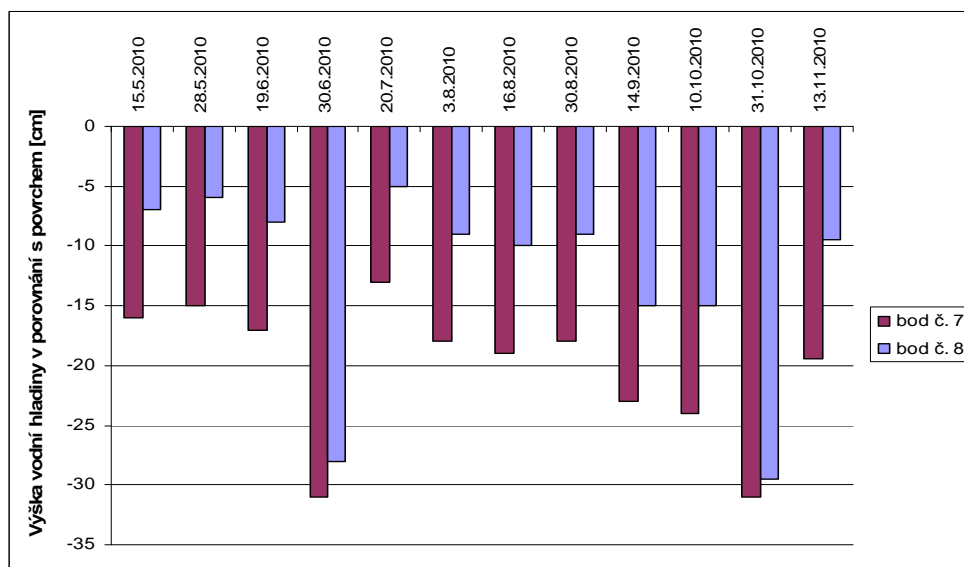
Obr. č. 22 Výška vodní hladiny v porovnání s povrchem země v bodech č. 1 a 2 (Obr. 21)

V linii bodů č. 4, 5 a 6 se hladina vody drží poměrně vysoko. Větší pokles je zaznamenán pouze 31. 10. 2010 a opět 30. 6. 2010. Největší kolísání bylo zaznamenáno u bodu č. 4. Zde se voda pohybuje, pokud nezapočítáváme odběr 30. 6. 2010, od 2 cm nad povrchem země až ke 12 cm pod povrchem země, celkem tedy o 14 cm. Naproti tomu nejmenší rozkolísanost je v bodě č. 6 (Obr. č. 23).



Obr. č. 23 Výška vodní hladiny v porovnání s povrchem země v bodech č. 4, 5 a 6 (Obr. 23)

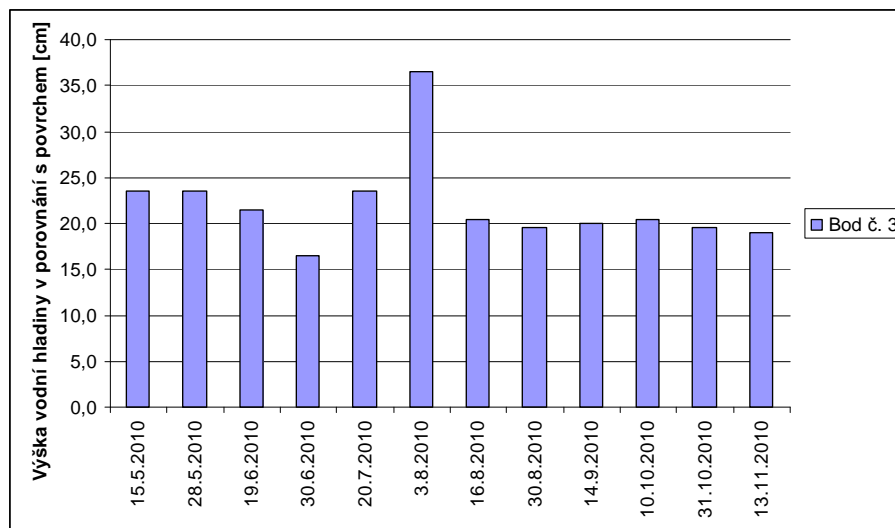
V linii bodů č. 7 a 8 je hladina vody nejnižší. Zejména pak u bodu č. 7, kde se hladina nikdy nezvedla nad 13 cm pod povrchem země. Z grafu jsou zde patrné dva větší poklesy hladiny vody a to opět 30. 6. 2010 a 31. 10. 2010 (Obr. č. 24).



Obr. č. 24 Výška vodní hladiny v porovnání s povrchem země v bodech č. 7 a 8 (Obr. č. 24)

4.1.2 Vyhodnocení kolísání vody v umělém jezírku

Výška hladiny vody měřená v jezírku vybudovaném v severní části lokality je více méně stálá. V průměru se pohybuje 22 cm nad půdním povrchem. Mírný pokles byl zaznamenán pouze v sušším období 30. 6. 2010, ale oproti jiným měřením není nikterak výrazný. Větší množství vody bylo naměřeno 3. 8. 2011 (Obr. č. 25).



Obr. č. 25 Výška vodní hladiny v porovnání s povrchem země v bodě č. 3 (Obr. č. 25)

4.2 Přehled zjištěných biotopů

Lokalitu rašelinné sníženiny Velký Černý jsem na základě terénního mapování rozdělila na 28 segmentů dle jednotlivých typů biotopů (Obr. č. 26). Těchto 28 segmentů zahrnovalo celkem 8 typů biotopů. Jedná se o makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod, makrofytní vegetace mělkých stojatých vod, vegetace vysokých ostřic, přechodová rašeliniště, vlhké pcháčové louky, podhorské a horské smilkové trávníky, údolní jasanovo-olšové luhy, lesní kultury s nepůvodními dřevinami.

Plošně i početně nejvíce zastoupeným biotopem zájmového území jsou vlhké pcháčové louky a vegetace vysokých ostřic. Z hlediska reprezentativnosti a zachovalosti jsou nejvíce zachovalé biotopy makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod a makrofytní vegetace mělkých stojatých vod. Poměrně dobře jsou na tom také biotopy vegetace vysokých ostřic a přechodová

rašeliniště segmentů 10 a 15. Zhoršený stav reprezentativnosti a zachovalosti vykazují především vlhké pcháčové louky, podhorské a horské smilkové trávníky a jedním segmentem zastoupený biotop údolních jasanovo-olšových luhů (Tab. č. 2). Degradace biotopů je způsobena především invazí metlice trsnaté (*Deschampsia caespitosa*), která zarůstá především biotop vlhkých pcháčových luk (Obr. č. 31, 45), a podhorských a horských smilkových trávníků (Obr. č. 32). Některé biotopy jsou také ohroženy náletem dřevin, převážně smrku ztepilého (*Picea abies*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*) z okolního kulturního lesa. Jedná se například opět o podhorské a horské smilkové trávníky, které se často vyskytují v bezprostřední blízkosti lesa a údolních jasanovo-olšových luhů. Segment č. 8 představující biotop vlhkých pcháčových luk je kromě borovice lesní ohrožen také nálety olše šedé (*Alnus incana*).



Obr. č. 26 Mapa 1: 5 000, rozdělení území mokřadu Velký Černý na jednotlivé segmenty, hranice segmentů vyznačeny žlutou čarou *Dagmar Papáčková*

Tab. č. 2 Popis vlastností jednotlivých segmentů, vysvětlivky jednotlivých kategorií a zkratk vyskytujících se v uvedené tabulce jsou ve třetí kapitole této práce zabývající se metodikou, konkrétně v kapitole 3.2 Určení biotopů nacházejících se v zájmovém území.

číslo segmentu	kód biotopu	způsob zakresu segmentu	stejnorodost segmentu	reprezentativnost	zachovalost	věková struktura	poznámky – dominantní druhy
1	V2C	M	L	B	A		<i>Callitriche palustris</i> , <i>Lemna minor</i> , místy přechází do M1.7 dom. <i>Carex rostrata</i> , <i>Eleocharis palustris</i>
2	V2C	M	L	B	A		<i>Callitriche</i> spp., <i>Ranunculus flamula</i> , <i>Eleocharis palustris</i>
2	M1.7	Md		A	A		<i>Carex rostrata</i>
3	V1F	J	L	B	A		<i>Lemna minor</i> , <i>Potamogeton</i> spp.
4	M1.7	J	L	A	A		<i>Carex rostrata</i>
5	M1.7	J	L	B	B		<i>Carex rostrata</i>
6	M1.7	J	L	C	B		<i>Carex rostrata</i> , <i>Carex acuta</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> podél celého kanálu
7	M1.7	M	P	B	B		<i>Carex acuta</i> , <i>C. rostrata</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Scutellaria galericulata</i> , nálet <i>Alnus incana</i> , <i>Betula pendula</i>
8	T1.5	M	P	C	B		<i>Carex nigra</i> , <i>Deschampsia caespitosa</i> , <i>Cirsium palustre</i> , <i>Angelica sylvestris</i> , <i>Bistorta major</i> , nálet <i>Alnus incana</i> , <i>Pinus sylvestris</i>
9	M1.7	M	P	B	B		<i>Carex rostrata</i> , <i>Carex acuta</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>
9	T1.5	Md		C	B		<i>Deschampsia caespitosa</i> , <i>Angelica sylvestris</i> , <i>Carex nigra</i> , <i>Cirsium palustre</i>
10	R2.3	J	P	B	A		<i>Carex rostrata</i> , <i>C. nigra</i> , <i>C. echinata</i> , <i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>E. angustifolium</i> , <i>Potentilla palustris</i> , nálet <i>Alnus incana</i> , <i>Betula</i> spp.
11	T1.5	M	P	C	C		<i>Dechampsia caespitosa</i> , <i>Cirsium palustre</i> , <i>Holcus lanathus</i> , <i>Succisa pratensis</i> , místy přechází do M1.7 – <i>Carex vesicaria</i> , <i>Carex acuta</i>
12	T2.3B	J	B	B	B		<i>Festuca filiformis</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Agrostis tenuis</i> , <i>Deschampsia caespitosa</i> , nálet <i>Pinus sylvestris</i>

13	L2.2	J	P	C	B	S	<i>Deschampsia caespitosa, Urtica dioica, Senecio ovatus, Alnus incana, A. glutinosa</i>
14	M1.7	J	P	C	B		<i>Carex acuta, Phalaris arundinacea</i>
15	R2.3	J	P	B	A		<i>Eriophorum angustifolium, Potentilla palustris, Carex nigra, C. rostrata, C. echinata</i>
16	T1.5	M	P	C	C		<i>Deschampsia caespitosa, Carex nigra, Bistorta major, Cirsium palustre, Potentilla erecta</i>
16	M1.7	Md		C	B		<i>Phalaris arundinacea</i>
16	T2.3B	Md		C	B		<i>Avenella flexuosa, Nardus stricta, Potentilla erecta, Festuca filliformis, Agrostis capillaris</i>
17	X9A	J	P	D	C		porosty <i>Picea abies</i> a <i>Pinus sylvestris</i>
18	T1.5	J	P	C	C		<i>Deschampsia caespitosa, Carex nigra, Peucedanum palustre, Cirsium palustre</i>
19	T2.3B	M	P	B	C		<i>Avenella flexuosa, Festuca filiformis, Nardus stricta, Potentilla erecta</i>
20	M1.7	J	L	B	B		<i>Carex rostrata</i>
21	T2.3B		P	C	C		<i>Nardus stricta, Festuca filiformis, Luzula multiflora, Avenella flexuosa, Potentilla erecta</i>
22	T2.3B	J	P	B	B		<i>Nardus stricta, Festuca filiformis, Avenella flexuosa, Potentilla erecta</i>
23	X9A	J	P				porosty <i>Picea abies</i> a <i>Pinus sylvestris</i>
24	R2.3	J	P	C	B		<i>Eriophorum angustifolium, Carex echinata, C. nigra, Nardus stricta, Juncus filiformis, hojně Sphagnum spp.</i>
25	T1.5	J	P	C	C		<i>Deschampsia caespitosa, Cirsium palustre, Peucedanum palustre, Carex nigra, C. canescens, nálet Picea abies, Pinus sylvestris</i>
26	M1.7	J	P	A	A		<i>Carex acuta, C. rostrata, Bistorta major</i>
27	T1.5	M	P	C	C		<i>Deschampsia caespitosa, Cirsium palustre, C. heterophyllum, Peucedanum palustre, Sanquisorba officinalis</i>
27	T2.3B	Md		C	B		<i>Avenella flexuosa, Nardus stricta, Festuca filiformis, Carex pilulifera</i>
28	M1.7	J	P	C	B		<i>Phalaris arundinacea, Carex acuta</i>

Ideální stav biotopů a jejich charakteristické znaky jsou popsány níže. Pro jejich popis bylo čerpáno z Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2001).

4.2.1 V1F Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod

Biotopem jsou eutrofní a mezotrofní stojaté až mírně tekoucí vody nížin

a pahorkatin, vzácněji i podhůří (Obr. č. 27). Jde převážně o mrtvá ramena řek, aluviální tůň a klidné úseky toků. Vodní režim je zde poměrně vyrovnaný a nedochází k periodickému vysychání, které většina druhů rostlin tohoto biotopu nesnáší. Vegetace je tvořena ponořenými (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, *Elodea canadensis* aj.) nebo na hladině plovoucími rostlinami (*Lemna* spp., *Spirodela polyrhiza*), které buď kořenují (*Hydrocharis morsus-ranae*), nebo nekořenují v substrátu (např. *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*). Porosty bez druhů *Hydrocharis morsus-ranae*, *Stratoides aloides*, *Utricularia australis* a *U. vulgaris*, *Salvinia natans* a *Aldrovanda vesiculosa* se označují V1F. Ohrožení tohoto biotopu spočívá především ve vodohospodářských úpravách a s nimi spojenými absencemi záplav a vysycháním aluviálních vod. Dále také například v zasypání tůní a říčních ramen odpadem, přerybnění, masovější rekreaci, silném znečištění nebo kosení porostů vodních rostlin.



Obr. č. 27 Porosty stulíku žlutého (*Nuphar lutea*) v biotopu makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod 07/2010 Foto D. Papáčková

4.2.2 V2 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod

Jedná se o mělké vodní nádrže nacházející se většinou v oblastech nížin a pahorkatin (Obr. č. 28). Voda je zde přirozeně eutrofní. Výška vodní hladiny může různě kolísat. V létě často dochází k úplnému vyschnutí. Vodní vegetace má nejčastěji jednovrstevnou až dvouvrstevnou strukturu. Ve vrstvě ponořených rostlin převažují lakušníky (*Batrachium* spp.), hvězdonoše (*Callitriche* spp.)

nebo žebernatka bahenní (*Hottonia palustris*). Vodní hladina je tvořena vzplývavými listy rostlin lakušníků (*Batrachium aquatile*), listovými růžicemi hvězdonošů a okřehky (*Lemna* spp.). Někdy je vytvořena třetí vrstva z rostlin kvetoucích na hladině (lakušníky, žebernatka bahenní). Porosty bez dominance *Batrachium* spp. a *Hottonia palustris* se označují V2C. Biotop je ohrožen zejména ničením a vysycháním aluviálních vod pod vlivem absence záplav, změnou chemismu vody, přerybněním atd.



Obr. č. 28 Porosty ostřice zobánkaté (*Carex rostrata*) v makrofytní vegetaci mělkých stojatých vod v zájmovém území mokřadu Velký Černý 06/2010
Foto D. Papáčková

4.2.3 M1.7 Vegetace vysokých ostřic

Dle popisu z Katalogu biotopů České republiky do tohoto biotopu spadají především pobřežní mělčiny rybníků, slepá říční ramena, podmáčené terénní sníženiny na loukách, zaplavované říční a pobřežní nivy (Obr. č. 29). Výška vodního sloupce během vegetačního období kolísá, avšak dlouhodobější nedostatek vody má za následek nástup ruderálních druhů namísto vlhkomilných. Druhové složení rostlin závisí na půdní reakci a obsahu živin. Z fyziognomického hlediska se jedná o homogenní jednotku, tvořenou vysokými ostřicemi (např. *Carex acuta*,

C. rostrata, *C. paniculata*), případně chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) nebo třtinou šedavou (*Calamagrostis canescens*). Ohrožení je způsobeno regulací vodních toků a s ní spojenou absencí záplav, odvodňováním bažin, ničením mrtvých ramen a aluviálních tůní, nadměrným kosením, intenzivním obhospodařováním rybníků atd.



Obr. č. 29 Porosty ostřic v biotopu vegetace vysokých ostřic v zájmovém území mokřadu Velký Černý 06/2010 Foto D. Papáčková

4.2.4 R2.3 Přečhodová rašeliniště

Jde o svahová nebo údolní minerotrofní rašeliniště sycená převážně podzemní vodou chudou vápníkem i ostatními ionty (Obr. č. 30). Rašeliniště jsou tvořena ostřicovo-rašeliníkovou vegetací s dominancí zeleně a hnědě zbarvených rašeliníků ze sekcí *Cuspidata*, *Subsecunda*, *Sphagnum* i některými druhy ploníků (např. *Polytrichum commune*). Rašelinná vrstva je různě mocná (do 2 m). Bylinné patro má nižší pokryvnost, uplatňují se zde nízké ostřice (*Carex echinata*, *C. nigra*), vysoké ostřice (*C. rostrata*), suchopýry (*Eriophorum angustifolium*, *E. vaginatum*), přesličky, vzácněji trávy (*Nardus stricta*), někdy také *Drosera rotundifolia*. Místy rostou i keřičky (*Oxycoccus palustris*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*). Biotop je ohrožen odvodňováním, náletem dřevin, eutrofizací nebo narušováním těžkou mechanizací.



Obr. č. 30 Přechodové rašeliniště s porosty suchopýru úzkolistého (*Eriophorum angustifolium*) a suchopýru pochvatého (*E. vaginatum*) v zájmovém území mokřadu Velký Černý 06/2010 Foto D. Papáčková

4.2.5 T1.5 Vlhké pcháčové louky

Vlhké pcháčové louky rostou na podmáčených půdách v údolích potoků, menších řek a na prameništích od nížin do pahorkatin (Obr. č. 31). Dříve se vyskytovaly po celé České republice, avšak následkem odvodňování jsou dnes rozšířeny spíše roztroušeně. Hladina podzemní vody je na těchto loukách trvale vysoká. Porosty však nesnášejí dlouhodobé zaplavení ani periodické vysychání. Biotop je tvořen převážně dominantními travinami (*Carex acuta*, *Festuca pratensis*, *Juncus effusus*, *Deschampsia caespitosa* aj.) a širokolistými bylinami (např. *Bistorta major*, *Cirsium palustre*, *C. heterophyllum*, *Angelica sylvestris*). Přítomny mohou být i druhy ze smilkových trávníků a bezkolencových luk (*Briza media*, *Potentilla erecta*), rašelinných luk (*Carex canescens*, *C. echinata*, *Viola palustris*), případně také z horských trojštětových luk (*Cardaminopsis halleri*). Hlavními druhy ohrožení je odvodňování, opuštění pozemků a následné zarůstání širokolistými bylinami a dřevinami.



Obr. č. 31 Vlhká louka s pcháčem potočným (*Cirsium rivulare*) u Rejvízu v Hrubém Jeseníku (Chytrý et al. 2001)

4.2.6 T2.3 Podhorské a horské smilkové trávníky

Jedná se o pastviny nebo jednosečné louky, vyskytující se jak v sušších svahových polohách, tak na střídavě vlhkých místech v plochých terénech, často na obvodu rašelinných luk (Obr. č. 32). Méně typické a druhově chudší porosty se vyvíjejí na odvodněných rašeliništích. Vegetace je tvořená smilkou tuhou (*Nardus stricta*) a dalšími druhy trav (*Festuca filiformis*, *F. ovina* aj.), doprovázenými bylinami (např. *Galium pumilum*, *Scorzonera humilis* nebo *Dianthus deltoides*). T2.3B je označení pro porosty bez jalovce (*Juniperus communis*). Biotop je ohrožen eutrofizací, opuštěním luk a pastvin, zalesňováním.



Obr. č. 32 Smilkový trávník s psinečkem obecným (*Agrostis capillaris*) a třezalkou skvrnitou (*Hypericum maculatum*) u Horního porubného v Jizerských horách (Chytrý et al. 2001)

4.2.7 L2.2 Údolní jasanovo-olšové luhy

Údolní jasanovo-olšové luhy (Obr. č. 33) se vyskytují na březích vodních toků, svahových lesních prameništích a terénních sníženinách s vysokou hladinou podzemní vody, která dočasně vystupuje nad půdní povrch. Vegetace je tvořena třípatrovými až čtyřpatrovými porosty s dominantní olší lepkavou (*Alnus glutinosa*) nebo jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*) a příměsí dalších listnáčů (*Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *Tilia cordata*), případně jehličnanů (*Picea abies*). Keřové patro je husté a druhově bohaté, s převahou zmlazených dřevin ze stromového patra. V nižších nadmořských výškách se vyskytují také *Cornus sanguinea*, *Eonymus europea*, *Sambucus nigra*, výše pak *Salix caprea* nebo *Sambucus racemosa*. V bylinném patře převažují vlhkomilné lesní druhy. Ohrožení spočívá v narušení vodního režimu krajiny, vysekávání dřevin, výsadbě jehličnatých monokultur.



Obr. č. 33 Údolní jasanovo-olšový luh s porosty olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) a olše šedé (*A. incana*) v zájmovém území mokřadu Velký Černý 02/2011 Foto D. Papáčková

4.2.8 X9A Lesní kultury s nepůvodními dřevinami

Jedná se o člověku ovlivněný biotop, tvořený lesními kulturami s vysazenými dřevinami, které nebyly součástí přirozených lesů, případně v nich měly menší podíl (Obr. č. 34). Jde zejména o kultury *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, případně *Larix decidua*. Z listnáčů se nejčastěji vysazují *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus excelsior* nebo *Populus Xcanadiensis*. X9A je označení pro lesní kultury s nepůvodními dřevinami.



Obr. č. 34 Lesní kultura smrku ztepilého (*Picea abies*) v zájmovém území mokřadu Velký Černý 02/2011 Foto D. Papáčková

4.3 Přehled zjištěných druhů cévnatých rostlin

Během terénního mapování v zájmovém území jsem našla 130 druhů cévnatých rostlin, z toho 122 druhů bylo bylin a 8 druhů dřevin. Nově jsem našla 18 druhů bylin, o kterých se žádná literatura zabývající se botanickým průzkumem zájmového území nezmiňuje (Faltys 1982, Faltysová 1988, Sphagnum e.s. 1999). 32 druhů rostlin zaznamenaných v této literatuře, se mi bohužel nepovedlo najít (Obr. č. 35). Soupis druhů je abecedně uspořádán v pořadí byliny, dřeviny.

BYLINY:

bahnička mokřadní (*Eleocharis palustris* (Roth) Roem. & Schult.)

bahnička vejčitá (*Eleocharis ovata* (Roth) Roem. & Schult.)

bezkoleneček modrý (*Molinia caerulea* (L.) Moench.)

bika mnohokvětá (*Luzula multiflora* (Ehrh.) Lej.)

blatouch bahenní (*Caltha palustris* L.)

bojínek luční (*Phleum pratense* L.)

brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus* L.)

brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea* L.)

černohlávek obecný (*Prunella vulgaris* L.)

čertkus luční (*Succisa pratensis* Moench)

děhel lesní (*Angelica sylvestris* L.)

hvězdoš spp. (*Callitriche* spp.)

chrastice rákosovitá (*Phalaris arudinacea* L.)

jestřábník hladký (*Hieracium laevigatum* Willd.)

kohoutek luční (*Lychnis flos-cuculi* L.)

konopice polní (*Galeopsis tetrahit* L.)

konopice pýřitá (*Galeopsis pubescens* Besser)

kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica* L.)

kostřava luční (*Festuca pratensis* Huds.)

kostřava vláskovitá (*Festuca filiformis* Pourr.)

krtičník hlíznatý (*Scrophularia nodosa* L.)

krvavec toten (*Sanguisorba officinalis* L.)

lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus* L.)
máchelka podzimní (*Leontodon autumnalis* L.)
medyněk měkký (*Holcus mollis* L.)
medyněk vlnatý (*Holcus lanatus* L.)
metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa* (L.) P. B.)
metlička křivolaká (*Avenella flexuosa* (L.) Drejer)
mochna bahenní (*Potentilla palustris* (L.) Scop.)
mochna nátržník (*Potentilla erecta* (L.) Räusch.)
okřehek menší (*Lemna minor* L.)
orobinec spp. (*Typha* spp.)
ostřice ježatá (*Carex echinata* Murray)
ostřice měchýřkatá (*Carex vesicaria* L.)
ostřice obecná (*Carex nigra* (L.) Reichard)
ostřice plstnatoplodá (*Carex lasiocarpa* Ehrh. **C2**)
ostřice prosová (*Carex panicea* L.)
ostřice šedavá (*Carex canescens* L.)
ostřice štíhlá (*Carex acuta* L.)
ostřice zaječí (*Carex ovalis* Good.)
ostřice zobánkatá (*Carex rostrata* Stokem)
papatka samičí (*Athyrium filix-femina* (L.) Roth.)
pcháč bahenní (*Cirsium palustre* (L.) Scop.)
pcháč různolistý (*Cirsium heterophyllum* (L.) Hill.)
pomněnka bahenní (*Myosotis palustris* (L.) L.)
pryskyřník plamének (*Ranunculus flamula* L.)
pryskyřník plazivý (*Ranunculus repens* L.)
pryskyřník prudký (*Ranunculus acris* L.)
přeslička lesní (*Equisetum sylvaticum* L.)
přeslička poříční (*Equisetum fluviatile* L.)
psárka luční (*Alopecurus pratensis* L.)
psineček obecný (*Agrostis capillaris* L.)
psineček výběžkatý (*Agrostis stolonifera* L.)
ptačinec trávovitý (*Stellaria graminea* L.)
rdesno hadí kořen (*Bistorta major* S. F. Gray)
rdesno obojživelné (*Persicaria amphibia* (L.) Delarbre)

rdest spp. (*Potamogeton* spp.)
rozrazil rezekvítek (*Veronica chamaedrys* L.)
řebříček obecný (*Achillea millefolium* L.)
sítina cibulkatá (*Juncus bulbosus* L.)
sítina klubkatá (*Juncus conglomeratus* L.)
sítina nit'ovitá (*Juncus filiformis* L.)
sítina rozkladitá (*Juncus effusus* L.)
sítina smáčknutá (*Juncus compressus* Jacq.)
sítina žabí (*Juncus bufonius* L.)
skřípina lesní (*Scirpus sylvatica* L.)
smilka tuhá (*Nardus stricta* L.)
smldník bahenní (*Peucedanum palustre* (L.) Moench.)
srha laločnatá (*Dactylis glomerata* L.)
starček Fuchsův (*Senecio ovatus* (P. Gaertn., B. Mey. et Scherb.) Willd.)
starček pořiční (*Senecio sarracenicus* L.)
starček potoční (*Senecio rivularis* (Jacq.) Schur)
suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum* L.)
suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium* Honck.)
svízel slatinný (*Galium uliginosum* L.)
šišák vroubkovaný (*Scutellaria galericulata* L.)
štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus* L.)
šřovík kyselý (*Rumex acetosa* L.)
šřovík menší (*Rumex acetosella* L.)
třeslice prostřední (*Briza media* L.)
třezalka skvrnitá (*Hypericum maculatum* Crantz)
třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa* (Chaix) J. F. Gmelin)
třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth.)
violka bahenní (*Viola palustris* L.)
vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris* L.)
vrbina penížková (*Lysimachia nummularia* L.)
vrbovka bahenní (*Epilobium palustre* L.)
vrbovka úzkolistá (*Epilobium angustifolium* L.)
vřes obecný (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.)
zblochan vzplývavý (*Glyceria fluitans* (L.) R. Br.)

DŘEVINY:

borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.)
bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth.)
bříza pýřitá (*Betula pubescens* Ehrh.)
krušina olšová (*Frangula alnus* Mill.)
olše lepkavá (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.)
olše šedá (*Alnus incana* (L.) Moench.)
smrk pichlavý (*Picea abies* (L.) Karsten)
vrba spp. (*Salix* spp.)

NENALEZENÉ DRUHY:

Calamagrostis epigeios (L.) Roth.
hadí mord nízký (*Scorzonera humilis* L.)
chmerek roční (*Scleranthus annuus* L.)
chrpa luční (*Centaurea jacea* L.)
jestřábník chlupáček (*Hieracium pilosella* L.)
jestřábník Lachenalův (*Hieracium lachenalii* Suter)
jestřábník myší ouško (*Hieracium lactucella* Wallr.)
jítrocel větší (*Plantago major* L.)
karabinec evropský (*Lycopus europaeus* L.)
koromáč olešníkový (*Silaum silaus* (L.) Schinz et Thell. **C3**)
kozlík dvoudomý (*Valeriana dioica* L. **C4a**)
kruštík bahenní (*Epipactis palustris* (L.) Crantz **C2, §2, CITES**)
lnice květel (*Linaria vulgaris* Mill.)
mrkev obecná (*Daucus carota* L.)
ostřice hartmanova (*Carex hartmanii* Cajander **C3**)
ostřice chudokvětá (*Carex pauciflora* Lightf. **C3**)
ostřice šachorovitá (*Carex bohemica* Schreber **C4a**)
podběl lékařský (*Tussilago farfara* L.)
prasetník kořenatý (*Hypochaeris radicata* L.)
prstnatec Fuchsův pravý (*Dactylorhiza fuchsii* (Druce) Soó subsp. *fuchsii* **C4a, §3, CITES**)

prstnatec májový pravý (*Dactylorhiza majalis* (Rchb.) P. F. Hunt et Summerh. subsp. *majalis* **C3, §3, CITES**)

pryskyřník zlatožlutý (*Ranunculus auricomus* L.)

ptačinec bahenní (*Stellaria palustris* Hoffm.)

rákos obecný (*Phragmites australis* (Cav.) Steud.)

Rhinantus minor L.

rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia* L. **C3, §2**)

řebříček bertrám (*Achillea ptarmica* L.)

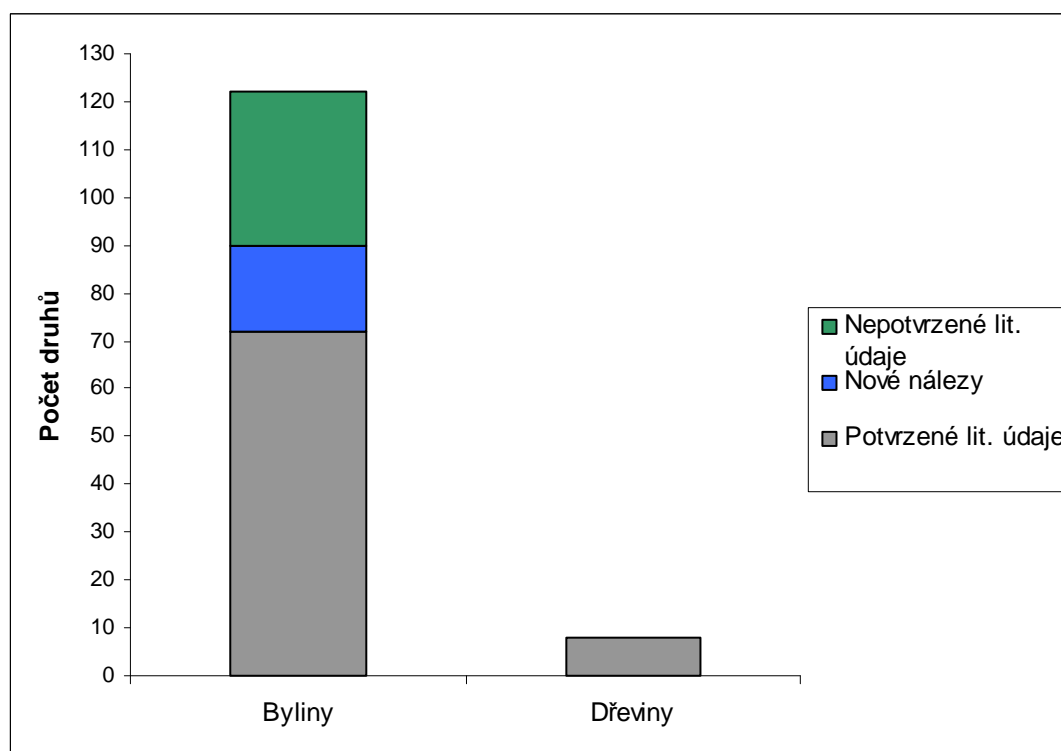
sítina kostrbatá (*Juncus squarrosus* L.)

suchopýrek alpský (*Trichophorum alpinum* (L.) Pers. **C2**)

světlík tuhý (*Euphrasia stricta* J. P. Wolff)

šřovík tupolistý (*Rumex obtusifolius* L.)

vachta trojlistá (*Menyanthes trifoliata* L. **C3, §3**)



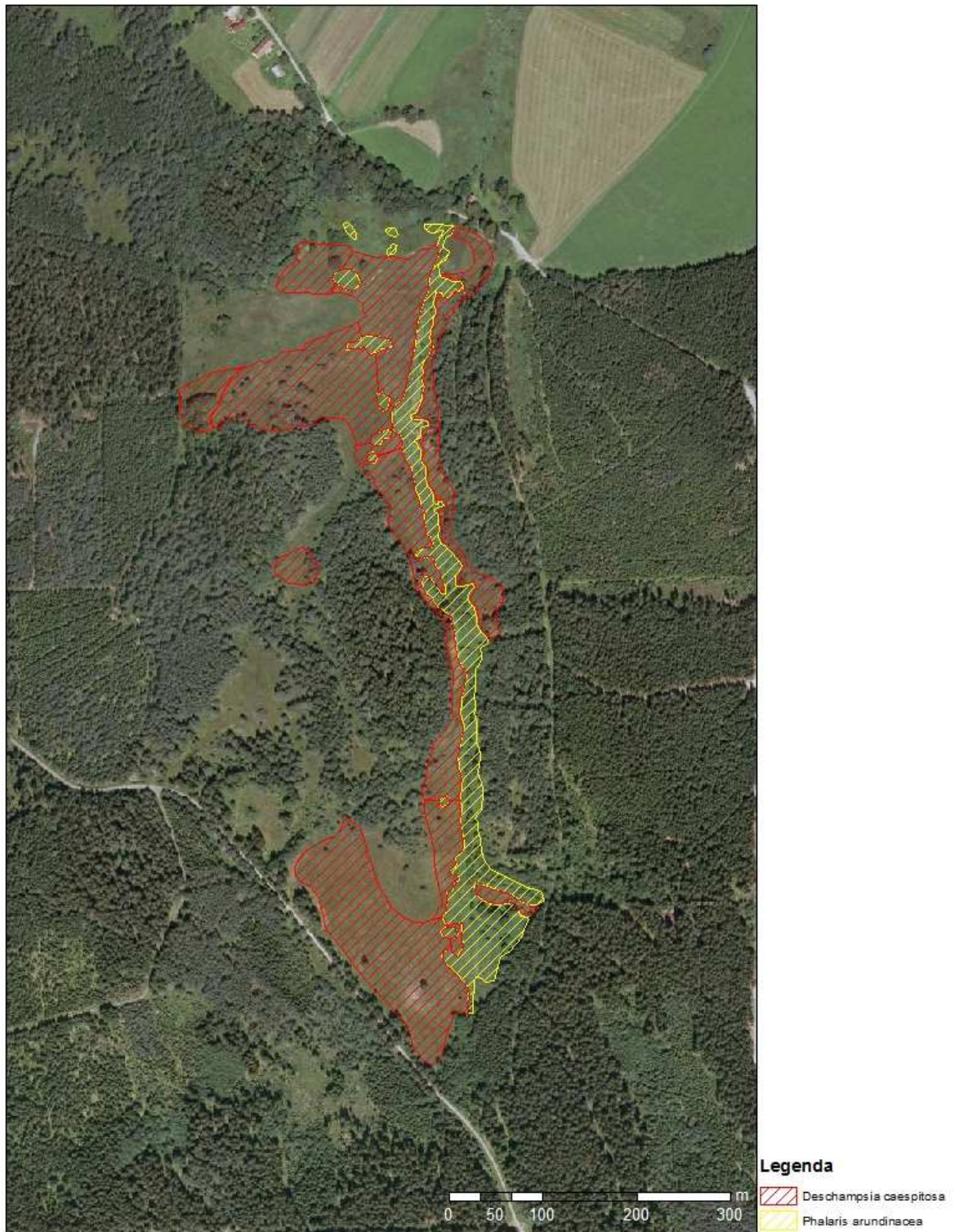
Obr. č. 35 Počet nových druhů, potvrzených a nepotvrzených literárních údajů.

4.3.1 Dominantní rostliny v zájmovém území

V celém zájmovém území dominuje chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa*) První zmíněná rostlina tvoří dominantní porosty lemující tok Valčice, které jsou často až 10 m široké. Dále ji můžeme nalézt na některých přítocích Valčice a v ostatním porostu na lokalitě, kde vytváří „oka“. Ve zbytku mokřadu je převládajícím druhem *Deschampsia caespitosa* (Obr. č. 36, 37). Výjimkou tvoří pouze nejvlhčí biotopy, jako jsou rašelinné segmenty a biotopy s vysokými ostřicemi.



Obr. č. 36 Porosty *Phalaris arundinacea* (zelená barva) a *Deschampsia caespitosa* (hnědá barva) 08/2010
Foto D. Papáčková



Obr. č. 37 Mapa 1: 5000, porosty *Phalaris arundinacea* L. a *Deschampsia caespitosa* (L.) P. B.

4.3.1.1 Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.)

Phalaris arundinacea (Obr. č. 38) je asi 1 až 2 m vysoká vytrvalá bylina z čeledi lipnicovitých (*Poaceae*). Její lata je 10 – 25 cm dlouhá, úzce laločnatá, často načervenalá (Kubát 2002).

Pohlavní rozmnožování probíhá mnohdy formou samoopylení, při kterém vzniká velké množství semen. Semena velmi dobře klíčí, zvláště ve vlhké půdě a dobrých světelných podmínkách (Kellog et al. 2003). Pod zemí chrastice vytváří rozsáhlý systém oddenků, ze kterých rostou jednotlivé odnože sloužící k vegetativnímu šíření (Katterer & Andren 1999). Oddenky snadno přezimují, proto následný růst probíhá brzy na jaře (Marten & Hovin 1980).

Rostlina je adaptovaná na anaerobní podmínky vzniklé při zaplavení půdy vodou. Lodyhy, kořeny i rhizomy obsahují aerenchym, který slouží k transportu kyslíku z atmosféry do kořenů (Smirnoff & Crawford 1982). Díky vysoké genotypové diverzitě může snadno reagovat na různé environmentální podmínky a obsazovat tak široké spektrum ekologických nik (Lavergne & Molofsky 2004). Roste například ve velikém rozsahu vlhkostních podmínek. Klíčení a růst, stejně jako vegetativní šíření probíhá nejlépe v saturované půdě (Kellogg et al. 2003). V tomto typu půdy je zároveň největší hodnota nadzemní biomasy vzhledem k její hodnotě v půdě zaplavené (Miller & Zelder 2003). Dokáže se také vyrovnat i s delším obdobím sucha. Klimešová (1995) zjistila, že chrastice, která se běžně vyskytuje v celém výškovém gradientu podél řeky Lužnice, je sice v období sucha nahrazena kopřivou dvoudomou (*Urtica dioica*), avšak po ukončení suchého období a opětovném zaplavení lokality vodou chrastice opět zarůstá místa svého původního výskytu.

Růst chrastice může být také podmíněn nabídkou živin, zejména dusíkatých látek. V bohatém prostředí se chrastice rychle šíří a stává se tak silným kompetitorem (Green & Galatowitsch 2002). Naopak při nižší hladině živin může být její růst potlačen jinými rostlinami (Miller & Zelder 2003). Silným kompetitorem se rostlina stala také díky své architektuře a morfologické plasticitě (Lavergne & Molofsky 2004). Výhodné je uspořádání listů po celé délce lodyhy chrastice, které poskytuje velké výhody v kompetici o světlo (Givnish 1982). V zastíněných podmínkách navíc dokáže oproti ostatním rostlinám značně prodloužit délku lodyhy, což jí opět zvýhodňuje v boji o světlo (Miller & Zelder 2003). Velmi dobře se chrastice

vyrovnává s různými disturbancemi. V místě narušení vnikají gapy, které jednak redukují počet původních druhů, a jednak zvětšují prostor a množství dopadajícího světla, které je důležité pro růst a klíčení chrastice a umožňuje tak její expanzi (Klimešová 1995, Kercher & Zedler 2004). Vzrostlé monokulturní porosty chrastice jsou navíc proti disturbancím velmi odolné (Lavergne & Molofsky 2004).

Časný růst, rychlé vegetativní šíření, rychlý vertikální růst lodyh, tolerance různých fyziologických podmínek a velká morfologická plasticita umožňuje rostlině žít v širokém spektru ekologických podmínek (Lavergne & Molofsky 2004). Přírozně obývá břehy vod, příkopy, vlhké louky, lužní lesy a rákosiny (Kubát 2002). Na některých místech byla *Phalaris arundinacea* uměle vysazena například pro obnovu a stabilizaci půd, zlepšení čistoty vod nebo jako pícina (Lavergne & Molofsky 2004). Své užití našla také v kořenových čistírnách (Vymazal 2001). Přestože na většině lokalit nemusí způsobovat žádné větší problémy, ve vhodných podmínkách, se z ní může stát silná invazní rostlina, která posléze vytvoří rozsáhlé monokulturní porosty (Obr. č. 39) a změní tak charakter celého dosavadního společenstva (Lavergne & Molofsky 2004).



Obr. č. 38 *Phalaris arundinacea* 08/2010 Foto D. Papáčková



Obr. č. 39 Monokulturní
porost *Phalaris*
arundinacea 07/2010
Foto D. Papáčková

4.3.1.2 Metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa* (L.) P. B.)

Deschampsia caespitosa (Obr. č. 40) je hustě trsnatá (Obr. č. 41) vytrvalá tráva z čeledi lipnicovitých (*Poaceae*). Charakteristickým znakem jsou její až 60 cm dlouhé listové čepele, které jsou na líci ostře podélně rýhované a velmi drsné díky dopředu směřujícím osténkům (Kubát 2002). Lata je rozvolněná, vysoká až 1,5 m (Davy 1980).

Rozmnožuje se pohlavně i nepohlavně. Pohlavní reprodukce probíhá formou samoopylení (Davy 1980) nebo anemogamií (Bush & Barrett 1993). Vytváří se velký počet malých a dobře šířitelných semen. Vegetativní rozmnožování se uskutečňuje formou výhonků vyrůstajících spolu s adventivními kořeny z mohutných podzemních oddenků. Přestože většina výhonků a listů odumírá na konci vegetační sezóny, některé listy zůstávají zelené a zachovávají si fotosyntetickou aktivitu i přes zimu. Rostlina během zimního období dokonce dokáže produkovat nové listy a odnože (Davy 1980).

Metlice trsnatá je díky fenotypové a genotypové plasticitě velmi variabilní druh. Morfologická plasticita se projevuje nejvíce v celkové velikosti rostliny, výšce, šířce a hrubosti listů a barvě a velikosti obilek (Davy 1980). Genotypová plasticita umožňuje rostlině růst v širokém rozsahu ekologických podmínek (Davy 1973). Je

poměrně dobře adaptovaná na různé světelné podmínky, tolerantní k zaplavení a tedy nedostatku půdního kyslíku (Rahman & Rutter 1980), na nízké teploty a na nedostatek živin (Davy 1980). V důlních oblastech Kanady se dokonce vyvinuly speciální genotypy tolerantní vůči těžkým kovům (Bush & Barrett 1993).

Nejčastěji roste na permanentně vlhkých nebo periodicky zaplavovaných půdách, avšak byla nalezena také na sterilních půdách, jako jsou hadce, písky nebo půdy sopečné původu (Kawano 1963). Její výskyt je omezen hlavně vysokou teplotou a do jisté míry také nízkým podílem srážek (Rahman & Rutter 1980), neobývá tedy nejsušší a nejteplejší regiony (Davy 1980). Nalezneme ji hlavně na loukách, pastvinách, příkopech, aluviích potoků, prameništích a olšínách (Kubát 2002). Ve vhodných podmínkách, kterými jsou hlavně periodicky zaplavovaná a živinami bohatá půda se stává silným kompetitorem (Davy & Taylor 1975, Bush & Barrett 1993) a může, podobně jako chrastice, vytvářet rozsáhlé monokulturní porosty (Obr. č. 42).



Obr. č. 40 *Deschampsia caespitosa* (L.) P. B
(Deil & Hísek 2006)



Obr. č. 41 Trsy *Deschampsia caespitosa* 05/2010 Foto D. Papáčková



Obr. č. 42 Monokulturní porost *Deschampsia caespitosa* v zájmovém území mokřadu Velký Černý 08/2010 Foto D. Papáčková

4.3.2 Detaily k nejzajímavějším taxonům

Mezi nejzajímavější taxony nalezené v zájmovém území patří ostřice plstnatoplodá (*Carex lasiocarpa*), suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*) a čertkus luční (*Succisa pratensis*). Všechny druhy preferují vlhké biotopy. *Carex lasiocarpa* a *Eriophorum vaginatum* se ve Žďárských vrchách vyskytují převážně ve vlhkých zrašeliněných lokalitách. *Succisa pratensis* obývá vlhké, pravidelně kosené louky (Ing. Vladimír Zabloudil, ústní sdělení). Avšak díky melioračním zásahům, fragmentacím lokalit, znečištění aj. jsou zde tyto lokality, jako i jinde ve světě (např. Mitsch & Gosselink 2000), stále vzácnější. Z toho důvodu dochází k poklesu a vymírání populací daných druhů, které se tak stávají ohroženými.

4.3.2.1 Ostřice plstnatoplodá (*Carex lasiocarpa* Ehrh.)

Carex lasiocarpa je různohlasá ostřice z čeledi šáchorovitých (*Cyperaceae*). Koncový klásek nese pouze samčí květy, postranní klásky pouze samičí. Jen výjimečně mohou mít samičí klásky na vrcholu květy samčí. Listy dorůstají délky 25 – 30 cm. Jejich dolní pochvy jsou načervenalé nebo narůžovělé. Mošničky jsou výrazně zúžené v dvouzubý zobánek, na celé ploše krátce chlupaté (Kubát 2002).

Růst *C. lasiocarpa* je ovlivněn výškou hladiny vody. Přirozeně roste na vlhkých místech, např. rašelinné louky (Kubát 2002), ale nesnáší úplné zaplavení. Při vysoké hladině vody vykazuje rostlina snížené kompetiční schopnosti, což je spojeno s následným snížením její populační hustoty (Wang et al. 2010). Pokles populací ostřice může v některých případech vést k větší druhové diverzitě na lokalitě. Zejména tam, kde *C. lasiocarpa* vytváří dominantní porost (Wang et al. 2010).

Množství podzemní a nadzemní biomasy ostřice plstnatoplodé se mění během růstové sezóny. Během vegetačního období nadzemní biomasa narůstá díky fotosyntéze a transportu živin z podzemní biomasy do nadzemní a na konci srpna vykazuje svoje maximum. Na konci sezóny díky poklesu fotosyntézy a ukládání živin v podzemní biomase, nadzemní biomasa prudce klesá. Naproti tomu, podzemní biomasa narůstá postupně a vykazuje svoje maximum v půlce října (Wang et al. 2010).

Růst *C. lasiocarpa* je limitován dusíkem, jehož množství a rozložení v rostlině se také v průběhu sezóny mění. Obsah dusíku v podzemní biomase stoupá od května a dosahuje vrcholu uprostřed července, zatímco v nadzemní biomase má klesající trend. To je pravděpodobně způsobeno rozředěním dusíku spojeným s rychlým zvýšením biomasy ve vegetační sezóně. Na konci sezóny, kdy není dusík vyžadován pro fotosyntézu, je přemístěn do podzemních částí rostlin, kde se jeho obsah zvýší (Wang et al. 2010).

4.3.2.2 Suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum* L.)

Eriophorum vaginatum (Obr č. 43) je poměrně běžný druh s cirkumboreálním rozšířením (Wein 1973). Řadí se mezi vytrvalé byliny z čeledi šáchorovitých (*Cyperaceae*). Jeho lodyhy mohou být 30 až 50 cm vysoké, nesou vždy jedno květenství v podobě vrcholového obvejčitého klásku. Okvětí klásku tvoří bílé chlupy až 2 cm dlouhé. Listy jsou úzké, šídlovité (Wein 1973). Rozmnožování probíhá nejčastěji vegetativní formou pomocí výhonů, které jsou uspořádány do bultů (Wein 1973). Ty mají houbovitý tvar, nahoře jsou širší než dole. Uvnitř bultů dochází k akumulaci vody a organické hmoty v podobě mrtvého materiálu rostliny. Toto uspořádání zvyšuje nabídku živin, udržuje potřebnou vlhkost a chrání rostlinu před nízkými teplotami (Chapin et al. 1979). Pohlavní rozmnožování se uskutečňuje prostřednictvím semem. Následné klíčení je náročné na dostatek světla a vyšší teplotu, proto nejlépe probíhá v narušených místech, kde jsou tyto podmínky splněny díky odstranění okolních druhů (Gartner 1986). Z disturbancí dokáže těžit také dospělé rostliny, které zde vytváření výhony mnohem rychleji než v nenarušených stanovištích. Důvodem tohoto trendu je opět snížená kompetice v místech narušení. Avšak s tvorbou výhonů je spojená rostoucí velikost bultů, čímž dochází k intradruhové kompetici mezi jednotlivými bulty. To má za následek snížení minimální velikosti bultů oproti místům nedisturbovaných, kde tato kompetice není tak výrazná (Fetcher & Shaver 1982). V nenarušených lokalitách jsou výhony a tudíž i bulvy suchopýru dlouhověké. Dlouhoožijící odnože stále produkují opad ve formě odumřelých listů, což zvyšuje množství akumulované organické hmoty. Tím je zvýšen příjem živin a zároveň je omezen růst ostatních rostlin. Tato růstová variabilita vysvětluje úspěšnost *E. vaginatum* na mnoha lokalitách (Fetcher & Shaver 1983). Jeho ohrožení je především v degradaci a zániku

biotopů způsobené činností člověka. Rostliny vykazují také geneticky podmíněnou ekotypovou variabilitu. Ta spočívá například v menší velikosti listů u suchopýrů rostoucích ve vyšších nadmořských výškách (Shaver et al. 1986).



Obr. č. 43 *Eriophorum vaginatum* L.
07/2010 Foto D. Papáčková

4.3.2.3 Čertkus luční (*Succisa pratensis* Moench)

Succisa pratensis (Obr. č. 44) je vytrvalá bylina z čeledi štětkovitých (*Dipsacaceae*), jejíž rostliny vytvářejí růžici přizemních listů. Listová čepel je 2 – 28 cm dlouhá, oválná až elipticky kopinatá. Květy jsou modrofialové barvy, uspořádané v polokulovitých až kulovitých strboulech na stopkách dlouhých 10 – 100 cm (Adams 1954). Rozmnožuje se jak pohlavně, tak i nepohlavně. Vegetativní rozmnožování probíhá velmi sporadicky tvorbou dceřiných listových růžic (Adams 1954). Ačkoli jsou rostliny schopné samoopylení, důležitou součástí pohlavního rozmnožování je entomogamie, která zaručí produkci životaschopnějších semen (Vergeer et al. 2003). Zatímco květy (cca 3 na rostlinu) jsou vytvářeny zhruba od května do června, tvorba dceřiných listových růžic začíná až od července (Hartemink et al. 2004). Obývá především chudší pastviny a nehnojené kosené louky (Adams 1954). V České republice roste většinou roztroušeně na střídavě vlhkých loukách, slatinách a okrajích vlhkých lesních cest (Kubát 2002).

Výskyt rostliny je ohrožen především ničením podmínek na lokalitách a jejich fragmentací (Herben 2006). S tím je spojeno zmenšení velikosti populací *S. pratensis* a následné snížení genetické variability v důsledku zvýšeného výskytu inbreedingu (Vergeer et al. 2003). V důsledku nižší genetické variability je také snížena schopnost rostlin přizpůsobit se aktuálním podmínkám prostředí, a proto jsou malé populace *S. pratensis* náchylnější k eutrofizaci a acidifikaci prostředí. S rostoucí mírou eutrofizace klesá množství vyklíčených rostlin, reprodukční fitness a zároveň roste mortalita semen. Při zvýšené hladině dusíku také roste riziko nákazy letální houbovou infekcí. V podmínkách kyselejšího prostředí klesá celkové množství biomasy a, stejně jako u eutrofizace, roste mortalita semen (Vergeer et al. 2003).

Úspěšná obnova populací tohoto druhu spočívá ve zlepšení podmínek na lokalitách a v odstranění genetické eroze malých populací (Vergeer et al. 2003). Důležitý je také aktivní management, například pastva, která zároveň příznivě působí na šíření rostlin (Herben 2006).



Obr. č. 44 *Succisa pratensis* Moench
(Deil & Hísek 2006)

5. Diskuze

5.1 Hydrologická část

V porovnání s měřením prováděným organizací Sphagnum e.s. (Sphagnum e.s. 1999) je patrné zvýšení hladiny podzemní vody. Jejich výsledky vykazovaly jasnou vegetační závislost na hladině vody. V rašelinných společenstvech se výška vodní hladiny pohybovala asi 5 - 15 cm pod povrchem, v místech masivního výskytu ostřic 15 - 25 cm pod povrchem a v porostech *Deschampsia caespitosa* 30 - 60 cm pod povrchem. Já jsem podobnou závislost nezaznamenala. Hladina vody u většiny měření v průměru kolísá mezi 3 až 5 cm pod povrchem. Nižší hladina vody je pouze v místech měření č. 7 a 8, což je pravděpodobně způsobeno zvýšeným terénem v této části lokality. Výrazný pokles hladiny vody měřený 30. 6. 2010 a druhý menší pokles 31. 10. 2010 byl způsoben déle trvajícím obdobím sucha.

Vyšší hodnoty u bodu měření č. 1 oproti bodu č. 2 by mohly být způsobeny mírným klesáním terénu směrem od toku Valčice SZ směrem. Bod č. 2 je kvůli svému umístění u jednoho z odtokových kanálů silně ovlivněn hydrologickým režimem tohoto kanálu. Voda v těchto místech snadněji odtéká, zatímco u bodu č. 1, který poměrně daleko od všech odtokových kanálů, zůstává delší dobu.

Kolísání hladiny vody u bodu č. 4 by mohlo být způsobeno jeho polohou na břehu Valčice. Břeh je poměrně nízký, voda se při vyšších stavech často vylévá a při poklesu zároveň rychle odtéká. Kolísání vody v bodě měření je tak silně ovlivněno aktuálním průtokem Valčice. Z důvodu polohy bodu bezprostředně na břehu toku je zde také v průměru nejvyšší hladina vody, která následně klesá k bodům měření č. 5 a 6. V bodě č. 4 se pravděpodobně silně projevilo zvýšení hladiny vody v korytě revitalizačními úpravami, protože tento bod měření se nachází v porostu *Deschampsia caespitosa*, která není typickou rostlinou podmáčených míst, ale spíše zarůstá periodicky zaplavované nebo i odvodněné degradované louky (Bush & Barrett 1993). Poměrně malá rozkolísanost bodu č. 6, je typická pro rašelinné biotopy (R2.3), ve kterém se nachází.

Bod č. 7 má nejnižší hladinu vody, protože je umístěn na vyvýšeném břehu. Směrem k bodu č. 8 povrch země mírně klesá a tím se zvyšuje hladina vody. Oba body leží v porostu *Phalaris arundinace*, stejně jako bod č. 5. Avšak nadzemní biomasa v bodě č. 5 se zdá opticky o dost vyšší než v ostatních dvou bodech. Pravděpodobně z důvodu vyšší vodní hladiny v tomto bodě (Kellogg et al. 2003).

Hladina vody v jezírku je více méně stálá, z čehož by se dalo usoudit, že není výrazně ovlivněna tokem Valčice.

5. 2 Botanická část

5. 2. 1 Zhodnocení biotopů zjištěných v zájmovém území

Litorální porosty břehů zarůstá *Phalaris arundinacea*. Avšak podobně jako u studie prováděné Klimešovou (1996), zarůstá převážně místa podél toku a nikterak neohrožuje výskyt ostatních druhů. Daleko invaznějším druhem tohoto území je *Deschampsia caespitosa*, která v různé míře porůstá většinu plochy lokality (Obr. č. 45) a degraduje velkou část biotopů zájmového území.

Poměrně zachovalé jsou biotopy M1.7 Vegetace vysokých ostřic, nacházející se nejčastěji podél odvodňovacích struh a v místech s vysokou hladinou vody. Pravděpodobně díky vysoké vodní hladině doposud nezarostly chrasticí rákosovitou ani metlicí trsnatou. Organizace Sphagnum e.s. (Sphagnum e.s. 1999), která měřila hladinu vody na mokřadu Velký Černý před revitalizací uvádí, že v porostech *Deschampsia caespitosa* je hladina vody výrazně snížena na 30 - 60 cm pod povrchem, zatímco v místech výskytu ostřic se pohybuje okolo 15 - 20 cm pod povrchem. Klimešová & Čížková (1996) naproti tomu zjistily, že *Carex acuta*, na rozdíl od chrastice, preferuje místa s vyšší hladinou vody, a tudíž mohou na lokalitě oba druhy koexistovat. Nejzachovalejší z celého území jsou biotopy V1 Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod a V2 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod, nacházející se v odvodňovacích kanálech v severní části lokality. Podobně jako u Vegetace vysokých ostřic i zde je vodní hladina ochraňuje před invazí jiných druhů. Důležitou součástí lokality jsou dva poměrně zachovalé rašelinné biotopy: (segment 10 a 14). Tyto biotopy jsou obecně významné

výskytem vzácných druhů rostlin a živočichů (např. Štechová & Štech 2007). I v tomto území jsou sem soustředěny nejzajímavější druhy.

Na lokalitě se také vyskytují člověkem vytvořené biotopy. Jedná se o kulturní porosty jehličnatých lesů, které jsou příčinou vzniku náletů jehličnatých stromů (*Picea abies* a *Pinus sylvestris*) na lokalitě.



Obr. č. 45 Biotop T1.5 Vhlké pcháčové louky degradovaný invazí *Deschampsia caespitosa* 06/2010 Foto D. Papáčková

5.2.2. Zhodnocení výskytu druhů v zájmovém území

Recentně bylo v oblasti rašelinné sníženiny Velký Černý zaznamenáno 130 druhů cévnatých rostlin. Sedmdesát dva literárně udávaných druhů bylo terénním průzkumem potvrzeno. Mezi potvrzené druhy patří také jeden z Červeného seznamu České republiky, *Carex lasiocarpa* (C2). Z hlediska regionálního jsou dalšími významnějšími druhy *Eriophorum vaginatum* a *Succisa pratensis* (Ing. Vladimír Zabloudil, ústní sdělení). Výskyt *E. vaginatum* je na této lokalitě vázán na poslední zbytky rašelinných ploch. Výskyt *S. pratensis* je také pouze ojedinělý. Roste zejména v blízkosti zmíněných rašelinných ploch, které zřejmě poskytují dostatečnou vlhkost a dobré světelné podmínky.

Dále jsem zaznamenala 18 druhů, které nejsou zmíněny v žádné dřívější literatuře zabývající se výzkumem tohoto území. Jedná se o *Athyrium filix-femina*, *Briza media*, *Carex panicea*, *Dactylis glomerata*, *Eleocharis ovata*, *Festuca*

pratensis, *Galeopsis pubescens*, *Galeopsis tetrahit*, *Glyceria fluitans*, *Hypericum maculatum*, *Juncus bufonius*, *Juncus bulbosus*, *Lupinus polyphyllus*, *Persicaria amphibia*, *Ranunculus acris*, *Ranunculus flamula*, *Scrophularia nodosa* a *Veronica chamaedrys*. Některé menší (např. *Carex panicea*), nebo málo početné (např. *Scrophularia nodosa* a *Briza media*) druhy mohly být snadno přehlédnuty, díky hustému vysokému monokulturnímu porostu metlice trsnaté. Nový výskyt určitých druhů na lokalitě je zapříčiněn revitalizačními úpravami toku Valčice. Použitím těžké techniky vznikla například místa s odkrytou půdou, kde se jako první sukcesí stádium vyskytuje sítina žabí (*Juncus bufonius*), která nesnáší kompetiční působení jiných druhů (Cope & Stace 1978). Stejný trend kolonizace půdy sítinou žabí zaznamenali také Cooper & MacDonald (2000) při revitalizaci vytěženého rašeliniště. Výskyt druhu *Glyceria fluitans* a *Eleocharis ovata* je zase spojen se vznikem dvou jezírek v rámci úprav, na jejichž březích roste. Jiné druhy, například *Galeopsis tetrahit*, *Galeopsis pubescens*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Ranunculus acris* nebo *Veronica chamaedrys* se na lokalitu mohly rozšířit z okolních kulturních luk. Je však pravděpodobné, že se zde vyskytovaly již dříve, jen nebyly v žádném průzkumu zaznamenány.

Třicet šest druhů rostlin, které udává literatura zabývající se botanických průzkumem zájmového území, se mi bohužel nepovedlo najít. Příčinou mohlo být jejich přehlédnutí, ale domnívám se, že mnoho z nich se již na lokalitě nevyskytuje. Důvodem jejich nepřítomnosti jsou úpravy hydrologického režimu, běžně prováděné v 70. a 80. letech 20. století, a degradace území, především jeho zarůstání metlicí trsnatou (Obr. č. 37, Obr. č. 42). V mnoha případech se jedná o druhy z Červeného seznamu České republiky: *Carex bohemica* (C4a), *Carex hartmanii* (C3), *Carex pauciflora* (C3), *Dactylorhiza fuchsii* subsp. *fuchsii* (C4a) *Dactylorhiza majalis* subsp. *majalis* (C3), *Drosera rotundifolia* (C3), *Epipactis palustris* (C2), *Menyanthes trifoliata* (C3), *Silaum silaus* (C3) a *Valeriana dioica* (C4a). Druhy vlhčích luk jako jsou *Dactylorhiza fuchsii* a *Epipactis palustris* zde byly naposledy zaznamenány Faltysem v roce 1982 (Faltys 1982). *Dactylorhiza majalis* a *Silaum silaus* pak ještě Faltysovou v roce 1988 (Faltysová 1988). Stejným případem jsou také druhy *Menyanthes trifoliata*, *Drosera rotundifolia*, *Carex hartmanii*, *Carex pauciflora* nebo *Valeriana dioica*, obývající rašeliné biotopy, které byly úpravami značně poškozeny. Zánik *Carex bohemica*, která nejčastěji obývá obnažená dna rybníků (Kubát 2002), nejspíše souvisí se zánikem rybníka Velký Černý.

6. Závěr

Biologické procesy na mokřadech ovlivňuje převážně hladina podzemní a povrchové vody, pH a množství živin (Mitsch & Gosselink 2000). Nejčastějším důvodem degradace těchto ekosystémů je změna hydrologického režimu (meliorace aj.), která má za následek změny ve vegetačním složení. Pro jejich obnovu je tedy zásadní zlepšení hydrologických podmínek.

Nejlepšími indikátory stavu mokřadů je mokřadní vegetace, která je velmi citlivá na hydrologické změny. Odvodněním zájmového území došlo k posunu vegetačního složení a k zániku vzácných druhů rostlin. Většina lokality zarostla invazí metlicí trsnatou. V některých místech, hlavně v bezprostřední blízkosti lesa, mohou způsobovat závažnější problémy také nálety uměle vysazených dřevin. Tato silná degradace byla důvodem pro uskutečnění revitalizačních úprav v rašelinné sníženině Velký Černý, za účelem zvýšení hladiny vody a podpoření diverzity a vzácnějších druhů tohoto území. Ze vzácných druhů se v zájmovém území nyní vyskytuje pouze ostřice plstnatoplodá (C2) a regionálně cenné druhy suchopýr pochvatý a čertkus luční.

Po zmíněných úpravách zde byl zaznamenán také výskyt nových druhů. Ten je spojen především s použitím těžké techniky a odkrytím půdního povrchu (*Juncus bufonius*) a vytvořením dvou jezírek (*Glyceria fluitans* a *Eleocharis ovata*). Některé druhy, které nejsou uvedeny v žádné literatuře mapující toto území, mohly být také přehlédnuty nebo se na lokalitu rozšířily z okolních kulturních luk.

Předchozí studie prováděné na mokřadu Velký Černý naznačují závislost vegetačního složení na vodní hladině (Sphagnum e.s. 1999). Vzhledem k faktu, že se mi na zájmovém území nepodařilo rozpoznat prakticky žádné rozrůznění vegetace v závislosti na hladině vody, dá se předpokládat, že revitalizační úpravy proběhly úspěšně a hladina vody na lokalitě celkově stoupla. Avšak vzhledem ke krátkému časovému období, které uběhlo od vykonání revitalizace, nelze ještě zaznamenat změny ve vegetačním složení, protože obnova vegetace je dlouhodobý proces, který může v některých případech trvat i několik desetiletí (Mitsch & Gosselink 2000). Někdy k němu, i přes naši snahu, nikdy nemusí dojít, protože sukcesní postup ve složení vegetace se zastaví na určitém druhovém složení (Klötzli & Grootjans 2001).

Důležitým zdrojem nových druhů je semenná banka, která, právě spolu s vytvořením příhodných podmínek, může na území navrátit druhy, jež zde již řadu let neexistují (Wingham 1999). Z tohoto důvodu je potřeba pro zjištění míry úspěšnosti provedených revitalizačních úprav pokračovat v monitoringu obnovených lokalit.

Otázkou zůstává, jak se bude chovat invazní metlice trsnatá, která dokáže růst v širokém spektru ekologických podmínek, a jestli *pouhé* zvednutí vodní hladiny bude stačit pro její ústup.

7. Použitá Literatura

- Ackerman J. D. (1995): konvergence of filiform pollen morphologies in seagrasses: functional mechanisms. – *Evolutionary Ecology* 9: 139-153.
- Adams A. W. (1954): *Succisa pratensis* Moench (*Scabiosa succisa* L.). – *Journal of Ecology* 43: 709-718.
- Adams D. F., Farwell S. O., Robinson E., Pack M. R. & Bamesberger W. H. (1981): Biogenic sulfur source strengths. – *Environmental Science and Technology* 15: 1493-1498.
- Allendorf, F. W. & Lundquist L. L. (2003): Introduction: population biology, evolution, and control of invasive species. – *Conservation Biology* 17: 24-30.
- Armentano T. V. & Mengens E. S. (1986): Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. – *The Journal of Ecology* 74: 755-774.
- Armentano T. V. (1980): Drainage of organic soil as a factor in the world carbon cycle. – *BioScience* 30: 825-830.
- Bergamini A., Peintinger M., Schmid B. & Urmni E. (2001): Effects of management and altitude on bryophytes species diversity and composition in montane calcareous fens. – *Flora* 196: 180-193.
- Brinson M. M. & Malvárez A. I. (2002): Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. – *Environmental Conservation* 29: 115-133.
- Bullock A. & Acreman M. (2003): The role of wetlands in the hydrological cycle. – *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 358-389.
- Bush E. J & Barrett S. C. H. (1993): Genetics of mine invasion by *Deschampsia caespitosa* (*Poaceae*). – *Canadian Journal of Botany* 71: 1336 - 1348.
- Caziani S. (1996): Case Study 1: Argentina/ Bolivia/ Chile/ Peru. Wetlands of La Puna. In: Hails A. J. (ed.): *Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention: The Role of the Convention on Wetlands in the Conservation and Wise Use of Biodiversity*. Ramsar Convention Bureau, Gland: pp. 118–121.
- Cooper D.J. & MacDonald L.H. (2000): Restoring the vegetation of mined peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, USA. – *Restoration Ecology* 8: 103-111.

- Cope T. A. & Stace C. A. (1978): The *Juncus bufonius* L. aggregate in western Europe. – *Watsonia* 12: 113 - 128.
- Čech L., Šumpich J., Zabloudil V. (2002): Jihlavsko, Chráněná území ČR VII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha.
- Davis J. A & Frond R. (1999): Loss and degradation of wetlands in southwestern Australia: underlying causes, consequences and solutions. – *Wetlands Ecology and Management* 7: 13-23.
- Davy A. J. & Taylor K. (1975): Seasonal changes in the inorganic nutrient concentration in *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv in relation to its tolerance of contrasting soil in the Chiltern Hills. – *Journal of Ecology* 63: 27 - 39.
- Davy A. J. (1973): An ecological study of population of *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv with particular reference to edaphic factors. University of London, London.
- Davy A. J. (1980): Biological Flora of the British Isles. *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv (*Aria caespitosa* L., *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv) – *Journal of Ecology* 68: 1075-1096.
- Deil M. & Hísek K. (2006): Naše květiny. Academia, Praha.
- Devos K., Kuljken E., Ysebaert T. & Meire P. (1992): Information Sheet on Ramsar Wetlands. Institute of Nature Conservation, Belgie.
- Dietrich O., Dannowski R., Quast J. & Tauschke R. (1996): Untersuchungen zum Wasserhaushalt nordostdeutscher Niedermoore am Beispiel der Friedländer Großen Aulse und des Oberen Rhinluchs. – *ZALF-Ber.*:25: 1-59.
- Dugan P. J. (1993): *Wetland Under Threat*. Mitchell Brazlet, London.
- Faltys V. (1982): Seznam rostlin nalezených v mokřadu Velký Černý. Správa CHKO Žďárské vrchy, Žďár nad Sázavou.
- Faltysová H. (1988): Seznam rostlin nalezených v mokřadu Velký Černý. Správa CHKO Žďárské vrchy, Žďár nad Sázavou.
- Fetcher N. & Shaver G. R. (1982): Growth and tillering patterns within tussock of *Eriophorum vaginatum*. – *Holarctic Ecology* 5: 180-186.
- Fetcher N. & Shaver G. R. (1983): Life history of tillers of *Eriophorum vaginatum* in relation to tundra disturbance. – *Journal of Ecology* 71: 131-147.

- Freyer H. D. (1979): Atmospheric cycle of trace gases containing carbon. In: Bolin B., Degens E. T., Kempe S. & Ketner P. (eds.): *The Global Carbon Cycle*. John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 101-128.
- Gartner B. L., Chapin F. S. III, & Shaver G. R. (1986): Reproduction *Eriophorum vaginatum* by seed in Alaskan tussock tundra. – *Journal of Ecology* 74: 1-18.
- Givnish T. J. (1982): On the adaptive significance of leaf height in forest herb. – *American Naturalist* 120: 353-381.
- Grace J. B. (1993): The adaptive significance of clonal reproduction in angiosperm: an aquatic perspective. – *Aquatic Botany* 44: 159-180.
- Green E. K. & Galatowitsch S. M. (2002): Effects of *Phalaris arundinacea* and nitrate-N addition on the establishment of wetland plant communities. – *Journal of Application Ecology* 39: 134-144.
- Guth J. (2002): Metodiky mapování biotopů soustavy NATURA 2000 a Smaragd (metodiky podrobného a kontextového mapování). Agentura ochrany přírody České republiky, Praha.
- Hájek M. & Hájková P. (2007): Hlavní typy rašelinišť ve střední Evropě z botanického hlediska. – *Zprávy České Botanické Společnosti* 22: 19-28.
- Hartemink N., Jongejans E. & de Kroon H. (2004): Flexible life history response to flower and rosette bud removal in three perennial herbs. – *Oikos* 105: 159-167.
- Hasegawa P. M., Bressan R. A., Zhu J. K. & Bohnert H. J. (2000): Plant Cellular and Molecular Responses to High Salinity. – *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 51: 463-499.
- Heidt P. (1998): Steuerung des Wasserhaushalts zur Wiedervernässung von Niedermooren. Mitteilungen des Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Hamburg.
- Herben T., Münzbergová Z., Mildén M., Ehlén J., Cousins S. A. O. & Eriksson O. (2006): Long-term spatial dynamics of *Succisa pratensis* in changing rural landscape: linking dynamical modelling with historical maps. – *Journal of Ecology* 94: 131-143.
- Hughes J. M. R. (1995): The current status of European wetland inventories and classification. – *Vegetatio* 118: 17-28.

- Chapin F. S. III., Van Cleve K. & Chapin M. C. (1979): Enhanced soil temperature and nutrient cycling in the tussock growth form of *Eriophorum vaginatum*. – *Journal of Ecology* 67: 169-189.
- Chytrý M., Kučera T. & Kočí M. (2001): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody České republiky, Praha.
- Jansen A. J. M., de Graaf M. C. C. & Roelofs J. G. M (1996): The restoration of species-rich heathland communities in The Netherlands. – *Vegetatio* 126: 73-88.
- Katterer T. & Andren O. (1999): Growth dynamics of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) and its allocation biomass and nitrogen below-ground in a field receiving daily irrigation and fertilisation. – *Nutrient Cycling Agroecosystems* 54: 21-29.
- Kawano S. (1963): Cytogeography and evolution of *Deschampsia caespitosa* komplex. – *Canadian Journal of Botany* 41: 719-742.
- Kellogg C. H., Bridgham S. D. & Leicht S. A. (2003): Effects of water level, shade and time on germination and growth of freshwater marsh plants along a simulated successional gradient. – *Journal of Ecology* 91: 274-282.
- Kercher S. M. & Zedler J. B. (2004): Multiple disturbances accelerate invasion of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) in a mesocosm study. – *Oecologia* 138: 455-464.
- Klimešová J. & Čížková H. (1996): Limitations of establishment and growth of *Phalaris arundinacea* in the floodplain. – *Floodplain Ecology and Management* pp. 131-145.
- Klimešová J. (1995): Population dynamics of *Phalaris arundinacea* L. and *Urtica dioica* L. in floodplain during dry period. – *Wetlands Ecology and Management* 3: 79-85.
- Klötzli F. & Grootjans Ab P. (2001): Restoration of Natural and Semi-Natural Wetlands System in Central Europe: Progress and Predictability of Developments. – *Restoration Ecology* 9: 209-219.
- Knoppová J. (1994): Adaptace vodních rostlin na nedostatek oxidu uhličitého ve vodě. – *Biologické listy* 59: 264-281.
- Kooijman A. M. & Bakker C. (1995): Species replacement in the bryophyte layer in mires: the role of water type, nutrient supply and interspecific interactions. – *Journal of Ecology* 83: 1-8.

- Kubát K. (2002): Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha.
- Lavergne L. & Molofsky J. (2004): Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea*) as a Biological Model in the Study of Plant Invasion. – *Plant Science* 23: 415-429.
- Maltby E. & Turner R. E. (1983): Wetlands of the world. – *Geographic Magazine* 55: 12-17.
- Mareš J. (2007): Revitalizace vodní nádrže Velký Černý. Správa CHKO Žďárské vrchy, Žďár nad Sázavou.
- Marten G., C. & Hovin A. W. (1980): Harvest schedule, persistence, yield, and quality interactions among four perennial grasses. – *Agronomy Journal* 72: 378-387.
- Miller R. C. & Zelder J. B. (2003): Response of native and invasive wetland plants to hydroperiod and water depth. – *Plant Ecology* 167: 57-59.
- Mitsch W. J. & Gosselink J. G. (2000): *Wetlands, Third Edition*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Národní geoportál INSPIRE (2011): Mapa potenciální přirozené vegetace. Národní geoportál INSPIRE, online: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map?openNode=MapList>, cit. 10. 4. 2011.
- Pfadenhauer J. & Grootjans A. (1999): Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. – *Applied Vegetation Science* 2: 95-106.
- Philbrick C. T. & Osborn J. M. (1994): Exine reduction in underwater flowering *Callitriche* (*Callitrichaceae*): implications for the evolution of hypohydrophily. – *Rhodora* 96: 370-381.
- Poff N. L., Allen J. D., Bain M. B., Karr, J.R., Prestegard K. L., Richter B. D., Sparks R. E. & Stromberg J. C. (1997) The natural flow regime: a paradigm for conservation and restoration of riverine ecosystems. – *BioScience* 47: 769-784.
- Prach K., Štech M. & Říha P. (2009): *Ekologie a rozšíření biotů na Zemi*. Scientia, Praha.
- Quitt E. (1971): Klimatické oblasti Československa. – *Studia Geographica* 16: 1-74.
- Rahman M. S. & Rutter A. J. (1980): A comparison of the ecology *Deschampsia caespitosa* nad *Dactylis glomerata* in relation to water factor. – *Journal of Ecology* 68: 479-491.
- Sainty, G.R. a Jacobs, S.W.L., (1981): *Water plants of New South Wales*. Water Resource Council, Sydney.

- Scott D. A. & Jones T. A. (1995): Classification and inventory of wetlands: A global overview. – *Vegetatio* 118: 3-16.
- Sculthorpe C.D. (1967): *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Edward Arnold, London.
- Shaver G. R., Fetcher N. & Chapin F. S. III (1986): Growth and flowering in *Eriophorum vaginatum* annual and latitudinal variation. – *Ecology* 67: 1524-1536.
- Shaw S. P. & Fredine C. G. (1956): *Wetlands of the United States, Their Extent, and Their Value for Waterfowl and Other Wildlife*. U.S. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of Interior, Washington DC.
- Sliva J., Maas D. & Pfadenhauer, J. (1997). Rehabilitation of milled fields. In: Prkyn A. L., Stoneman R. E. & Ingram H. A. P. (eds.): *Conserving peatlands*. CAB International, Wallingford: pp. 295-314.
- Smirnoff N. & Crawford R. M. M. (1982): Variation in the structure and response to flooding of root aerenchyma in some wetland plants. – *Annals of Botany* 51: 237-249.
- Smith D. (1997): Comparing apples to oranges. – *National Wetlands Newsletter* 19: 11-13.
- Sparks R. E., Nelson J. C. & Yin Y. (1998): Neutralization of flood regime in regulated rivers. – *BioSci* 48: 706-720.
- Sphagnum e.s. (1999): *Košínovské rašeliniště – revitalizační studie*. Správa CHKO Žďárské vrchy, Žďár nad Sázavou.
- Štechová T. & Štech M. (2007): Ohrožené mechorošty rašelinišť České republiky. – *Zprávy České botanické společnosti* 22: 113-117.
- The Ramsar Convention on Wetlands (1971): *Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat*, The Ramsar Convention on Wetlands, online: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-texts-convention-on/main/ramsar/1-31-38%5E20671_4000_0__, cit. 16. 11. 2010.
- The Ramsar Convention on Wetlands (2000): *The Annotated Ramsar List: Czech Republic*, The Ramsar Convention on Wetlands, online: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-pubs-annolist-annotated-ramsar/16430/main/ramsar/1-30-168%5E16430_4000_0__, cit. 20. 12. 2010.

- The Ramsar Convention on Wetlands (2009): Information Sheet on Ramsar Wetlands (RIS), The Ramsar Convention on Wetlands, online: http://www.ramsar.org/pdf/ris/key_ris_e.pdf, cit. 5. 12. 2010.
- The Ramsar Convention on Wetlands (2011): The List of Wetlands of International Importance, The Ramsar Convention on Wetlands, online: <http://www.ramsar.org/pdf/sitelist.pdf>, cit. 10. 4. 2011.
- Vartapetian B. B. & Jackson M. B. (1997): Plant Adaptation to Anaerobic Stress. – *Annals of Botany* 79: 3-20.
- Vergeer P., Rengelink R., Copal A. & Ouborg N. J. (2003): The interaction effects of genetic variation, habitat quality and population size on performance of *Succisa pratensis*. – *Journal of Ecology* 91: 18-26.
- Vergeer P., Rengelink R., Ouborg N. J. & Roelofs J. G. M. (2003): Effects of population size and genetic variation on the response of *Succisa pratensis* to eutrophication and acidification. – *Journal of Ecology* 91: 600-609.
- Vymazal J. (2001): Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. – *Water Science nad Technology* 44: 369-374.
- Vymazal J., Brix H., Cooper P. F., Haberl R., Perfler R. & Laber J. (1998): Removal mechanisms and types of constructed wetlands for wastewater treatment. In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. a Haberl, R. (eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Nizozemí, pp. 17-66.
- Wang Y., Liu J., Dou J. & Zhao G. (2010): Seasonal characteristic of *Carex lasiocarpa* biomass and nutrient accumulation in the typical wetland of Sanjiang Plain, China. – *Journal of Forestry Research* 21: 389-393.
- Wang Y., Song Ch., Hu J. & Yang T. (2010): Response of Regeneration Diversity of *Carex lasiocarpa* Community to Different Water Levels in Sanjiang Plain, China. – *Chinese Geographical Science* 20: 37-42.
- Ward J. V., Tockner K. & Schiemer F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. – *Research and Management* 15: 125-139.
- Wein R. W. (1973): Biological flora of British Isles: *Eriophorum vaginatum* L. – *Journal of Ecology* 61: 601-615.
- Wigham D. (1999): Ecological issues related to wetland preservation, restoration, creation and assessment. – *The Science of the Total Environment* 240: 31-40.

- Witchmann W. & Koppisch D. (1998): Nutzungsalternativen für Niedermoore am Beispiel Nordostdeutschlands. – Z. Kulturtech. Landentwickl 39: 162-168.
- Zabloudil V. & Staněk J. (2000): Plán opatření lokality I. zóny na období: 2000 – 2009. Správa CHKO Žďárské vrchy, Žďár nad Sázavou.

8. Přílohy

Příloha č. 1 Některé příklady termínů pro popis mokřadních typů
(Mitsch & Gosselink 2000)

billabong	pobřežní mokřady periodicky zaplavovaná z přilehlých vodních toků (Austrálie)
bog (vrchoviště)	mokřad kumulující rašelinu, bez významného přítoku či odtoku, acidofilní společenstva mechů (<i>Sphagnum</i>)
carr (lužní les)	lesnatý mokřad s olší a vrbou (Evropa)
fen (slatiniště)	mokřad s výskytem „hnědých mechů“, který je přijímá vodu z okolní minerální půdy a podporuje obvykle mokřadní vegetaci
lagoon (laguna)	hluboký uzavřený nebo částečně otevřený akvatický systém
mangal	synonymum pro mangrovy
mangrove	pobřežní ekosystém se slanomilnou vegetací
marsh	často nebo kontinuálně zaplavený mokřad charakterizovaný emerzní bylinnou vegetací, adaptovanou na saturované půdní podmínky. V evropské terminologii je charakterizován minerální půdou a nulovou akumulací rašeliny.
mire	synonymum pro vrchoviště
moore	synonymum pro rašeliniště
muskeg	rašeliniště velkých rozměrů (Canada, Aljaška)
pakihi	rašeliniště s dominancí ostřic, kapradin, rákosu (Nový Zéland)
peatland (rašeliniště)	všeobecný pojem označující jakýkoliv mokřad, který kumuluje částečně odumřelý rostlinný materiál
playa	v aridních a semiaridních regionech, kde se střídá období sucha a dešťů
pocosin	mokřad s vřdyzelenými stromy a keři, kumulující rašelinu (U. S. A.)

pothole	mělké tůně (Dakota)
raupo swamp	mokřad s dominancí orobince (Nový Zéland)
reedmace swamp	mokřad s dominancí orobince (Velká Británie)
reedswamp	mokřad s dominancí <i>Phragmites</i> spp.
sedge meadow	mělký mokřad s dominancí ostřic
swamp	mokřad s dominancí stromů a keřů (U. S. A), lesnatý mokřad nebo mokřad s dominancí rákosin (Evropa)
vernal pool	občasně zaplavovaná podmáčená louka (mediterán)
wad	přílivová zóna bez vegetace
wet meadow (podmáčená louka)	půda saturovaná vodou, ale většinu roku bez stojící vody
wet prairie	jako marsh, ale hladina vody je někde mezi marsh a podmáčenou loukou