

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: **Ekologie a ochrana prostředí**

Studijní obor: **Ochrana životního prostředí**



Jana Krejčová

Vliv odvodnění a následné revitalizace na vegetaci rašelinných luk

The effect of drainage and restoration on vegetation of wet peaty meadows

Bakalářská práce

Vedoucí závěrečné práce: **prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.**

Praha, 2017

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně, a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 3. 5. 2017

Jana Krejčová

Poděkování

Ráda bych poděkovala prof. Mgr. Ing. Janu Frouzovi, CSc. za věcné připomínky, vstřícnost při konzultacích a cenné rady při zpracování této práce. Dále bych chtěla poděkovat své rodině za podporu a pochopení.

Abstrakt

Tato práce má za cíl shrnout dosavadní poznatky o tom, jaký vliv má odvodnění v podobě drenáže na vegetaci rašelinných luk. První část práce, literární rešerše vědeckých článků, se snaží shrnout vliv vody na půdu. Popisuje, jak ztráta vody a degradace půdy ovlivní rostlinná společenstva mokřadů. Kvůli intenzifikaci zemědělství docházelo v minulosti k plošnému odvodnění těchto biotopů. Tento meliorační zásah měl za následek ztrátu rašelinného půdního horizontu a snížení biodiverzity. Tato rešerše zároveň vysvětluje důvody, proč bylo odvodnění v minulosti tak časté a snaží se zhodnotit účinnost a možnosti revitalizace těchto biotopů. V druhé části práce je popsán konkrétní výzkum v obci Senotín (probíhající v letech 2015 a 2016), ve kterém byly srovnávány výsledky studií z let 1996 a 2016. Byla zkoumána a porovnávána účinnost revitalizace na základě fytoecologického snímkování přítomné vegetace na třech odlišných typech ploch.

Klíčová slova: odvodnění, revitalizace, vegetace, vlhké louky, fytoecologie, rašelinné louky, mokřady

Abstract

The aim of this thesis is to summarise the current knowledge of the effects of amelioration intervention especially drainage on wet meadow vegetation. First part of this thesis consisting of literature review of scientific papers and other studies summarises the influence of water on soil. It describes how the loss of water and degradation of soil influence the plant communities of wetlands. Drainage of wetlands was very common due to the intensification of agriculture in the past. The amelioration intervention resulted in the loss of peat horizon in soil and reduction of biodiversity. This review explains the reasons to common drainage in the past. In conclusion of the review, the thesis evaluates the efficiency and possibilities of wetland biotopes restoration. The second part of the thesis describes the specific research in the village Senotín (running between 2015 and 2016) which compared the results of the studies from 1996 and 2016. The effectiveness of restoration was examined and compared on the basis of phytosociological images of vegetation which are presented on three different types of areas.

Key words: drainage, biotope restoration, vegetation, wet meadows, phytosociology, peat meadows, wetlands

Obsah

Seznam použitých zkratk	6
Teoretická část	6
Praktická část	6
1. Úvod	7
2. Voda v půdě	8
2.1. Zdroje vody	8
2.2. Evapotranspirace	8
2.3. Odtok a pohyb vody v půdě	9
3. Interakce rostliny s vodou	9
3.1. Příjem vody rostlinou	9
3.2. Voda a vzduch v půdě – adaptace na úbytek vody	9
4. Typologie rašelinné vegetace a biotopů	10
4.1. Řazení mokřadů podle hydrologického režimu	10
4.2. Řazení vegetace podle hydrologického režimu	11
4.3. Vliv úrovně vody na vegetaci	12
4.4. Typy rašelinných stanovišť	16
4.5. Rašelinné louky	17
5. Odvodnění	18
5.1. Technologická stránka odvodnění	18
5.1.1. Meliorace	18
5.1.2. Funkce odvodnění	19
5.1.3. Provedení hydromelioračního zásahu	19
5.1.4. Horizontální drenáže	20
5.2. Historie drenáží v Čechách	21
5.2.1. 1848 – 1948	22
5.2.2. 1948 – 1989	22
6. Revitalizace	23
7. Srovnání negativních a pozitivních dopadů odvodnění na krajinu	25
7.1. Pozitivní dopad	25
7.2. Negativní dopad	25
8. Praktická část	26
Úvod	26
Lokalita	27
Revitalizace	27

Předchozí výzkumy	29
Metodika.....	29
Výsledky.....	30
Diskuze.....	35
Závěr.....	36
9. Literární zdroje.....	37

Seznam použitých zkratek

Teoretická část

CAM - Crassulacean acid metabolism (typ fotosyntézy)

PVC - polyvinylchlorid

WIS - wetland indicator status (indikátor stavu mokřadů)

OBL - obligate wetland species (druhy vyskytující se pouze v mokřadech)

FACW - facultative wetland species (druhy vyskytující se hlavně v mokřadech)

FAC - facultative species (druhy přechodné)

FACU - facultative upland species (druhy vyskytující se hlavně mimo mokřad)

UPL - upland species (druhy vyskytující se pouze mimo mokřad)

Praktická část

ANOVA - analysis of variance (typ statistického zpracování)

K - kontrolní plochy; původní fragmenty rašelinných luk

M - odvodněné nerevitalizované plochy (použito pouze v PCA diagramu)

N - odvodněné nerevitalizované plochy

R - odvodněné revitalizované plochy

PCA - principal component analysis (ordinační diagram pro grafické znázornění výsledků)

1. Úvod

Vlhké louky jsou jedním z nejdůležitějších ekologických systémů v zaplavovaných a zamokřených lužních územích a patří mezi nejdynamičtější přírodní ekosystémy. Zabírají podstatnou část západoevropských nížin (van Dijk *et al.*, 2007). Jsou nepostradatelné zvláště kvůli jedinečným biologickým zdrojům a hydrologickým podmínkám, které poskytují. Vyvíjejí se na územích, které mají vysokou hladinu spodní vody. Rozloha podmáčených luk může být velmi variabilní (Fisher *et al.*, 1996). Podmáčené louky mohou mít velikost jen pár arů, ale mohou dosahovat i rozlohy stovek hektarů. Vytváří fyzikální a chemické podmínky, které způsobují velkou variabilitu druhů již na malých plochách (van Dijk *et al.*, 2007). Toto druhové rozložení v podstatě koreluje s distribucí vody v prostorovém i časovém horizontu. Distribucí vody samozřejmě chápeme jak vodu povrchovou, tak i vodu v půdním profilu. Funkční vztahy v rámci vlhkých rašelinných luk fungují na interakci 4 základních prvků krajiny: hydrologii, půdě, vegetaci a geomorfologii (Mazzoni & Rabassa, 2013). Je tedy nemožné pochopit celý ekologický systém území, pokud nechápeme základní hydrologické vztahy. Mnoho studií potvrdilo velmi provázaný vztah mezi vodou a organickou hmotou, které se v půdě vyskytuje (Petry *et al.*, 2002; Peel, 2009). Ekohydrologické studie se zabývají zkoumáním vnitřního fungování rašelinných území v závislosti na odtoku a přítoku vody z povodí do lokality (Bragg, 2002).

Pochopení vývoje podmáčených luk a přispívání jejich vlastností životnímu prostředí může poskytnout lepší podporu pro management řízení mokřadů (Jing *et al.*, 2017). Kromě velké biologické rozmanitosti jsou nezbytné i kvůli ekosystémovým službám, které poskytují. Zajišťují přirozený koloběh živin, odstranění znečištění a sekvestraci uhlíku (Paavilainen & Päivänen, 1995). Nicméně v minulosti, zejména v 70. a 80. letech 19. století, došlo díky intenzifikaci zemědělství k degradaci vlhkých luk do takové míry, že byla až do dnešní doby snížena jejich schopnost poskytovat ekosystémové služby (Vašků, 2011). V zemědělskou půdu se začaly pod náparem zemědělství proměňovat i plochy vyšších nadmořských výšek, rašelinné louky, lesy a slatiniště, tedy typy půd, které byly k zemědělství do té doby absolutně nevhodné. Bylo nutné je nejdříve podrobit razantním změnám. Docházelo k zarovnání mezí a likvidaci remízků a v případě nadměrně zamokřených území, tedy například rašelinných luk, musela být z území přebytečná voda odstraněna (Sádlo, 2005). Řešením se staly drenážní systémy, které odvedly vodu z území dokonale a takto odvodněné plochy se tak staly vhodnější půdou pro zemědělství. Přes prvotní nadšení ze zdánlivé jednoduchosti a efektivity drenážních systémů se ale tento způsob zásahu do krajiny nakonec neukázal jako nejšťastnější volba. I přes to, že největší

rozmach drenáží se v Československu počítá pouze do roku 1989, ani do dnešní doby se nepodařilo navrátit krajinu do jejího původního stavu. To samotné svědčí o tom, jak velký to byl pro přírodu zásah. V dnešní době je snaha navrátit zpět do krajiny přirozené biotopy vlhkých rašelinných luk pomocí revitalizace. Revitalizačních postupů je celá řada a na základě studií lze prohlásit, že některé metody jsou úspěšnější a některé jsou méně úspěšné. Na základě úspěšných i neúspěšných výzkumů je možné vylepšovat metody revitalizace a každé nepatrné zlepšení je přínosné.

2. Voda v půdě

2.1. Zdroje vody

Veškerá voda, kterou lokalita obsahuje, se do místa dostala jedním ze 4 základních způsobů. 1) voda mohla pocházet z atmosféry a dopadnout na území v podobě srážek, 2) voda mohla přitéct jako povrchový či podpovrchový přítok z řek a potoků. 3) mohla se na plochu dostat jako podzemní voda, obsažena v pórech a v částicích půdy a v prasklinách hornin, 4) posledním zdrojem vody jsou odumřelá těla rostlin (zejména kořenů) a mikroorganismů v půdě (Bragg, 2002). Přitom první dva zmíněné způsoby jsou z hlediska kvantity mnohem důležitější, lokálně ale může být významný i zdroj třetí.

2.2. Evapotranspirace

Jedním ze základních faktorů, které lze u půdy určit je hodnota evapotranspirace. Jedná se o celkový výpar konkrétní lokality. Evapotranspirace zajišťuje výměnu vody mezi atmosférou a zemským povrchem. Získá se ze dvou podhodnot. Evaporace, což je fyzikální veličina – výpar, tedy skupenská přeměna vody ze zemského povrchu z kapalného na plynné skupenství. Při této přeměně dochází ke spotřebě okolního tepla. Druhou hodnotou je transpirace, což je fyziologická vlastnost živých organismů, kdy dochází ke ztrátám vody přes povrch rostlin (většinou listem) díky funkci jejich metabolismu, kdy díky transpiračnímu proudu dochází k přenosu vody z kořenové části rostliny do listu a z listu voda potom odchází pryč. Hlavní funkcí transpirace je příjem minerálních látek skrze kořenový systém a následné rozvedení živin do celého těla rostliny. Dále se stará o ideální teplotu rostliny, aby nedošlo k jejímu přehřátí. Zajišťuje také dýchání, fotosyntézu a hladký přechod mezi těmito procesy během dne a noci.

Z hodnoty evapotranspirace lze vyčíst mnoho informací, jako například celkový pokryv lokality vegetací, její respirační schopnost, ze které lze potom odvodit i to, jak daná populace na lokalitě

prospívá a zda jsou její životní podmínky optimální. Některá data z Belgie ukazují, že šíření traviny rodu *Molinia caerulea*, jejíž šíření bylo zapříčiněno zabudováním drenážního systému do rašelinných luk, také zvyšuje hodnotu evapotranspirace (Wu *et al.*, 2016).

2.3. Odtok a pohyb vody v půdě

Voda v podobě srážek dopadá na území – precipituje. Doba zadržení na území je velmi individuální podle typu prostředí. Část vody je ještě před dopadem na zemský povrch zachycena vegetací. Do půdy tedy nedoputuje ihned všechna srážková voda. Jedná se o pozdržení hydrologického cyklu (Internet 1). Při interakci vody se zemským povrchem je voda vsáknuta do půdy, kde dochází k podzemnímu proudění a příjmu vody kořenovým systémem rostlin. Přebytečná voda – tedy voda, která není dále využita vegetací ani půdními organismy, odtéká z půdy pryč. Pokud při precipitaci narazí voda na nasycenou půdní vrstvu nebo vrstvu pro vodu jinak neprostupnou, odtéká voda pryč okamžitě v podobě povrchového odtoku (Bragg, 2002; Peel, 2009).

3. Interakce rostliny s vodou

3.1. Příjem vody rostlinou

Voda je pro rostliny esenciální. Průměrně rostlina zpětně vyloučí asi 97% vody, kterou přijala. Pouhá tři procenta v sobě zužitkuje jako přímý stavební materiál, absorbuje vodu a její metabolismus ji použije pro tvorbu stavebních nebo zásobních látek. Většina vody je použita na udržování vnitřního tlaku rostliny. O příjmu a výdeji vody rozhoduje stav vody v rostlinné buňce – vodní potenciál. Ten vyjadřuje, o kolik je aktivita vody v buňce nižší než aktivita čisté vody – ta je nulová. Proto je vodní potenciál buňky vždy záporný a voda v rostlině proudí ve směru snižujícího se vodního potenciálu (Internet 2). Další důležitou funkcí vody je její schopnost rozvádět jiné chemické látky (včetně odpadních látek) pomocí cévních svazků (Hupp & Osterkamp, 1996).

3.2. Voda a vzduch v půdě – adaptace na úbytek vody

Voda a vzduch jsou základní životní elementy, bez kterých se většina živých organismů neobejde. Voda je v půdě nezbytná, protože umožňuje organismům žít v půdě a rozkládat organickou hmotu. Tímto procesem jsou uvolňovány živiny pro rostliny. Půdní voda udržuje strukturu půdního profilu a zabraňuje tak erozi. Navíc rostliny absorbují většinu svých živin

z půdy ve vodě, která proniká do rostlinných buněk. Rozvádí živiny od kořenového systému až do fertálních částí rostliny a udržuje buněčný turgor (Internet 3).

Vzduch je nezbytný v půdě, jelikož poskytuje kyslík aerobním organismům a potlačuje růst škodlivých anaerobních organismů. Odstraňuje oxid uhličitý a další odpadní plyny tvořené rozkladem organické hmoty. Poskytuje kořenům možnost přijímat kyslík, čímž pomáhá jejich růstu a dýchání. Zabraňuje redukci železa a manganu na redukované formy, které jsou zejména v kyselých podmínkách pro rostliny toxické. Pohyb vzduchu může být omezen v jílových nebo silně zhutněných půdách (Internet 3). Každá rostlina tedy potřebuje k životu vodu, ale i vzduch. Poměr, v jakém tyto esenciální elementy přijímá, je však pro každý druh individuální. Vzduch většinou nebývá limitujícím prvkem, na rozdíl od vody. Rostliny jsou přizpůsobeny podle svých konkrétních životních podmínek k rozmanitému způsobu hospodaření s vodou. Hlavním kritériem tohoto hospodaření je její dostupnost. Jiné jsou potřeby rostliny v prostředích, kde je zásoba vody výrazně limitována. Příkladem těchto území jsou například pouště nebo savany. Pro tato území jsou typické modifikace jako silná kutikula, zanořené průduchy nebo CAM cyklus fotosyntézy. Rostliny vlhkých ekosystémů zpravidla nebývají limitovány zdrojem vody natolik, aby se u nich vyvinula v průběhu evoluce nějaká speciální modifikace pro úsporné hospodaření s vodou.

4. Typologie rašelinné vegetace a biotopů

4.1. Řazení mokřadů podle hydrologického režimu

Mokřad je typ ekosystému, který splňuje následující podmínky. Je zde pravidelný výskyt mělkých vod nebo vlhkých půd. Půdy jsou hydromorfní a podmínky jsou zde většinou spíše anaerobní, protože půda je zaplavená. Rostlinné druhy vyžadují nebo jsou tolerantní k přímému styku s vodou. Brinson v jedné ze svých prací zdůrazňuje skutečnost, že procesy na vlhkých loukách jsou variabilnější než procesy v terestrických ekosystémech (Brinson, 1993). V souladu s tímto tvrzením je fakt, že rozsah variability v mokřadních stanovištích je větší, než u terestrických stanovišť, které se nacházejí ve stejné geografické oblasti (Mazzoni & Rabassa, 2013).

Změny v hydrologickém režimu půdy mají dramatický vliv na vývoj půdy a na strukturu společenstev rostlin. Typ vegetace je silně ovlivněn hladinou spodní vody a zdrojem vody, který napájí mokřad. Můžeme rozlišit dva hlavní typy environmentálních gradientů. (1) gradienty

založené na zdrojích vody (srážková voda, nadzemní proudění a podzemní voda), které vede k různému toku vody a zpracování živin, a tím k diferenciaci velmi odlišných typů mokřadů. (2) gradienty na bázi krajiny, které se vyskytují v mokřadech nebo skupinách podobných typů mokřadů (Brinson, 1993). Podle zdroje vody můžeme rozlišit vrchovištní rašeliniště (blanked bogs) chudá na živiny, napájená hlavně srážkovou vodou a dominovaná hlavně rašeliníkem (*Sphagnum*) nebo slatiniště (fens), bohatší na živiny, napájená hlavně spodní vodou a dominovaná trávami a ostřicemi. Mezi těmito dvěma typy je řada přechodů (přechodová rašeliniště) (Brinson, 1993; Pivničková, 1997). V každém tomto typu rašelinišť pak existují lokální ekologické gradienty dané topografií, ovlivňující tok vody v rašeliništi, dostupnost živin, teplotu a další ekologické faktory (Brinson, 1993). V rašeliništích, která jsou chudá na živiny, může dostupnost a zásobování minerálními živinami podzemní vodou určovat strukturu a složení rostlinných společenstev. Průtok podzemní vody má důležitý vliv na stav živin v povrchových vrstvách půdy. V těchto případech může být vliv gradientu půdní vlhkosti na rostliny méně podstatný než dostupnost živin a konkurence, ačkoli je to také faktor významný (Mazzoni & Rabassa, 2013). Studie (Vitt & Slack, 1975) ukázala, že gradienty živin, pH půdy a světlo mají vliv na formování společenstev typu *Sphagnum*. Nicméně ve vysoce mineralizovaných rašeliništích, kde jsou minerální živiny snadno přístupné rostlinám, zvláště těch, která se vyskytují na saprických půdách (Internet 4). Může mít větší význam pro strukturu a společenstva rostlin dostupnost půdní vody než přísun živin.

4.2. Řazení vegetace podle hydrologického režimu

Většina terminologie používané k popisu mokřadních rostlin je založena na hydrologickém režimu, který konkrétní rostlina vyžaduje k životu. Obecně platí, že existuje kontinuum tolerance mezi všemi druhy cévnatých rostlin od těch, které se přizpůsobily extrémně suchým podmínkám (xerothermní suchozemské druhy) až po druhy, které tráví celý svůj život (od semene až po fertilní rostlinu) pod vodou. Tyto druhy nikdy nepřijdou do přímého kontaktu s atmosférou. Přejít těchto různých stupňů je plynulý a nejde tedy určit jasné hranice a pevně definovat, která rostlina je ještě terestrická a která už je vodní. Ve většině případů je ale možné se přiklonit k jedné z výše uvedených variant, podle vnějších znaků rostliny i podle jejího vnitřního uzpůsobení. Pro vegetaci vlhkých rašelinných luk se souhrnně používá pojem hydrophytes (Cronk & Fennessy, 2001). Tato definice pro vodní rostlinu vznikla až v 19. století. Původně byl tento termín používaný Evropany jako označení pro rostlinu, která roste ve vodě. Mnoho autorů v dnešní době rozlišuje termín mokřadní rostlina a vodní rostlina. Například Barrett (1993) použil výraz „vodní rostlina“ v nejširším možném slova smyslu. Zahrnul

do tohoto termínu všechny rostliny, které se vyskytují buď trvale, nebo sezónně ve vlhkém prostředí. Nicméně, jiní autoři definovali vodní cévní rostliny jako ty, jejichž fotosynteticky aktivní části jsou permanentně nebo přechodně ponořeny ve vodě nebo plavou na hladině. Nemusí se tedy nutně jednat o celou rostlinu (Cronk & Fennessy, 2001). Synonymum, přesně vystihující tento pojem by bylo „Rostliny rostoucí ve vodě nebo na substrátu, který je často zaplavován, a periodicky zde tak dochází k nedostatku kyslíku v důsledku nadměrného obsahu vody v půdě.“ Tento termín zahrnuje byliny i dřeviny. Pod pojmem hydrophytes jsou tedy myšleny rostliny, pro které jsou nezbytné vlhké podmínky. Jejich kompletní dekompozici je ovšem právě díky těmto vlhkým podmínkám, které přetrvávají po celý rok nebo se periodicky opakují, zabráněno, protože těla těchto odumřelých rostlin zůstávají v prostředí, které je zcela nasyceno vodou, a nemohou se tedy kompletně rozložit a tím pádem se hydrologie opět stává nejdůležitějším faktorem v celém životním cyklu rostliny. Vegetace je závislá na interakci mezi podzemní vodou a povrchovou proudící vodou a mění se i v závislosti na geomorfologickém nastavení podloží (Brouns *et al.*, 2014).

Podle výzkumu, který v minulých letech probíhal v Senotíně (Frouz *et al.*, 2010) bylo prokázáno, že není žádný významný rozdíl v hloubce podzemní vody mezi odvodněnými a neodvodněnými loukami. Bylo ovšem prokázáno, že odvodněná místa mají výrazně nižší půdní vlhkost. Pro přežití rostliny je z hydrologického hlediska nejdůležitějším faktorem absolutní hloubka podzemní vody (Shafroth *et al.*, 2000), avšak také rozhoduje typ mokřadní rostliny. Například dřeviny rozdělujeme do 2 základních typů – obligátní a fakultativní druhy. Obligátní břehové druhy vyžadují celoroční zásobení vodou, zatímco fakultativní břehové druhy mohou žít i na území jen přechodně zamokřeném. Na příkladu topolu, který je typickým zástupcem obligátního druhu dřeviny pozorujeme, že pokud dojde ke snížení vodní hladiny postupně, pak se kořeny mohou prodlužovat dostatečně rychle a účinně, aby strom přežil i reakci na sucho. Zakořeněné starší rostliny jsou pak mnohem více odolné, než mladé stromky, u kterých může být mortalita až 100% (Scott *et al.*, 2000). Naopak fakultativní druhy dřevin jsou mnohem odolnější vůči přechodné změně hladiny podzemní vody (Webb & Leake, 2006).

4.3. Vliv úrovně vody na vegetaci

Odvodňovací příkopy a gradienty podzemní vody na opuštěných zemědělských půdách, které měly před hydromelioračním zásahem charakter vlhké rašelinné louky, výrazně určují charakter vegetace. Hygrofilní druhy vegetace, které jsou fixovány na vlhkou, saturovanou půdu mají větší výskyt blízko drenážních příkopů nebo v topograficky nižších plochách, zatímco druhy spíše mezofilní pokrývají sušší odvodněné plochy (Fitter & Hay, 2002). Drenážní příkopy opuštěných

drenážních systémů postupně ztrácí svoji účinnost. Po opuštění jsou drenážní příkopy vystaveny erozi a sedimentaci břehů drenáže. Tímto vlivem dochází ke změně hydrologického režimu a příkopy ztrácejí účinnost při odvádění vody a mění se pouze v maloplošné topografické prohlubně, které při větším úhrnu srážek v malém časovém rozmezí poskytuje lineární zóny pro povrchové zadržování vody (Fisher *et al.*, 1996). Zatímco drenážní příkopy na nově zbudovaných meliorovaných půdách – tedy příkopy, které byly čištěny a udržovány – jsou v tomto ohledu efektivní (Fisher *et al.*, 1996). Druhy vegetace, které se vyskytují na vlhkých rašelinných loukách, které byly odvodněny drenážním systémem, úzce souvisí s aktuálními podmínkami půdní vlhkosti. Na tyto podmínky má vliv i topografická struktura půdy. Bylo prokázáno, že některé druhy keřů, které se nacházely v bezprostřední blízkosti otevřených drenážních příkopů, měly vyšší hustotu kmenů oproti stejným druhům, které rostly na sušších místech (Paavilainen & Päivänen, 1995). Druhy, které mají vyšší afinitu k nižší půdní vlhkosti (*Populus tremuloides*), měly naopak menší hustotu kmenů dále od drenážních příkopů. Hladina podzemní vody má při ovlivňování rostlinných společenstev primární význam. Pro přesnost určení zastoupení a zařazení bylin a dřevin do typu mokřadu se používá (zejména v USA) indikátor kvality mokřadů (wetland indicator status – WIS), který označuje pravděpodobnost výskytu určitého druhu cévnaté rostliny v mokřadu s určitými podmínkami. WIS je založen na porovnání výskytu jednotlivých druhů mokřadních rostlin v rámci 13 států USA. Druhy rostlin jsou obecnými ukazateli kvality životního prostředí. Nejsou však přesné. Přítomnost rostlinného druhu na určitém místě závisí na různých klimatických, edafických a biotických faktorech a nelze je izolovat účinkem jednotlivých faktorů, jako je stupeň nasycení půdy a hloubka podzemní vody. Stav druhů rostlin se uplatňuje na celý druh, nicméně v rámci druhů se mohou vyskytovat individuální změny, označované jako „ekotypy“. Jednotlivé rostliny, které se mohly přizpůsobit konkrétnímu prostředí určitého mikrohabitatu, neovlivňují druh jako celek. Morfologické rozdíly mezi těmito ekotypy a příslušnými druhy mohou nebo nemusí být snadno rozpoznatelné. WIS má 5 kategorií: druhy pouze v mokřadech (obligate wetland – OBL), většinou v mokřadech (facultative wetland – FACW), druhy přechodné (facultative – FAC), druhy většinou mimo mokřad (facultative upland – FACU), druhy pouze mimo mokřad (UPL). Toto obecné rozřazení je na studovaných plochách podloženo kvantitativní přímou analýzou gradientu výskytu (Fisher *et al.*, 1996).

Ve studiích, které jsou věnovány vlivu drenáže na vegetaci, se pracuje se třemi základními hypotézami. 1) drenážní příkopy na opuštěných odvodněných rašelinných loukách způsobují lokální deprese podzemní vody, které se rozšiřují mimo drenážní příkopy. 2) prostorové

rozložení rostlinných druhů je spojeno s gradientem půdní vlhkosti, který je ovlivněn prvním popsáním procesem nebo topografickou strukturou plochy. 3) kmeny dřevin mají největší zastoupení v sušších místech, které bezprostředně sousedí s drenážními příkopy. K tomuto jevu dochází díky hypotéze, že dochází ke zlepšení růstu a přežití dřevin na místech se sníženou hladinou vody v mokřadech (Boggie, 1972, 1977).

Podle výsledků studie, profil hladiny podzemní vody je jednotný a zdá se, že drenážní příkopy ho lokálně neovlivňují. Nevznikají tedy žádné lokální deprese v místech příkopů a relativní hladina podzemní vody je nezávislá na blízkosti odvodňovacích příkopů. Na hladinu podzemní vody ale má vliv sklon svahu lokality. Byl pozorován trend ve vztahu hladiny vody a povrchu země, který reflektoval jemné sklony svahu. Navíc průměrná hladina vody byla prokazatelně blíže zemskému povrchu v zónách drenážních příkopů než na místech bez nich. Tloušťka nesaturované půdy je maximální v místech, které bezprostředně sousedí s drenážními příkopy. Se zvětšující se vzdáleností od příkopů se tloušťka nesaturované půdní vrstvy zmenšuje (Fisher *et al.*, 1996). Konkrétní příklad zastoupení druhů vlhkých společenstev: *Lemna sp.* - *Equisetum arvense* - *Onoclea sensibilis* - *Carex scoparia* - *Impatiens capensis*. Jedná se o striktně hygrofilní druhy, které vyžadují, aby voda pod povrchem byla v dosahu méně než 5 cm. Tam, kde je hladina vody nižší (okolo 30 cm pod povrchem) dominují společenstva emergentních rostlin *Equisetum arvense* - *Solidago canadensis* - *Epilobium strictum* - *Aster vimineus* - *Lycopus americanus*. Na suchých lokalitách pak budou dominovat druhy *Rubus idaeus* - *Aster novaeangliae* - *Solidago canadensis* - *Impatiens capensis* - *Aster vimineus* - *Apocynum cannabinum*). Stejná analýza byla provedena pro dřeviny. Pro vlhké lokality (voda méně než 20 cm pod povrchem) je dominantní druh (posuzováno hlavně podle hustoty kmenu) *Salix nigra*. Na středně vlhkých lokalitách (voda 20 – 35 cm pod povrchem) dominuje *Cornus sericea* pro sušší plochy (voda více než 35 cm pod povrchem) dominuje *Populus tremuloides* (Fisher *et al.*, 1996).

Častá pozorování a studie odvodněných rašelinných luk ukazují, že přítomnost drenážních příkopů udává určité prostorové uspořádání ve společenstvu keřů, které se pravidelně opakuje.

Suchomilnější druhy rostoucí především na vřesovištích mají větší zastoupení na lokalitách, které jsou blíže k příkopům, zatímco vlhkomilnější druhy dominovaly dále od příkopů. Průměrná hladina vody je výrazně nižší blízko příkopů, přičemž se sklonem svahu se zvyšuje efekt odvodnění. Vegetace podél transektu není ovlivněna depresemi podzemní vody (Society, 2017). Zdá se, že je ale ovlivněna topografickou změnou struktury povrchu. Je významný rozdíl v druzích mezi místy, která obsahují neaktivní příkopy, které jsou v dnešní době už jen

mikrotopografické deprese, poskytující sezónně vysokou půdní vlhkost, a místa s aktivními odvodňovacími příkopy, způsobující deprese podzemní vody (Peel, 2009).

Vztah mokřadní vegetace a vodního gradientu na rašelinných půdách v Anglii byl zkoumán v jiné studii. Výsledky pro distribuci rostlinných druhů podél příkopových břehů jsou v souladu s očekávaným trendem. Druhy závislé na vysoké míře nasycení a zaplavení půd byly nalezeny ve větším množství v nižších polohách podél příkopových břehů, naopak sušší druhy ve vyšších polohách. Nicméně protože jejich analýza byla omezena na příkopové břehy, není v současné době známo, jak se složení vegetace mění s rostoucí vzdáleností od příkopů, ani zda příkopy aktivně vypouštějí podzemní vodu z přiléhající půdy, vedou ke vzniku zónových depresí (Mountford & Chapman, 1993). Na opuštěných rašelinných loukách, které obsahují aktivní drenážní systémy, hygrofilní druhy rostou na nejnižších polohách příkopu. Gradient změny společenstev pak velmi rapidně směřuje k mezofilním až mírně xerofilním druhům na vrcholech příkopových břehů a v jejich těsné blízkosti. S rostoucí vzdáleností od příkopů pak opět přechází zpět k vlhkomilnějším druhům. To znamená, že vegetační vzorec reflektuje konkrétní nasycení půdního profilu.

Pokud nejsou drenážní příkopy pravidelně udržovány, dochází k destabilizaci jejich břehů a celkové erozi půdy vlivem srážek a mrazu během průběhu roku. Situaci také prohlubuje působení okolní povrchové vody. Kořenový systém vegetace do určité míry zpevňuje půdní profil a břehy drenážních příkopů (Peel, 2009). Hromadění hrubých dřevěných úlomků z odumírající vegetace a jiný rozkládající se rostlinný materiál také zpevňuje půdu, zároveň ale ucpává otevřené drenážní příkopy a zhoršuje jejich odtok. Tam, kde jsou příkopy poměrně úzké a mělké (< 1 m šířky nebo hloubky), dochází k procesu inaktivace rychleji než u větších a širších příkopů (> 1 m šířky nebo hloubky) (Fisher *et al.*, 1996).

Některé slabé asociace rostlin mohou být identifikovány obecně podle WIS. Některé druhy ale vykazují více individualistickou povahu a odchylojí se od obecného standardu. Odchylojí se od očekávané pozice podle gradientu vlhkosti. Příkladem druhů je *Epilobium coloratura* nebo *Ludwigia palustris*. Oba tyto druhy se podle WIS řadí do kategorie OBL, ale v některých studiích došlo k procentuálně většímu pokrytí spíše na sušších plochách (spadaly by spíše do kategorie FACW) (Fisher *et al.*, 1996). Měřena byla pouze hladina podzemní vody, vegetaci přitom mohly ovlivnit i další faktory jako mezidruhová kompetice nebo vnitřní složení komunity podle gradientu půdní vlhkosti (Keddy & Shipley, 1989; Keddy, 1990). Účinky odvodnění na hladinu vody na rašelinných půdách bezpochyby nejsou omezeny pouze saturací půdy. Je zde mnoho dalších faktorů, které úzce ovlivňují vegetaci. Mezi tyto faktory patří tepelná vodivost, tepelná kapacita, sypná hustota, vodní kapacita, provzdušňování, rychlost rozkladu a uvolňování

živin. Významný vliv mají i hydrologické podmínky půdy, které mohou sloužit jako důležité determinanty v modelování druhů vegetace v lokalitě (Prévost, 1999). Důležité je také rozpoznat časové aspekty zaplavení (načasování, frekvence, trvání zaplavení) výrazně ovlivňující fenologii rostlin mokřadů, mezidruhovou kompetici a strukturu celého rostlinného společenstva (Kramer & Kozłowski, 1983; Fitter & Hay, 2002). Struktura společenstva se bude měnit v průběhu vegetačního období vlivem přirozeného kolísání vodní hladiny.

4.4. Typy rašelinných stanovišť

Podle hlavního zdroje, ze kterého jsou zásobeny, rozlišujeme dva hlavní typy rašelinišť. Prvním typem jsou vrchovištní rašeliniště (blanked bogs), které jsou závislé pouze na srážkách, které dopadnou na jejich území. Tento typ má nízkou koncentraci živin pro rostliny (Bragg, 2002). Druhým typem jsou slatiniště (fens), které většinu kapacity svého vodního režimu přijímají z podzemní vody svého minerálního podloží, ze srážek čerpají jen minimálně a nejsou na nich závislé (Rydin *et al.*, 2006). Právě podle dostupnosti vodních zdrojů se rašeliniště dále dají rozdělit ještě podle aktivní produkce rašeliny, kdy na aktivním typu rašelinišť roste jeho typická vegetace (hydrophytes) a tento systém je zcela schopný vytvářet rašelinu. Druhým pasivním typem rašelinišť nazýváme rašeliniště, která už ztratila svou primární vegetaci a s tím přišla i o schopnost vytváření rašeliny. K tomuto jevu dochází právě díky hydromelioračním zásahům, hlavně zabudováváním drenážních systémů do krajiny za účelem zúrodnění půdy a následné využití pro zemědělské účely (Bragg, 2002).

Doba trvání povodně nebo jiného zdroje nadměrného trvalejšího zamokření (nadměrné srážky) kontroluje komunitu, ale i rozložení druhů v komunitě, na dané lokalitě. Provázanost mezi typem komunity a časem, kdy je lokalita nadměrně zamokřena, je velká. Lokality se z tohoto pohledu dají rozdělit do několika skupin (Smardon, 2014). Prvním typem jsou zalesněné mokřiny – bažiny a lužní lesy. Bývají zamokřeny jen přechodně. Dochází zde k výrazné změně nadmořské výšky. V nižších místech jsou přítomny druhy méně tolerantní k vodě, tam kde nadmořská výška klesá, jsou naopak druhy vodu vyžadující. Vystihující popis pro tento typ mokřadu je: „Plocha vlhká natolik, aby odsud byly vyloučeny horské druhy rostlin, ale zároveň ne příliš, aby zde ještě mohly růst stromy. V nižších nadmořských výškách nahrazují zalesněné mokřiny vlhké rašelinné louky (Rydin *et al.*, 2006). Zápavy v těchto oblastech nedovolí přežít dřevinám, a tím je podpořen růst druhů vlhkých luk. Konkrétně je tím podpořena germinace semen ze semenné banky, která byla do té doby potlačena kvůli zabírání životního prostoru dřevinami. Pokud jsou záplavy na vlhkých loukách omezeny, ať již přirozeně nebo antropogenní činností, dřeviny mají tendenci se do lokality vracet a opět dochází k potlačení rozmachu druhů vlhkých rašelinných

luk. Pokud je lokalita zaplavena po celou dobu vegetační sezóny, nebo po většinu jejího trvání, jedná se o močál. Druhy rostlin, které zde žijí, jsou velmi tolerantní pro životní podmínky, které se pojí s dlouhodobým zaplavením, avšak stále většina z nich potřebuje ke svému životu i období bez vody. Hlavně pro germinaci a počátek růstu rostliny. Posledním typem rašelinišť, jsou plochy permanentně zamokřené s výskytem striktně vodních rostlin. Logicky z výčtu těchto 4 typů ploch se jedná o místa s nejnižšími nadmořskými výškami, jelikož se zde voda z povodní udrží nejjednodušeji (Cronk & Fennessy, 2001).

4.5. Rašelinné louky

Rašelinné louky představují typ mokřadního biotopu s výskytem mnoha vysoce specializovaných druhů, striktně vázaných na konkrétní podmínky rašeliny. Rašelina je specifický druh půdy, jehož hlavní podstatou je částečně rozložený rostlinný materiál. Je velmi bohatá na organické látky a organické kyseliny. Díky velkému obsahu těchto organických kyselin je pH rašeliny velmi nízké. Zpravidla se pohybuje v rozmezí 3-6 klasické pH stupnice kyselosti (škálová stupnice dánského biochemika Sorena Pedera Lauritze Sorensena, kterou zavedl v roce 1909) (Montemayor *et al.*, 2015). Kvůli výskytu mnoha vzácných společenstev, které jsou vázány pouze na přirozený ekosystém rašelinišť, je většina rozlehlejších rašelinišť v dnešní době vyhlášena za chráněná území nebo chráněné rezervace. Tyto lokality je nutné ponechat absolutně bez zásahu, protože jakýkoliv sebemenší zásah do jejich přirozeného chodu a fungování by mohl způsobit drastické změny, které by mohly být jen těžko navratitelné do původního stavu. Souhrnně by se tedy dalo říct, že pro rašeliniště je nejlepší variantou, zanechat ho bez melioračních zásahů i bez jakýchkoliv jiných zásahů do celkového vodního režimu lokality.

Na územích, která nejsou chráněná, ba naopak byla využívána jako zemědělské plochy, byla úprava vodního režimu nutná, protože rašelinné louky měly přirozeně příliš vysoký podíl vody, a tak se musely tyto plochy odvodnit. Hladinu podzemní vody bylo nutné sjednotit a stabilizovat. K tomu nejprve sloužil systém vykopaných příkopů, jejichž velkou nevýhodou však bylo, že se postupně během sezóny zanášely a zarůstaly kořenovým systémem rostlin, takže musely být pracně čištěny a obnovovány. Proto byl zanedlouho vymyšlen nový systém sběrných drénů, který byl mnohem jednodušší na údržbu. Jejich aplikace do půdy však byla složitější (Vašků, 2011).

Právě na těchto územích, která jsou podrobena určitému antropogennímu vlivu, dochází ke změně složení rašelinné půdy a vody v ní obsažené. Není vždy stoprocentní, že se vlivem

člověka bude nutně měnit pH půdy, vždy ale nastává změna v poměrném zastoupení organických látek v půdě. Základními 3 typy organických látek v půdě jsou huminové kyseliny, fulvokyseliny a ve vodě nerozpustné huminy. Podle procentuálního zastoupení jednotlivých skupin se pak mění fyzikální a chemické vlastnosti rašelinné půdy. Anionty huminových kyselin a fulvokyselin, přítomné v přirozených podmínkách bez jakéhokoliv antropogenního zásahu jsou díky lidskému vlivu nahrazovány atmosférickými sírany a dusičnany (Paavilainen & Paivanen, 1995).

Právě půdní materiál rašelinných luk se skládá z částečně rozložené organické hmoty. Tvoří se pomalým rozkladem po sobě jdoucích vrstev a vodních rostlin, například semiakvatickými jako třeba třtina, sítina nebo různé mechy. Hlavní druh mechu, ze kterého se rašelina tvoří, je rašeliník (*Sphagnum*) (Bonn *et al.*, 2014; Evans & Warburton, 2007).

5. Odvodnění

5.1. Technologická stránka odvodnění

5.1.1. Meliorace

Význam slova meliorace je jakákoliv činnost, která má přispět ke zlepšení podmínek pro zemědělské nebo kulturní využití krajiny (Jůva, 1962). Mezi nejčastější meliorační opatření patří zásah do hydrologických poměrů lokality. Pokud je lokalita příliš zamokřená, dochází k odvodnění. Pokud naopak trpí nedostatkem vody, je nutné ji zavlažovat. Mezi další meliorační opatření patří ochrana proti různým typům erozí nebo zušlechťování a kultivace pěstovaných plodin (Janeček, 2011). Hlavním problémem na zemědělských půdách obecně, jsou nevyhovující hydrologické poměry, které zabraňují větším výnosům z pěstovaných plodin. Tyto poměry se však dají relativně snadno změnit a vylepšit.

Nadměrné zamokření krajiny může být dvojího charakteru. Dochází k němu buď přirozenými přírodními procesy anebo může jít o zamokření z důvodu antropogenního. Často pak dochází ke spojení obou těchto procesů. Zamokření přirozené může být způsobeno místním vývěrem podzemních pramenů, zvyšováním hladiny podzemní vody (v místech vodotečí či vlivem narušení hydrografické sítě) nebo vytvořením nepropustné půdní vrstvy (Černošus *et al.*, 2011). Mezi příčiny zamokření antropogenního původu by patřilo například špatné navržení vodních propustí podél komunikace, celkově nevhodně řešené komunikace nebo zásah do hydrologických poměrů konkrétního místa. Nápravné opatření pro danou lokalitu se vždy

určuje až po zhodnocení všech známých kritérií. Je nutné vždy vzít v potaz nejen druh zamokření, ale i původ jeho vzniku, ale hlavně jeho míru a délku trvání. Ještě před samotným melioračním zásahem, by si měl projekt stanovit konkrétní cíl. Protože vždy až po těchto krocích je možné vymyslet a konkretizovat způsob provedení hydromelioračního projektu pro danou lokalitu.

5.1.2. Funkce odvodnění

Hlavní podstata drenáže, ať jde o jakýkoli typ, je zabránění přílišného kontaktu vody s půdou. Její snahou je zamezit průsaku vody do půdy. Snaží se o snížení vysoké půdní vlhkosti anebo udržení již trvající nízké půdní vlhkosti. Tuto funkci plní tak, že přebytečnou vodu odvádí z lokality buď podpovrchově anebo povrchově. Typy drenážních systémů se dají rozdělit do čtyř základních skupin. Jedná se o odvodňovací kanály, ochranné hráze, ochranné nádrže a čerpací stanice (Dumbrovský & Rudolf, 2005).

Pokud chceme zlepšit stabilitu a zvýšit produkci na nadměrně zamokřených zemědělských půdách, je zlepšování jejich vodního režimu nutností. Tento princip fungoval již v minulosti a zůstává jedním ze základních prvků úspěšného obhospodařování půd až do dneška. Kvůli přílišnému zamokření dochází k nadměrnému převlhčení půdního profilu. Jednotlivé půdní vrstvy se postupně prosycují vodou od nejsvrchnějších vrstev k těm nejspodnějším. Kvůli nedostatečnému objemu vzduchu v půdě pak dochází ke snížení nebo kompletnímu znemožnění chemických a mikrobiologických procesů, které jsou nezbytné pro základní plnění fyziologických funkcí pěstovaných rostlin. Je jasné, že vysoké převlhčení půdního profilu je tedy nežádoucí i pro pěstování zemědělských plodin, a proto je nezbytné podporovat umělými zásahy odvodňování půdy. Hlavním předpokladem odvodnění je vytvoření umělých podmínek pro rychlejší odtok přebytečné vody z půdních pórů. Tím se půda provzdušní a zvýší se i oxidační proměna látek, aerobní mikrobiální procesy a zvětšuje se i prostor pro kořenový systém rostlin (Černohous *et al.*, 2011; Internet 5).

5.1.3. Provedení hydromelioračního zásahu

Po stanovení konkrétních cílů, které jsou požadovány od hydromelioračního projektu a po provedení důkladného melioračního průzkumu na dané lokalitě, se může přikročit k vytvoření návrhu a projektové dokumentace odvodnění. Není vždy žádoucí vynakládat velké finance na složité odvodňovací labyrinty, které by byly náročné jak na vybudování, tak později na celkovou údržbu, když na mnoha místech stačí zabezpečení hydrografické sítě proti případné erozi a její pročištění (Černohous *et al.*, 2011).

U mnoha lokalit, podrobených hydromelioračnímu zásahu, postačí první etapa odvodnění, která spočívá v pročištění vodotečné sítě. Pokud se k tomuto zásahu přidá ještě výsadba dřevin s vysokou transpirační schopností (např. olše, jasan, bříza), dochází často ke zdárnému zamezení přílišného zamokření bez vynaložení zbytečně vysokých finančních prostředků (Černohous, 2006).

Pokud je tato první etapa nedostatečná nebo neúspěšná, následují etapy další. Jejich hlavním principem bývá zbudování umělých příkopů, svodů a brázd, které pomáhají zahušťovat hydrografickou síť dané lokality. Pokud ani tato etapa není úspěšná či dostatečná, přistupuje se k nejtvrdějšímu zásahu do krajiny. Tou je vnesení trvalých umělých prvků v podobě drenážních trubek, perforovaných hadic nebo jiné podoby odvodňovacího systému (Černohous, 2006; Internet 5).

5.1.4. Horizontální drenáže

Horizontální drenáž je v dnešní době bezesporu nejpoužívanější metodou pro podzemní odvodnění. Pracuje na principu zavedení umělých drénů pod zemský povrch (jejich materiál se liší podle vlastností půdy a finančního rozpočtu). Podle typu požadovaného odvodnění se volí i konkrétní typ drenáže. Pro odvodnění větší souvislé plochy se volí systematická (plošná) drenáž, zatímco pro odvodnění menších izolovaných celků se používá drenáž sporadická, která tvoří nepravidelnou síť (Dumbrovský & Milerski, 2005; Dufková, 2007).

Drén je základní stavební jednotkou podpovrchové drenáže. Tvoří ho trubky, které jsou vyrobeny v dnešní době převážně z plastu, nejčastěji PVC. V dřívějších letech jsme se mohli setkat s trubkami keramickými (ještě v dnešní době jsou někde k nalezení). Velmi výjimečně (spíš při alternativních nebo výzkumných metodách) se můžeme setkat i s drény kamennými, dřevěnými či rašelinnými (Vašků, 2011). Drenážní síť se dělí na drény sběrné, které sbírají vodu ze zamokřeného území a dál ji odvádějí do svodného drénu, který bývá větší. Musí pojmout vodu z více sběrných drénů, které do něj ústí. Svodný drén dále ústí do recipientu. Kromě těchto dvou hlavních typů drénů existuje i tzv. ochranný drén, který slouží k ochraně sběrných a svodných drénů před zarůstáním vegetací (Dumbrovský & Milerski, 2005).

Horizontální trubková drenáž má dva mechanismy zbudování. Je možné pokládat drenážní trubky do vyhloubené drenážní rýhy, anebo je možná tzv. bezvýkopová technologie, při které se úplně vynechává proces vykopávání otevřené odvodňovací rýhy. Pro zvýšení efektivity drenážního systému a kvůli jeho ochraně před usazováním jílovitých materiálů je třeba instalovat do zařízení drenážní filtry, které prodlužují životnost celého drenážního systému (Holý, 1984).

U horizontálního způsobu odvodnění se můžeme setkat i s méně používanými typy drénů. Jsou to například tzv. krtčí drény, které jsou zhotoveny pomocí krtčího drenážního pluhu a slouží jako sběrné drény. Je nezbytné tyto drény fixovat a stabilizovat pomocí zpevňovacích fólií nebo cementací (Dumbrovský & Milerski, 2005).

Dalším méně používaným typem je křížová drenáž, která slouží k odvodnění lokalit s výskytem těžkých půd, které tvoří těžko propustnou vrstvu zeminy. Při dlouhodobě vysokém úhrnu srážek na těchto půdách již nestačí běžná trubková drenáž, a proto je celá síť posílena křížovým protnutím plastových drenážních trubek krtčí drenáží (Holý, 1984).

Pokud požadavky na drenážní systém přesahují běžné standarty a drenáž by kromě odvodnění území současně měla plnit i logičtější nakládání s vodou, je nejlepší alternativou tzv. regulační drenáž. Je totiž schopná regulovat hladinu podzemní vody a díky své konstrukci umožňuje při nadbytku vody kvalitní odvodnění, zatímco při nedostatku vody použije zachycenou vodu pro zavlažování oblasti (Dufková, 2007; Holý, 1984).

5.2. Historie drenáží v Čechách

V české republice bylo v minulosti okolo 27 % zemědělské půdy odvodněno (Frouz *et al.*, 2010). Před procesem odvodnění se jednalo zejména o rašelinné louky, vlhké louky nebo lesy. Dominantním typem drenáží se staly podpovrchové drenážní systémy – trubkové drenáže, jejichž nespornou výhodou bylo účinnější snižování hladiny podzemní vody v půdním profilu. Na rozdíl od podpovrchových drenážních systémů, povrchové drenáže odvádí pouze první vlnu povrchového zamokření (Kulhavý & Soukup, 2010). V dnešní době je v České republice oficiálně odvodněno přes 1 milion hektarů pozemků, a to vše právě trubkovou drenáží. Větší rozmach trubkové drenáže nastal v Čechách přibližně až po sto letech od jejího prvního zkušebního použití. Podle dochovaných záznamů pak ale zaznamenal tento typ drenáže prudký nárůst v relativně krátkém období. V roce 1955 bylo v Československu odvodněno asi 12 000 ha pozemků, zatímco o dvacet let později (v roce 1975) skoro 73 000 ha (Vašků, 2011).

Používání drenáží na území Čech lze rozdělit do dvou časových etap. První etapou je rozmezí 1848 – 1948, tedy od prvního zkušebního použití drenáže až po zlom v roce 1948, kdy se trubková drenáž stala hlavní zemědělskou technikou, tzv. zázračným zúrodňovacím opatřením v očích nově nastoleného režimu. Druhou etapou je období od 1948 – 1989, kdy došlo k razantnímu obratu myšlení v zemědělství.

5.2.1. 1848 – 1948

Drenáže mají v Čechách poměrně dlouhou historii. Samotný princip trubkové drenáže byl pravděpodobně vynalezen v Anglii (první záznam o použití ručně vyrobených drenážních trubek je z roku 1810), kde se používaly ručně vyráběné keramické trubky až do roku 1843, kdy J. R. Reed sestrojil stroj pro výrobu drenážních trubek. V Čechách byly poprvé použity v roce 1847 se záměrem pokusného odvodnění zemědělského pozemku (Vašků, 2011). První větší použití drenáží se dočkala Třeboň v roce 1854. Nicméně větší rozvoj podzemní drenáže byl v Čechách velmi pomalý. Možná i kvůli tomu, že zde nebyli žádní odborníci, kteří by se tomuto problému (či pokroku) věnovali podrobněji, znali klady a zápory tohoto zákroku do krajiny, a kteří by byli schopni odhadnout potencionální rizika. Okolo roku 1884 se však hlavně vláda zasloužila o větší rozvoj drenáží v zemědělské půdě. V roce 1906 byl zahájen akademický program pro půdní melioraci univerzitami v Praze, Brně a Bratislavě (Jůva *et al.*, 1984). Mezi lety 1884 a 1914 došlo k odvodnění přibližně 2800 km vodních toků a díky tomu se získalo více než 74 000 hektarů půdy, která mohla být dále zemědělsky využita. Před první světovou válkou byla většina drenáží a zregulovaných vodních toků umístěna spíše ve východní části Čech, kde byl vyšší podíl jílovitých a rašelinných luk, které jsou velmi vlhké a jejich odvodnění je tedy nutné pro další zemědělské využití. Na druhou stranu jsou ale velmi bohaté na organické látky a mají tedy velkou úrodnost. Před druhou světovou válkou bylo přibližně 750 000 ha půdy vyčerpáno díky regulacím vodních toků, avšak do původního stavu před odvodňovacími zásahy bylo navráceno pouhých 18 000 ha (Orsillo, 2008).

5.2.2. 1948 – 1989

V průběhu těchto 4 desetiletí bylo použití drenáží asi nejintenzivnější za celou historii České republiky. Během nadvlády komunistické strany došlo i k razantnímu obratu myšlení v zemědělství. Došlo k potlačení individuálního soukromého zemědělství a bez jakéhokoliv důvodu dostalo zemědělství charakter kolektivní. Právě při procesu kolektivizace se stala myšlenka podpovrchových drenáží velmi podporovanou, zdůrazňovanou a stal se z ní jeden z hlavních politických cílů komunistické strany (Orsillo, 2008).

Paralelně s odvodňováním krajiny docházelo i k rozorávání luk a pastvin (asi 270 000 ha), mezi (asi 145 000 ha), polních cest (asi 210 000 km) či lesíků a hájků (asi 35 000 ha) (Vašků, 2011).

Po roce 1968 byly již požadavky na celkový výnos z krajiny vyšší, než bylo možno splnit a intenzivní hospodářství se začalo rozšiřovat i do oblastí s vyšší ekologickou citlivostí a hlavně do oblastí vyšších nadmořských výšek. Různé ekonomické benefity pomohly přivést drenáže i do podhorských a horských oblastí, kde byla ekonomická soběstačnost velmi nízká a dopad

těchto zákroků na životní prostředí velký. Na konci sedmdesátých let se situace ještě zhoršila, protože drenáže pronikly až do vysokohorských oblastí. I přes to, že na konci osmdesátých let už nezbylo moc půdy, kde by bylo potřebné vodu odvádět pryč, komunistická strana se stále snažila o zavádění nových drenáží i tam, kde to bylo absolutně neopodstatněné. Po pádu komunistického režimu v roce 1989 byla činnost většiny drenáží přerušena. I přes to stále zůstává více než 1 000 000 ha zemědělských půd odvodněných. Jedná se o přibližně 25,3 % celkové zemědělské půdy (Kulhavý & Soukup, 2010; Orsillo, 2008).

6. Revitalizace

Rašelinné louky se staly tak jedinečnými kvůli omezenému přístupu živin, vysoké hladině podzemní vody a mírné pastvě v minulosti. Tyto faktory měly za následek velkou biologickou rozmanitost. Vzhledem k intenzifikaci zemědělské činnosti v posledních desetiletích byly mnohé rašelinné louky degradovány vysoušením a následnou přílišnou eutrofizací. Důsledkem tohoto procesu byla kompletní ztráta biologické rozmanitosti. V dnešní době je hlavním cílem revitalizace těchto lokalit a přeměna z orné půdy na vlhké ekosystémy a následné navrácení přirozené biodiverzity zpět do těchto vlhkých rašelinných luk. Hlavní podstatou revitalizace je opětovné navrácení vody do lokality, hlavně té podzemní, která byla odkloněna drenáží. Zvyšování hladiny podzemní vody je nezbytné pro vytvoření příznivého abiotického prostředí pro vegetaci vlhkých rašelinných luk (van Dijk *et al.*, 2007).

Konvence a strategie ochrany přírody obvykle stanovuje vysokou úroveň biologické rozmanitosti jako jeden z hlavních cílů obnovy biotopů. Biodiverzita na vysoké úrovni však nemusí být nutně spojena s přirozeností místa. Rozmanitost často vrcholí při mírné úrovni narušení, které mohou být antropogenního charakteru stejně jako přírodního (Roxburgh *et al.*, 2004). Obnova by proto neměla být zaměřena na vysokou biologickou rozmanitost, ale na biodiverzitu přirozenou pro dané místo (například pro vlhkou louku), která může být nižší než na degradovaném ekosystému. Výsledky další studie dokazují, že celková biodiverzita na nenarušených místech je srovnatelná s revitalizovanými plochami, v menších měřítkách je však biodiverzita na narušených plochách vyšší (Soro *et al.*, 1999). To potvrzuje předešlou hypotézu, že biodiverzita na pozměněných biotopech může být vyšší než v přirozeném biotopu. Mechy typu *Sphagnum* jsou absolutně dominantní nad ostatními druhy mechu ve velmi vlhkých podmínkách. Tím pádem úbytek vody po hydromelioračním zásahu přispívá ke konkurenceschopnosti ostatních typů mečů. Funkční typ rostlin odhaluje, že odvodnění

snižuje celkovou pokryvnost mechu. Zdálo se, že pokud byla lokalita opět zamokřena, změnilo to typ ekosystému do takové míry, že byla lokalita opět přístupná pro mechy a játrovky, které byly opět kompletně podřízené dominantnímu rodu *Sphagnum* (Maanavilja *et al.*, 2014).

Z pohledu ochrany přírody bývá často brán jako výchozí model pro revitalizaci dlouhodobý management nakládání s rašelinnou loukou, který byl násilně přerušen melioračním zásahem. Tento historický model ale nese mnohá rizika. Není jisté, že druhy biocenóz, které se zde vyskytovaly v minulosti, budou i v budoucnosti schopny odolávat socio-ekonomickým požadavkům. Pokud ne, chráněné nebo dokonce znovu obnovené typy biocenóz by se musely stát uměle chráněnými kulturními památkami, na jejichž údržbu jsou nutné obrovské finanční prostředky (Pfadenhauer & Grootjans, 1999). Další riziko aplikace historického managementu hospodaření souvisí s přirozenými změnami životního prostředí, ať už hovoříme o změně klimatické, migraci živočichů či záplavách. Právě kvůli těmto změnám nejsme schopni předvídat budoucí rozložení vegetace ani celkový rozvoj vlhké rašelinné louky.

Pokusy o obnovení polopřirozených rostlinných společenstev může vést k vývoji zcela nových rostlinných kombinací, které se ale mohou značně lišit od rostlinných společenstev, která stále existují na podobných lokalitách, která neprošla v minulosti žádným melioračním zásahem a vyvíjela se tedy naprosto přirozenou cestou. Hlavním problémem tedy je, že i když se člověku podaří obnovit všechny abiotické a ekologické podmínky, revitalizace nikdy nemůže být 100% úspěšná a predikovatelná, protože v minulosti prostě už došlo k nezvratitelným změnám. V přírodě je vše propojené a každá sebemenší změna vyvolá sled reakcí. I když není možné docílit 100% revitalizace, pokusy o alespoň částečnou obnovu krajiny v dalším průběhu let bývají pod dohledem odborníků velmi úspěšné. Je však nutné posoudit, jak drastické poškození způsobil meliorační zásah. V místech silně ovlivněných odvodněním všechny druhy charakteristických zástupců vegetace pravděpodobně již vymizely během prvních několika let a komunita naprosto zanikla (Grootjans *et al.*, 1996). Je otázkou, zda revitalizace způsobí v tomto případě vznik nové komunity anebo dojde pouze k obnovení té původní. I částečná revitalizace může krajině významně pomoci ve zlepšení jejích ekologických hodnot. Díky znovuobnovení vlhkých rašelinných luk dojde ke snížení emisí dusíku. Brodiví ptáci a jiné mokřadní ptactvo získají novou živnou půdu pro svůj život. V neposlední řadě bude docházet k lepšímu pročištění vody z povodí, která je bohatá na živiny (Pfadenhauer & Grootjans, 1999). Pokud lokalita nemůže být opětovně zamokřena dostatečně, je zvláště důležitá přítomnost alespoň pár zástupců charakteristických mokřadních druhů, aby mohl být navržen alternativní flexibilnější plán, který bude sledovat více cílů současně. Plán je možné implementovat v mnoha

podoblastech nebo i v různém časovém rozmezí. Při těchto postupných revitalizačních plánech je jasné, že pro dokončení projektu revitalizace je vždy nutné delší časové období. Paradoxně tyto postupné revitalizační plány bývají méně finančně nákladné a zpravidla úspěšnější než razantní urychlené zásahy do krajiny. Jedinou jejich nevýhodou je, že výsledky těchto projektů nebývají vidět okamžitě, je zde vysoká časová náročnost. Při porovnání těchto dvou odlišných metod revitalizace se ovšem setkáváme s jedním aspektem, který je pro oba postupy společný. Je to základní vzorec zpětného průsaku vody a zvýšení rozmanitosti biodiverzity po dokončení revitalizačního plánu. Úspěšnost revitalizace je pak měřena jako rozdíl cílového stavu a stavu před zahájením revitalizace. Dalším hodnotícím kritériem úspěchu je doba, kterou revitalizace zabrala až do dosažení cílového stavu (Pfadenhauer & Grootjans, 1999).

7. Srovnání negativních a pozitivních dopadů odvodnění na krajinu

7.1. Pozitivní dopad

Drenáže prokazatelně zlepšují vlastnosti půdy pro pěstování zemědělských plodin (Jůva & Tlapák, 1984). Odvodněné půdy jsou lépe provzdušněné a mají větší vodní retenční kapacitu (množství vody, které je půda schopna zadržet vlastní silou i po nadměrném zavlhčení). Odvodnění zvyšuje také sílu půdních ložisek a v mnoha případech redukuje povrchovou erozi (Spaling & Smit, 1995). Kromě těchto základních fyzikálních aspektů drenáž přispívá i k vytvoření lepších biochemických půdních podmínek pro zemědělství. Půdní podmínky po aplikaci drenáže zlepšují a urychlují růst rostlin díky urychlení klíčení a prorůstání kořenů do větší hloubky. Bezespору také prodlužují vegetační sezonu (Spaling & Smit, 1995).

7.2. Negativní dopad

Drenáže zasáhly do ekologické stability a funkce ekosystémů nejen trvale zamokřených, ale i do těch sezonně zamokřených. Příkladem trvale zamokřených ekosystémů jsou rašelinné louky, příkladem přechodně zamokřených jsou mokřady a přechodná rašeliniště. Zcela změnily jejich podstatu a fungování a tyto změny lze rozdělit podle mnoha kritérií (Brinson, 1993; Ammann *et al.*, 1995). Drenáže nepřetržitě odebírají z lokality půdní vlhkost, mění tím trvale hladinu podzemní vody a půda se systematicky vysušuje. Kvůli tomu je půda pak citlivější například pro větrnou erozi (Orsillo, 2008). Zvyšování odtoku ze zemědělských ploch má navíc za následek intenzivnější záplavy v Čechách (Kulhavý & Soukup, 2010).

Hlavním důvodem zřizování drenáží byly větší výnosy z půdy. Díky tomu se ale začaly pěstovat převážně monokultury, což je v krajině naprosto nežádoucí. Dochází ke zvyšování náchylnosti k erozi, ke zvýšení odtoku z půdy, k naprosto neadekvátnímu odběru živin z půdy a ztrátě organického materiálu. Souvisejícím problémem v Čechách byl fakt, že odvodněné louky byly často rozorány a přeměněny v ornou půdu. Tím pádem byly krajinné prvky, charakteristické pro louky, nenávratně ztraceny (Orsillo, 2008).

8. Praktická část

Úvod

Obec Senotín obklopují rašelinné louky, které zde byly dominantním ekosystémem až do osmdesátých let minulého století, kdy došlo k výrazným změnám struktury půdy kvůli zemědělství. Přejít z extenzivního způsobu obhospodařování k intenzivnímu si vyžádal hydromeliorační opatření většiny rašelinných luk. Byl zde vybudován systém odvodnění pomocí podzemní trubkové drenáže. Zároveň však byly zachovány místní fragmenty rašelinných luk, které zde byly původní.

V roce 1995 zde byla provedena řada opatření (vybudování těsnících jílových clon, zrušení záchytných příkopů, úprava vodního toku Potočná), která měla za cíl zpomalit odtok povrchových vod. Dalším cílem těchto opatření bylo opětovné zvýšení hladiny podzemní vody, která byla snížena trubkovou drenáží. Zároveň s těmito opatřeními byl prováděn i monitoring, kontrolující složení společenstev bezobratlých, změny půdních poměrů a změnu výšky hladiny podzemní vody. (Frouz *et al.*, 2010; Frouz *et al.*, 1995)

V roce 1996, v první vegetační sezoně po přerušení trubkové drenáže a zahájení revitalizace, zde byla provedena rozsáhlá dokumentace floristického složení vegetace (Syrůvka *et al.*, 1999).

Cílem této studie bylo posoudit vliv revitalizace na složení rostlinných společenstev. Toho bylo dosaženo porovnáním stavu vegetace na kontrolních neodvodněných plochách a na plochách odvodněných, které buď byly, nebo nebyly předmětem revitalizačního zásahu. Tato data byla navíc porovnána s historickými daty ze shodných ploch z období před nebo těsně po revitalizaci.

Lokalita

Obec Senotín (49°3'52.843"N, 15°8'42.792"E) leží blízko obce Nová Bystřice. Obě tyto obce se nacházejí v Jihočeském kraji. Průměrná nadmořská výška této obce je 650 m n. m. Průměrná teplota se zde pohybuje okolo 6 °C a roční úhrn srážek je 700 mm (Frouz *et al.*, 1995). Tyto parametry ukazují, že lokalita je v chladné klimatické oblasti. Celé území obce patří podle fyto geografického členění květeny ČSR (Skalický, 1987) do fyto geografické oblasti Oreofytikum, fyto geografického obvodu České oreofytikum a fyto geografického okresu Jihlavské vrchy. Jelikož tato oblast spadá pod submontánní výškový vegetační stupeň, je pro tento okres typická podhorská až horská vegetace, která je úzce příbuzná s květenou Alp, Šumavy či jiných horských oblastí. Tyto oblasti charakterizují druhy jako *Arnica montana* nebo *Soldanella montana*.

Podle biogeografického členění České republiky je obec Senotín součástí Javořického bioregionu (1.64) hercynské biogeografické subprovincie. Javořický bioregion tvoří hlavně vrchoviny s podložím z pegmatické žuly centrálního masivu moldanubického plutonu (Internet 6). Hlavním půdním podložím bioregionu jsou podzoly. Na místech s vyšší půdní vlhkostí jsou to gleje a oglejené půdy (Kešner, 2014). Ve zkoumané lokalitě jsou zastoupena především společenstva rašelinišť a vlhkých rašelinných luk.

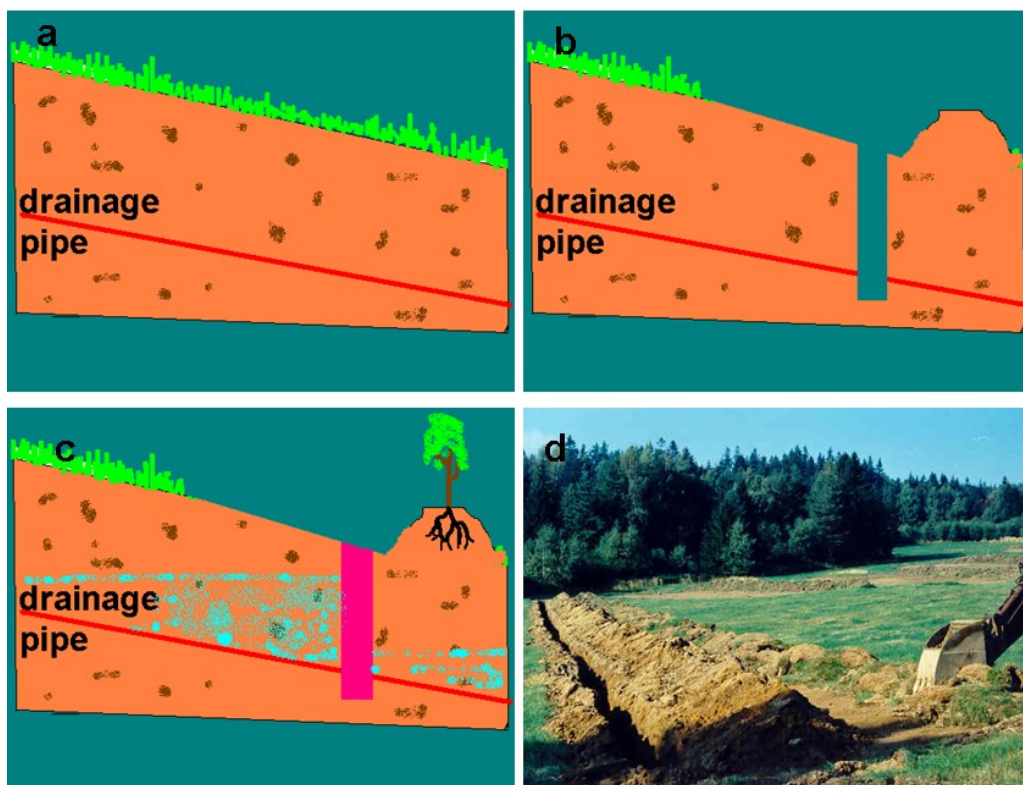
Pro rašeliniště jsou typičtí zástupci svazu *Caricion lasiocarpae*, *Caricion demissae*, *Sphagnowarnsdorfiani-Tomentypnion*, *Eriophorion gracilis*, *Rhynchosporion albae*, *Sphagno-recurvi-Caricion canescentis* a *Sphagnion medii*. Rašeliniště pak bývají často lemovány křovinami svazu *Salicion cinereae*. Vegetace svazu *Caricion fuscae* jsou typické převážně pro rašelinné louky, prameniště na rašelinných loukách pak spadají do svazu *Caricion rostratae*. Vegetace vlhkých rašelinných luk se liší podle stupně půdní vlhkosti. Na místech louky s vyšší půdní vlhkostí se vyskytují rostliny svazu *Calthion*, na místech louky s nižší půdní vlhkostí se vyskytují rostliny svazů *Arrhenatherion* a *Cynosurion*, na těch nejsušších místech jsou pak převážně travníky svazu *Violion caninae*. (Syrůvka *et al.*, 1999)

Revitalizace

Louky v okolí obce byly plošně odvodněny trubkovou drenáží v letech 1985 – 1987 (Frouz & Syrůvka, 2010). To znamenalo začátek přeměny těchto lokalit v kulturní zemědělské plochy, které byly v nadcházejících letech pravidelně hnojeny a rozorávány. V roce 1996 byla na části odvodněných ploch provedena rozsáhlá technická revitalizace. Byla vytvořena opatření

pro snížení povrchového odtoku v podobě aplikace těsnících jílových clon. Jejich princip spočíval v překopání podzemních drenáží příkopy, které zasahovaly nejméně půl metru pod úroveň drenážních trubek. Tyto příkopy byly následně vyplněny zhutněným jílem. Nad vykopaným příkopem pak byla zbudována mez se vsakovacím pásem (Obr. 1). Následně byly vybudovány umělé meze (tarasy) nad čtyřmi jílovými clonami, které kromě snížení povrchového odtoku ještě zvyšovaly odolnost vůči erozi. Byla zrušena funkce záchytných příkopů pod okrajem lesního prameniště a celkově byl upraven vodní tok Potočná.

Ve vegetační sezóně 1996 byly plochy dále upraveny vláčením a poté pravidelně koseny. Na nově zbudovaných tarasech proběhl výsev rostlin. Prvním krokem byla výsadba dřevin, kterou následoval výsev travní směsi, semen místního původu a nakonec výsev semen získaných z lokalit sousedního bioregionu. Na některá vybraná místa byly dokonce přeneseny půdní bloky z původních zachovaných fragmentů rašelinné louky. S těmito půdními bloky byly na odvodněnou plochu přeneseny i vlhkomilné druhy rostlin, které se vyskytovaly na původní vlhké rašelinné louce. Na odvodněné svahové louce, která se nachází v pramenní oblasti, byly také vytyčeny dva transekty, které měly reprezentovat rozdílné vláhové poměry. Na nich měl být demonstrován průběh sekundární sukcese revitalizovaných ploch.



Obr. 1 Schéma postupu revitalizačních opatření (a-c) a fotografie z průběhu revitalizace (d) prováděné v roce 1996 v okolí Senotína (archiv J. Frouze).

Předchozí výzkumy

Výzkumy této lokality v minulosti byly velmi rozmanitého charakteru. Probíhal zde například výzkum efektu trubkové drenáže na fyzikální a chemické vlastnosti půdy. (Frouz *et al.*, 2010) Dále i projekt, zkoumající efekt trubkové drenáže na půdní mikrofaunu. (Frouz *et al.*, 2010)

Pro tuto práci však byl nejdůležitější výzkum, probíhající ve vegetační sezoně v roce 1996, který zahrnoval orientační floristický průzkum. Jeho záměrem bylo zachytit a sepsat současnou druhovou skladbu rostlinných společenstev, vyskytujících se na odvodněných rašelinných loukách. Největší pozornost byla věnována revitalizovaným plochám. Pro další výzkum je klíčové, že máme k dispozici vegetační data z let 1995-1996 pro tři skupiny ploch: plochy původní nezasažené odvodněním, plochy odvodněné a nerevitalizované a plochy odvodněné a revitalizované (Syravátka *et al.*, 1995, 1997, 1998, 1999).

Metodika

Ve vegetačních obdobích let 2015 a 2016 bylo provedeno fytoocenologické snímkování vybraných lokalit, na výše zmíněných třech skupinách ploch (plochy původní nezasažené odvodněním, plochy odvodněné a nerevitalizované a plochy odvodněné a revitalizované) v okolí obce Senotín (Syravátka *et al.*, 1995, 1997, 1998, 1999). Cílem této práce bylo porovnat druhovou skladbu rašelinných luk 20 let po zahájení revitalizačního projektu a srovnat tyto výsledky s fytoocenologickými snímky, které byly pořízeny v roce 1996 – tedy ihned po zahájení revitalizace. Bohužel průzkum v roce 1996 rozřadil druhy pouze na „dominantní“ a „přítomné“, takže nemohlo dojít k přesnějšímu procentuálnímu porovnání.

V roce 2015 bylo vytyčeno celkem 14 ploch v různých nadmořských výškách (nejvyšší 670 m n. m. a nejnižší 645 m n. m.) a různých typech prostředí. Konkrétně pět kontrolních ploch, což byly fragmenty původních rašelinných luk, kde nebyla v minulosti instalována trubková drenáž a podmínky pro vegetaci zde byly stejné jako v osmdesátých letech před hydromelioračním zásahem, který se týkal ostatních dotčených ploch. Pět revitalizovaných ploch, kde byla v osmdesátých letech minulého století instalována podzemní trubková drenáž, avšak od roku 1995 byly tyto plochy zapojeny do projektu revitalizace a trubková drenáž byla odstraněna se záměrem navrácení původních přirozených podmínek ekosystému rašelinných luk. Třetím typem ploch byly čtyři plochy meliorované nerevitalizované, kde byla v osmdesátých letech instalována trubková drenáž, ale tato drenáž nebyla nikdy přerušena ani vytrhána.

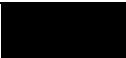

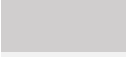
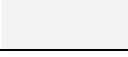
Tyto plochy nebyly nikdy v minulosti revitalizované. Bylo-li to možné, byly plochy situovány do blízkosti ploch, které v předchozím výzkumu používala Balounová.

Na každé z těchto ploch byl vybrán náhodný čtverec o ploše 2x2 metry a bylo provedeno fytoocenologické snímkování. Analýza poměru složení rostlinných společenstev byla zapsána pomocí semikvantitativní stupnice abundance a dominance podle Braun-Blanqueta. Plochy původní nezasažené odvodněním byly označeny jako kontrolní plochy - K. Plochy odvodněné a nerevitalizované byly označeny jako nerevitalizované plochy - N. Plochy odvodněné a revitalizované byly označeny jako revitalizované plochy - R. Výsledky z jednotlivých ploch stejného typu (kontrolní, nerevitalizované a revitalizované) byly poté zprůměrovány a statisticky zpracovány. Získané výsledky byly následně porovnány s výsledky výzkumu v roce 1996, který provedla Balounová (Syrůvátka *et al.*, 1995, 1997, 1998, 1999).

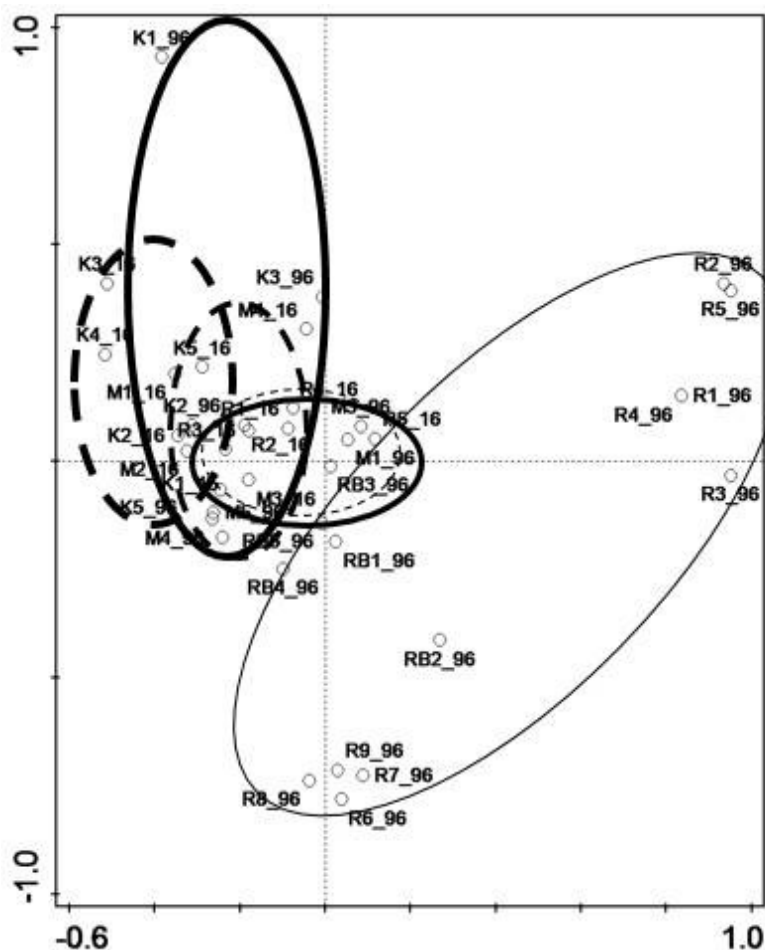
Výsledky

Shrnutí nejtypičtějších druhů vyskytujících se na konkrétních typech ploch je patrné z Tab. 1. Plochy byly rozděleny do čtyř základních skupin podle typu ploch a podle časového rozmezí (druhy hojně na kontrolních plochách při počátku revitalizace 1996; druhy hojně na odvodněné ploše při počátku revitalizace 1996; druhy hojně zastoupené na kontrolních plochách 20 let po revitalizaci 2016; druhy hojně na odvodněných plochách 20 let po revitalizaci 2016). Z tabulky je patrné, že na kontrolních plochách, kde nedošlo k odvodnění, byly dominantní vlhkomilné druhy, zatímco po odvodnění vystřídaly tyto vlhkomilné druhy spíše mezofilní luční druhy. 20 let po odvodnění okolní krajiny došlo na kontrolních přímo neodvodněných plochách k úbytku vlhkomilných druhů a nárůstu mezofilních druhů. Revitalizované plochy se navzdory revitalizačním snahám nebyly schopny navrátit na původní stupeň vlhkosti původních neodvodněných luk a stále zde převažují mezofilní luční druhy.

Tab. 1 Zastoupení nejtypičtějších druhů jednotlivých typů ploch. Porovnání zastoupení jednotlivých druhů na počátku revitalizace (1996) a dvacet let po revitalizaci (2016).

dominantní	
častý někde dominantní	
častý	
přítomný	

	1996			2016		
	K	N	R	K	N	R
druhy historicky hojné na kontrole						
Achillea millefolium	■	■	■	■	■	■
Anthoxanthum odoratum	■	■	■	■	■	■
Cirsium palustre	■	■	■	■	■	■
Comarum palustre	■	■	■	■	■	■
Galium uliginosum	■	■	■	■	■	■
Hypericum maculatum	■	■	■	■	■	■
Juncus effusus	■	■	■	■	■	■
Potentilla erecta	■	■	■	■	■	■
Salix aurita	■	■	■	■	■	■
druhy historicky hojné na odvodněné ploše						
Achillea millefolium	■	■	■	■	■	■
Anthoxanthum odoratum	■	■	■	■	■	■
Dactylis glomerata	■	■	■	■	■	■
Festuca pratensis	■	■	■	■	■	■
Festuca rubra	■	■	■	■	■	■
Holcus lanatus	■	■	■	■	■	■
Holcus mollis	■	■	■	■	■	■
Stellaria graminea	■	■	■	■	■	■
druhy narůstající na kontrole						
Agrostis capillaris	■	■	■	■	■	■
Equisetum arvense	■	■	■	■	■	■
Festuca pratensis	■	■	■	■	■	■
Festuca rubra	■	■	■	■	■	■
Holcus mollis	■	■	■	■	■	■
Juncus effusus	■	■	■	■	■	■
Poa pratensis	■	■	■	■	■	■
Potentilla erecta	■	■	■	■	■	■
druhy narůstající na odvodněné ploše						
Alopecurus pratensis	■	■	■	■	■	■
Calluna vulgaris	■	■	■	■	■	■
Hypericum maculatum	■	■	■	■	■	■
Lysimachia nummularia	■	■	■	■	■	■
Poa annua	■	■	■	■	■	■
Poa pratensis	■	■	■	■	■	■



Obr. 2 Ordinační diagram PCA, nepřerušované elipsy představují skupiny ploch v roce 1996. Elipsy s přerušovanými čarami představují plochy z let 2015 a 2016. Plochy z obou porovnávaných období jsou rozděleny do 3 skupin – meliorované a následně revitalizované (R), meliorované ale nerevitalizované (M) a kontrolní (K).

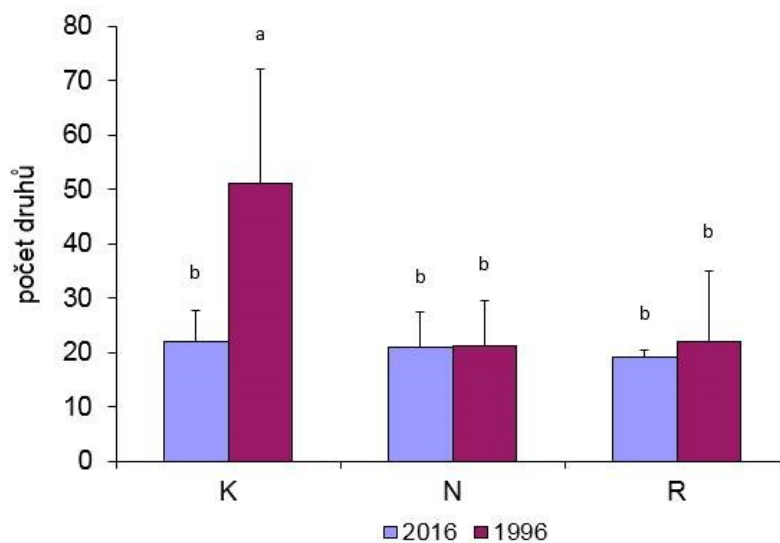
Ordinační diagram analýzy PCA, založený na složení rostlinných společenstev (Obr. 2) ukazuje porovnání stavu vegetace v době provedení revitalizace a 20 let po té. Plochy, patřící do stejné skupiny jsou na diagramu spojeny elipsou a popsány stejným písmenem, značícím typ plochy (R – meliorované a následně odvodněné, M – meliorované ale nerevitalizované a K – kontrolní). Z ordinačního diagramu je patrný gradient změny struktury společenstev od těch nejvíce zasažených meliorací (pravý dolní roh) až ke společenstvům, které byly nejvíce zasaženy meliorací (levý horní roh). Je přitom patrné, že v letech 1996 byly rozdíly mezi meliorovanými revitalizovanými plochami, meliorovanými nerevitalizovanými plochami a kontrolními plochami bez jakéhokoliv melioračního zásahu mnohem výraznější, než v současnosti. Vidíme, že plochy revitalizované se částečně překrývají s plochami meliorovanými nerevitalizovanými.

Tyto nerevitalizované plochy se také překrývají s plochami kontrolními (vše míněno pro rok 1996). Avšak plochy revitalizované jsou od ploch kontrolních velmi vzdálené. Při porovnání s minulostí pozorujeme dnes z ordinačního diagramu výrazný posun ve složení společenstev revitalizovaných ke společenstvům nemeliorovaným. Dokonce zde dochází i k částečnému překryvu ploch revitalizovaných s plochami kontrolními, s čímž se v roce 1996 nesetkáváme vůbec. Tento fakt ukazuje na pozitivní výsledek revitalizace.

Tab. 2 Signifikace vlivu jednotlivých faktorů na pokryvnost vybraných kategorií vegetace vyhodnocená pomocí dvoucestné ANOVA. Čas značí rozdíl mezi lety 1996 a 2016, plocha značí rozdíl mezi kontrolními neodvodněnými plochami, nerevitalizovanými odvodněnými plochami a revitalizovanými odvodněnými plochami.

	čas	plocha	interakce
všechny druhy	0,027	0,013	0,036
vřesy	0,121	0,008	0,018
byliny	0,015	0,167	0,007
traviny	0,718	0,036	0,900
dřeviny	0,006	0,036	0,010
ostatní	0,338	0,000	0,645

Dvoucestná ANOVA (Tab. 2) ukázala, že u většiny typů vegetace existuje statisticky významná interakce mezi různými časy a plochami co se týká počtu druhů přítomných na těchto plochách. Proto byly hodnoty pro jednotlivé typy ploch v jednotlivých letech vyhodnoceny pomocí jednocestné ANOVA. Z Obr. 3 je patrné, že kontrolní neodvodněné plochy v roce 1996 výrazně převyšují svým počtem druhů všechny ostatní plochy. Počet druhů na těchto plochách v roce 2016 statisticky významně klesl. Podobný trend vykazují i vřesy a byliny. Naproti tomu počet druhů dřevin na kontrolních plochách během času statisticky významně stoupl, podobně stoupl i na nerevitalizovaných odvodněných plochách (Tab. 3).



Obr. 3 Počet druhů na jednotlivých typech plochy ve dvou časových obdobích. Statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny ($p < 0.05$ LSD post hoc. Test). K- kontrolní neodvodněné plochy, N – odvodněné nerevitalizované plochy, R- odvodněné revitalizované plochy.

Tab. 3 Počet druhů vybraných kategorií vegetace v závislosti na čase a na typu plochy. K – kontrolní neodvodněné plochy, N – odvodněné nerevitalizované plochy, R – odvodněné revitalizované plochy. Statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny ($p < 0.05$ LSD post hoc. Test), nejsou-li uvedena žádná písmena, nebyla jednocestná ANOVA statisticky významná.

		1996			2016		
		K	N	R	K	N	R
vřesy	průměr	1,75 a	0,25 b	0,00 b	0,40 b	0,00 b	0,40 b
	SD	1,30	0,43	0,00	0,80	0,00	0,80
byliny	průměr	29,00 a	10,50 b	12,14 b	6,00 b	12,00 b	10,00 b
	SD	13,55	3,64	8,77	3,63	4,90	2,00
traviny	průměr	15,00	8,00	9,86	14,00	8,50	8,20
	SD	7,58	4,85	5,72	2,90	2,18	1,94
dřeviny	průměr	3,50 a	2,00 ab	0,00 c	0,00 c	0,50 bc	0,40 bc
	SD	1,12	3,46	0,00	0,00	0,87	0,80
ostatní	průměr	1,75 a	0,50 b	0,00 b	1,60 a	0,00 b	0,00 b
	SD	0,83	0,87	0,00	1,02	0,00	0,00

Diskuze

Historická sledování, ale i jejich porovnání s dnešními daty, ukázala, že odvodnění vedlo k významnému snížení diverzity rostlinných společenstev a posunu jejich druhového složení. K podobnému závěru došli i další autoři studující vegetaci anebo jiné skupiny organismů jak na loukách okolo Senotína (Syrovátka *et al.*, 1999; Frouz *et al.*, 2012), tak na jiných odvodněných plochách. Druhy závislé na vysoké míře nasycení a zaplavení půdního profilu byly nalezeny na plochách s nižší mírou odvodnění (Fisher *et al.*, 1996). Na stejný výsledek ukázal Mountford & Chapman (1993), kdy se vlhkomilnější druhy vyskytovaly v nižších polohách podél příkopových břehů, naopak sušší druhy se vyskytovaly spíše ve vyšších polohách. Jiná studie prokázala, že eutrofizace, která doprovází drenážní příkopy, snižuje počet druhů submergentních rostlin a předává dominanci druhům volně plovoucím na hladině otevřeného drenážního příkopu (Janse & Van Puijenbroek, 1998).

Po dvaceti letech od počátku revitalizace je složení rostlinných společenstev všech třech typů zkoumaných ploch mnohem bližší, než na počátku revitalizace. Zejména revitalizované plochy jsou složením své vegetace mnohem podobnější plochám kontrolním než před 20 lety. V tomto ohledu bych tedy revitalizaci prohlásila za úspěšnou. Je však třeba vidět, že na tomto trendu se projevuje jak posun společenstev revitalizovaných ploch směrem k plochám kontrolním, tak naopak posun společenstev kontrolních ploch směrem k plochám odvodněným. Je možné, že po odvodnění před 20 lety počet druhů na odvodněných plochách stoupl, neboť je časté, že na biotopech degradovaných je větší biodiverzita než v přirozených biotopech (Soro *et al.*, 1999; Roxburgh *et al.*, 2004). Dalo by se tedy říct, že antropogenní zásah do přirozeného biotopu způsobil umělý nárůst počtu druhů a s odstupem dvaceti let, kdy se lokalita navracela do svého přirozeného fungování, se počet druhů opět snížil. Dříve hojně druhy, které z kontrolních ploch ubyly (*Cirsium palustre*, *Comarum palustre*, *Galium uliginosum*), jsou typickými druhy vlhkých luk (Dostál, 1989). Úbytek těchto druhů spíše naznačuje, že během 20 let došlo k významné degradaci kontrolních ploch. To podporuje i studie Frouze *et al.*, (2012), který pozoroval značný úbytek druhů bezobratlých spojený s odvodněním a jen malý nárůst počtu druhů. Nabízí se tedy vysvětlení, že původní fragmenty rašelinných luk už ztratily své přirozené podmínky. Jelikož úzce navazují na odvodněné plochy, došlo i na kontrolních plochách v průběhu dvaceti let k trvalému nedostatku vody. I přes to, že na revitalizovaných plochách došlo k nárůstu hladiny spodní vody (Syrovátka *et al.* 1995, 1997, 1998, 1999), nebyl tento nárůst dost velký a plošně významný proto, aby zamezil odvodněním fragmentů původních rašelinných luk. Kontrolní plochy a společenstva na nich, se přiblížily plochám odvodněným. Je možné, že tomuto jevu šlo

zamezit, kdyby se revitalizace od počátku více zaměřila i na podporu udržení vodního režimu na kontrolních plochách a zamezilo se kontaktu těchto původních fragmentů s odvodněnými plochami. V další fázi revitalizace je nutné dále snižovat odtok z půdy a zvýšit tak hladinu podzemní vody do té míry, kdy opět začnou vznikat rašelinné horizonty. Na druhou stranu nelze vyloučit, a je to dokonce pravděpodobné, že na sblížení revitalizovaných a kontrolních ploch měla svůj podíl i provedená revitalizace.

Kdybych měla shrnout, co ze studie plyne pro praktickou ochránářskou praxi, studie neprokázala, ale ani nepopřela, užitečnost provedeného revitalizačního zásahu na odvodněných loukách. Studie ukázala, že při podobných revitalizačních snahách je třeba věnovat zvýšenou pozornost ochraně původních fragmentů.

Kdybychom chtěli pokračovat v revitalizačních snahách v okolí Senotína, bylo by na místě se pokusit masivními zásahy, zejména odstraněním náletu, sečením a zvednutím hladiny spodní vody, obnovit vegetaci původních fragmentů a následně pak uvažovat o možnosti podpory vegetace rašelinných luk.

Závěr

Z výsledků studie, porovnávající druhovou skladbu vegetace v letech 1996 a 2016 – tedy v časovém rozmezí 20 let, je patrné, že ani snahy o revitalizaci nebyly tak úspěšné, jak se doufalo na začátku revitalizačního projektu. Po 20 letech došlo ke zlepšení situace v tom smyslu, že plochy revitalizované a kontrolní jsou si v dnešní době druhově mnohem blíže, než tomu bylo před dvaceti lety. Nemůžeme ovšem s jistotou tvrdit, že za tento fakt může revitalizace a že by tento stav jinak nenastal, protože pozorujeme, že druhově se k sobě blíží i plochy kontrolní a nerevitalizované. Tento posun ale nebyl tak velký, takže se můžeme domnívat, že se zde projevil určitý efekt revitalizace. Posun ve složení společenstev vegetace je větší, než posun v počtu druhů. Posun je dán jak zlepšením stavu na obou skupinách odvodněných ploch, tak zhoršením stavu na neodvodněných kontrolních plochách.

V této práci bylo složení vegetace porovnáváno čistě na základě fytoecologického snímkování. Dalším krokem, který by měl následovat v diplomové práci, bude prohloubit výzkum a zabírat se půdním složením na jednotlivých typech ploch. Vyhodnotit, jaký efekt měla revitalizace na složení půdy. Je v plánu získat údaje o procentuálním zastoupení jednotlivých prvků a pH půdy. Na základě těchto hodnot pak určit, jaké prvky a jakým směrem ovlivňují zastoupení vegetace.

9. Literární zdroje

Ammann, A., Bartoldus, C. and Brinson, M. M. (1995) US Army Corps of Engineers Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-9.

Boggie, R. (1972) Effect of Water-Table Height on Root Development of *Pinus Contorta* on Deep Peat in Scotland, *Oikos*, pp. 304–312. doi: 10.2307/3543168.

Boggie, R. (1977) Water-table depth and oxygen content of deep peat in relation to root growth of *Pinus contorta*, *Plant and Soil*, pp. 447–454. doi: 10.1007/BF02187253.

Bonn, A., Reed, M. S., Evans, C. D., Joosten, H., Bain, C., Farmer, J., Emmer, I., Couwenberg, J., Moxey, A., Artz, R., Tanneberger, F., von Unger, M., Smyth, M. A. and Birnie, D. (2014) Investing in nature: Developing ecosystem service markets for peatland restoration, *Ecosystem Services*. Elsevier, pp. 54–65. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.06.011.

Bragg, O. M. (2002) Hydrology of peat-forming wetlands in Scotland, *Science of the Total Environment*, pp. 111–129. doi: 10.1016/S0048-9697(02)00059-1.

Brinson, M. M. (1993) A Hydrogeomorphic Classification for Wetlands, Wetlands Research Programm Technical Report WRP-DE-4, p. 101. doi: 10.2134/agronj2001.931131x.

Brinson, M. M. (1993) Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients, pp. 65–74.

Brooks, K. N., Ffolliott, P. F. and Magner, J. A. (2012) Hydrology and the Management of Watersheds: Fourth Edition, *Hydrology and the Management of Watersheds: Fourth Edition*. doi: 10.1002/9781118459751.

Brouns, K., Verhoeven, J. T. A. and Hefting, M. M. (2014) The effects of salinization on aerobic and anaerobic decomposition and mineralization in peat meadows: The roles of peat type and land use, *Journal of Environmental Management*. Elsevier Ltd, pp. 44–53. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.04.009.

Cronk, J. K. and Fennessy M. S. (2001) *Wetland plants: biology and ecology*. Boca Raton: Lewis Publishers,. ISBN 1-56670-372-7.

Černohous, V., Dušek, D. and Šach, F. (2011) Influence of drainage treatment and growing of renewed forest stands on changes in groundwater table, pp. 1–8.

- Černohous, V. (2006) Vliv hydromelioračního zásahu na odtok vody z lesního povodí, pp. 545 - 557.
- van Dijk, J., Stroetenga, M., van Bodegom, P. M. and Aerts, R. (2007) The contribution of rewetting to vegetation restoration of degraded peat meadows, *Applied Vegetation Science*, pp. 315-U14. doi: 10.1111/j.1654-109X.2007.tb00430.x.
- Dostál, J. (1989) *Nová květena ČSSR*. Praha: Academia. ISBN 802000095X.
- Dufková, J. (2007) *Základy krajinného inženýrství – cvičení 1*, pp. 1–21.
- Dumbrovský, M. and Milerski, R. (2005) *Vodní hospodářství krajiny II*. Brno.
- Evans, M. and Warburton, J. (2007) *Geomorphology of upland peat: erosion, form, and landscape change*. Malden, MA: Blackwell Pub., ISBN 14-051-1507-6.
- Fisher, A. S., Podniesinski, G. S. and Leopold, D. J. (1996) Effects of drainage ditches on vegetation patterns in Abandoned agricultural peatlands in central New York, *Wetlands*, pp. 397–409. doi: 10.1007/BF03161329.
- Fitter, A. and Hay R. (2002) *Environmental physiology of plants*. 3rd ed. San Diego: Academic press, ISBN 0122577663.
- Frouz, J. and Syrovátka, O. (1995) The effect of peat meadow drainage on soil dwelling dipteran communities – a preliminary report. *Dipterologica bohemoslovaca*.
- Frouz, J. and Syrovátka, O. (2012) The effect of pipe drainage on peat meadow soil: soil macrofauna. *Acta Universitatis Carolinae*. pp. 91-107.
- Frouz, J., Kalčík, J. and Syrovátka, O. (2010) The effect of pipe drainage on peat meadow soil. *Acta Universitatis Carolinae*, pp. 83-89.
- Grootjans, P., Fresco, L. F. M., de Leeuw, C. C. and Schipper, P. C. (1996) Degeneration of species-rich *Calthion palustris* hay meadows ; some considerations on the community concept, *Journal of Vegetation Science*, pp. 185–194. doi: doi: 10.2307/3236318.
- Hupp, C. R. and Osterkamp, W. R. (1996) Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes, *Geomorphology*, pp. 277–295. doi: 10.1016/0169-555X(95)00042-4.
- Holý, M. (1984) *Odvodňovací stavby: celostátní vysokoškolská učebnice pro stavební fakulty*. Praha: Státní nakladatelství technické literatury.

Internet 1: Jeníček, M. (2013): Aplikovaná hydrologie [online]. [cit. 2017-05-04]. Dostupné z: <http://hydro.natur.cuni.cz/jenicek/vyuka.php?akce=aplhydro&lang=cze>

Internet 2: Rostlinná buňka jako osmotický systém [online]. [cit. 2017-05-09]. Dostupné z: <http://www.botanika.upol.cz/atlas/anatomie/anatomieCR09.pdf>

Internet 3: Vinegrowing: Water and air in the soil [online]. [cit. 2017-05-09]. Dostupné z: <http://www.wineskills.co.uk/vinegrowing/vinegrowing-knowledge-base/water-and-air-soil>

Internet 4: Taxonomický klasifikační systém půd ČR: Rašelinné horizonty [online]. [cit.2017-05-09]. Dostupné z: http://klasifikace.pedologie.cz/index.php?action=showKategorie&id_categoryNode=445

Internet 5: Úprava vodního režimu lesních pozemků [online]. 2001 [cit. 2017-05-04]. Dostupné z: <http://uroda.cz/uprava-vodniho-rezimu-lesnich-pozemku/>

Internet 6: Geologická mapa (2013) Česká geologická služba [online]. [cit. 2017-05-03]. Dostupné z: http://mapy.geology.cz/geocr_25/

Janeček, K. (2011) Vliv melioračních opatření a hospodaření v krajině na povodňovou situaci v obci Mních u Kardašovy Řečice.

Janse, J. H. and Van Puijenbroek, P. J. T. M. (1998) Effects of eutrophication in drainage ditches, *Environmental Pollution*, pp. 547–552. doi: 10.1016/S0269-7491(98)80082-1.

Jing, L., Lu, C., Xia, Y., Shi, L., Zuo, A., Lei, J., Zhang, H., Lei, G. and Wen, L. (2017) Effects of hydrological regime on development of *Carex* wet meadows in East Dongting Lake, a Ramsar Wetland for wintering waterbirds, *Scientific Reports*. Nature Publishing Group. doi: 10.1038/srep41761.

Johns, C. V., Brownstein, G., Fletcher, A., Blick, R. A. J. and Erskine, P. D. (2015) Detecting the effects of water regime on wetland plant communities: Which plant indicator groups perform best?, *Aquatic Botany*. Elsevier B.V., pp. 54–63. doi: 10.1016/j.aquabot.2015.02.002.

Jůva, K. (1962) Meliorace: učebnice pro agronomické fakulty (obor agrotechniky) a provozně ekon. fak. vys. šk. zeměd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.

Jůva, K., Tlapák V. and Hrabal, A. (1984) Malé vodní toky. Praha: SZN, Lesnictví, myslivost a vodní hospodářství.

Jůva, K., Tlapák, V. and Pflug, J. (1984) Meliorační kultivace a rekultivace zemědělské půdy. Praha: SZN, Mechanizace, výstavba a meliorace.

- Keddy, P. A. (1990) Competitive hierarchies and centrifugal organization in plant communities, *Perspectives on plant competition*, pp. 265–291. doi: 10.1016/B978-0-12-294452-9.50017-5.
- Keddy, P. A. and Shipley, B. (1989) Competitive hierarchies in herbaceous plant communities, *Oikos*, pp. 234–241. doi: 3565272.
- Kešner, M. (2014) Vliv drenáže na tok vody a další funkce ekosystémů, pp. 1–47.
- Kramer, P. J. and Kozłowski, T. T. (1983) *Fiziologija drevesnych rastenij*. Moskva: Lesnaja promyšlennost.
- Kulhavý, Z. and Soukup, M. (2010) *Zemědělské odvodnění a krajina*, pp. 97–104.
- Maanavilja, L., Aapala, K., Haapalehto, T., Kotiaho, J. S. and Tuittila, E. S. (2014) Impact of drainage and hydrological restoration on vegetation structure in boreal spruce swamp forests, *Forest Ecology and Management*. Elsevier B.V., pp. 115–125. doi: 10.1016/j.foreco.2014.07.004.
- Mao, J., Nierop, K. G. J., Rietkerk, M. and Dekker, S. C. (2016) The influence of vegetation on soil water repellency-markers and soil hydrophobicity, *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., pp. 608–620. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.077.
- Mazzoni, E. and Rabassa, J. (2013) Types and internal hydro-geomorphologic variability of mallines (wet-meadows) of Patagonia: Emphasis on volcanic plateaus, *Journal of South American Earth Sciences*. Elsevier Ltd, pp. 170–182. doi: 10.1016/j.jsames.2011.08.004.
- Montemayor, M. B., Price, J. and Rochefort, L. (2015) The importance of pH and sand substrate in the revegetation of saline non-waterlogged peat fields, *Journal of Environmental Management*. Elsevier Ltd, pp. 87–97. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.07.052.
- Mountford, J. O. and Chapman, J. M. (1993) Water regime requirements of British wetland vegetation: Using the moisture classifications of Ellenberg and Londo, *Journal of Environmental Management*, pp. 275–288. doi: 10.1006/jema.1993.1045.
- Orsillo, N. (2008) The environmental impact and economic consequences of agricultural land drainage in Czechia : 1960 – 1989, pp. 14–29.
- Paavilainen, E. and Päivänen, J. (1995) *Peatland forestry: ecology and principles*, *Peatland Forestry Ecology and Principles*. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.

- Peel, M. C. (2009) Hydrology: catchment vegetation and runoff, *Progress in Physical Geography*, pp. 837–844. doi: 10.1177/0309133309350122.
- Petry, J., Soulsby, C., Malcolm, I. A. and Youngson, A. F. (2002) Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments, *Science of the Total Environment*, pp. 95–110. doi: 10.1016/S0048-9697(02)00058-X.
- Pfadenhauer, J. and Grootjans, a (1999) Wetland restoration in Central Europe: Aims and methods, *Applied Vegetation Science*, pp. 95–106. doi: 10.2307/1478886.
- Pivničková, M. (1997) Ochrana rašelinných mokřadů, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Prévost, M., Plamondon, A. P. and Belleau, P. (1999) Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity, *Journal of Hydrology*, pp. 130–143. doi: 10.1016/S0022-1694(98)00281-9.
- Roxburgh, S. H., Shea, K. and Wilson, J. B. (2004) The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence, *Ecology*, pp. 359–371. doi: 10.1890/03-0266.
- Rydin, H., Jeglum, J. K. and Hooijer, A. (2006) *Biology of peatlands*. Oxford: Oxford University Press, ISBN 0-19-852872-8.
- Sádlo, J. (2005) *Krajina a revoluce: významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny Českých zemí*. Praha: Malá Skála, ISBN 80-86776-02-6.
- Scott, R. L., James Shuttleworth, W., Goodrich, D. C. and Maddock, T. (2000) The water use of two dominant vegetation communities in a semiarid riparian ecosystem, *Agricultural and Forest Meteorology*, pp. 241–256. doi: 10.1016/S0168-1923(00)00181-7.
- Sculthorpe, C. D. (1967) *The biology of aquatic vascular plants*. London: Edward Arnold.
- Shafroth, P. B., Stromberg, J. C. and Patten, D. T. (2000) Woody riparian vegetation response to different alluvial water table regimes.
- Skalický, V. (1987) *Regionálně fytogeografické členění ČSR*. Prague: Academia, nakl. ČSAV.
- Smardon, R. (2014) *Wetland Ecology Principles and Conservation, Second Edition*, pp. 813–817. doi: 10.3390/w6040813.

Society, B. E. (2017) Effects of Moor-Draining on the Hydrology and Vegetation of Northern Pennine Blanket Bog, British Ecological Society Stable, pp. 1105–1117.

Soro, A., Sundberg, S. and Rydin, H. (1999) Species diversity, niche metrics and species associations in harvested and undisturbed bogs, *Journal of Vegetation Science*, pp. 549–560. doi: 10.2307/3237189.

Spaling, H. and Smit, B. (1995) A conceptual model of cumulative environmental effects of agricultural land drainage, pp. 99–108.

Syrovátka, O. et al. (1995) Studie revitalizačních opatření v pramenné oblasti Senotín - etapa 1. Závěrečná zpráva výzkumného projektu MŽP ČR, pp. 65.

Syrovátka, O. et al. (1997) Revitalizace pramenné oblasti Senotín: Hodnocení revitalizačních opatření 1996 - 1997. Závěrečná zpráva, MŽP ČR, pp. 124.

Syrovátka, O. (1998) Revitalizace pramenné oblasti Senotín: Hodnocení revitalizačních opatření 1998. Závěrečná zpráva, MŽP ČR, pp. 117.

Syrovátka, O. et al. (1999) Revitalizace pramenné oblasti Senotín: Hodnocení revitalizačních opatření 1996 - 1997. Závěrečná zpráva, MŽP ČR, pp. 92.

Syrovátka, O., Šír, M. and Balounová, Z. (1999) Revitalizace pramenné oblasti Senotín. Sborník konference "Ekotrend", 18.-19.3. 1999, Výstaviště České Budějovice, a. s., Editoři: Ondr, P. - Pecharová, E., pp. 12-17.

Vašků, Z. (2011) Zlo zvané meliorace, *Vesmír*, pp. 440–444.

Vepraskas, M. J. and Craft, C. B. (2000) *Wetland soils: genesis, hydrology, landscapes, and classification*. Second edition. ISBN 1439896984.

Vitt, D. H. and Slack, N. G. (1975) An analysis of the vegetation of Sphagnum-dominated kettle-hole bogs in relation to environmental gradients, *Canadian Journal of Botany*, pp. 332–359. doi: 10.1139/b75-042.

Webb, R. H. and Leake, S. A. (2006) Ground-water surface-water interactions and long-term change in riverine riparian vegetation in the southwestern United States, pp. 302–323. doi: 10.1016/j.jhydrol.2005.07.022.

Wu, C. L., Shukla, S. and Shrestha, N. K. (2016) Evapotranspiration from drained wetlands with different hydrologic regimes: Drivers, modeling, and storage functions, *Journal of Hydrology*. Elsevier B.V., pp. 416–428. doi: 10.1016/j.jhydrol.2016.04.027.

Wu, L., Tang, S., He, D., Wu, X., Shaaban, M., Wang, M., Zhao, J., Khan, I., Zheng, X., Hu, R. and Horwath, W. R. (2017) Conversion from rice to vegetable production increases N₂O emission via increased soil organic matter mineralization, *Science of The Total Environment*. Elsevier B.V., pp. 190–201. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.050.