



Fakulta zemědělská
a technologická
Faculty of Agriculture
and Technology

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA ZEMĚDĚLSKÁ A TECHNOLOGICKÁ

Katedra biologických disciplín

Diplomová práce

Možnost obnovy rašeliníštního biotopu ze semenné banky:
Zaniklé rašeliníště u Příbrazského rybníka

Autorka práce: Bc. Eva Čížková

Vedoucí práce: doc. RNDr. Josef Navrátil, Ph.D.

Konzultant práce: Mgr. Jana Navrátilová, Ph.D.

České Budějovice

2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne

Podpis

Abstrakt

V důsledku zvyšujících se nároků lidské společnosti dochází k využívání, narušování a zániku přírodních biotopů. Lidské aktivity výrazně ovlivňují i biotopy rašelinišť, což vede k jejich úbytku, vlivem čehož jsou tyto biotopy ohrožené v mnoha zemích Evropy, včetně České republiky. Úbytek rašelinišť je patrný jak na lokální, tak i na globální úrovni, tudíž v posledních desetiletích vzrůstají snahy o obnovu těchto biotopů. Pro obnovu druhového složení degradovaných biotopů lze využít půdní semennou banku, která byla vytvořena před jejich narušením. Avšak, tímto způsobem je možné obnovit pouze ty druhy rostlin, které vytváří v půdě vytrvalou banku semen. Dále je nutné zohlednit, že je půdní semenná banka značně heterogenní, a to jak v počtu životaschopných semen, tak i v počtu druhů.

V této diplomové práci byla v ex-situ podmínkách zkoumána půdní semenná banka ze zaniklého rašeliniště, které se nachází u Příbrazského rybníka na jihu Čech. Předmětem výzkumu bylo zejména druhové složení rostlin vyrostlých z půdní semenné banky, která byla odebrána na různých místech lokality a v různých hloubkách půdního horizontu.

Ze zkoumané půdní semenné banky zaniklého rašeliniště vyrostlo 54 druhů rostlin, z toho 13 z nich je na území České republiky vyhodnoceno jako druhy ohrožené nebo vzácné, z čehož vyplývá, že půdní semenná banka je schopna zvýšit druhovou bohatost dané lokality.

Při zkoumání druhového složení semen půdní banky odebrané v různých hloubkách půdního horizontu vyšlo najevo, že počty jedinců i druhů schopných vyklíčit z půdní semenné banky postupně klesají od doby zániku rašeliniště, tudíž je (pro případnou obnovu tohoto biotopu) vhodnější použít ne příliš starou půdní semennou banku uloženou ve vrchní vrstvě půdního horizontu.

Dále bylo zjištěno, že druhové složení půdní semenné banky je na různých místech lokality odlišné, což naznačuje, že je vhodné obnovit zaniklý biotop na takovém místě, jehož půdní semenná banka obsahuje cílové druhy rostlin.

Klíčová slova: Obnova druhového složení, ohrožené druhy rostlin, půdní semenná banka, zaniklé rašeliniště, heterogenita půdní semenné banky, druhová bohatost.

Abstract

As a result of the increasing demands of human society, natural habitats are being used, disturbed and destroyed. Human activities also significantly affect peatland habitats, which leads to their loss, as a result of which these habitats are endangered in many European countries, including the Czech Republic. The loss of peatlands is evident both locally and globally, so in recent decades increasing efforts to restore these habitats. The soil seed bank, which was produced before their disturbance, can be used to restore the species composition of degraded habitats. However, in this way it is possible to restore only those plant species that produce a persistent seed bank in the soil. Furthermore, it is necessary to realize that the soil seed bank is very heterogeneous, both in the number of viable seeds and the number of species.

In this diploma thesis, the soil seed bank from extinct peatland habitat, which is located by the Příbrazský pond in southern Bohemia, was examined in ex-situ conditions. The subject of the research was mainly the species composition of plants grown from the soil seed bank, which was taken at different places in the locality and at different depths of the soil horizon.

From the examined soil seed bank of the extinct peatland habitat, 54 species of plants grew, thereof 13 of them are evaluated as endangered or near threatened in the Czech Republic, which means that the soil seed bank is able to increase the species richness of the locality.

Examining the soil composition of the soil bank, which was taken at different depths of the soil horizon, it turned out that the numbers of individuals and species able to germinate from the soil seed bank gradually decrease since the extinction of the peatland habitat, so it is more advisable to use a not too old soil seed bank in the upper layer of the soil horizon.

Furthermore, it was found that the species composition of the soil seed bank is dissimilar in different places of the site, which suggests that it is advisable to restore the extinct habitat at a place whose soil seed bank contains the target plant species.

Keywords: Restoration of species composition, endangered species of plants, soil seed bank, degraded peatland, heterogeneity of soil seed bank, species richness.

Poděkování

Zde bych chtěla poděkovat vedoucímu své diplomové práce doc. RNDr. Josefovi Navrátilovi, Ph.D. a konzultantce Mgr. Janě Navrátilové, Ph.D. za vstřícné jednání, cenné rady, za veškerou pomoc při zpracovávání této práce a dále také za zajištění prostor pro vykonávání pěstebního experimentu v areálu Botanického ústavu AV ČR, v.v.i. v Třeboni.

Obsah

Úvod.....	8
1 Literární rešerše.....	9
1.1 Definice rašeliniště	9
1.2 Přehled rašelinných biotopů na území České republiky	10
1.3 Využití rašelinišť v Evropě	10
1.4 Mizení rašelinišť a důvody jejich ohrožení	11
1.4.1 Změny hydrologického režimu	12
1.4.2 Těžba rašeliny	13
1.4.3 Další důvody ohrožení rašelinišť	14
1.5 Ohrožení a stav rašelinišť na území České republiky	16
1.6 Obnova rašelinišť	17
1.6.1 Obnova odvodněných rašelinišť	18
1.6.2 Obnova těžných rašelinišť	19
1.6.3 Obnova slatinných a rašelinných luk	22
1.7 Obnova degradovaných biotopů pomocí půdní semenné banky	24
1.7.1 Životaschopnost semen v půdní bance.....	26
1.7.2 Význam výšky hladiny vody na klíčení semen z půdní banky	26
2 Cíle práce	28
3 Metodika	29
3.1 Získání půdní semenné banky	29
3.2 Experiment	31
3.3 Historické zápisy vegetace	32
3.4 Analýzy dat.....	34
4 Výsledky	36
4.1 Odlišnost odběrů mezi třemi místy bývalého rašeliniště.....	36
4.2 Vliv hloubky odběru na vypěstované druhy.....	37
4.3 Odlišnost odběrů mezi místy s různou rašeliništní vegetací	38
4.4 Porovnání vzešlých druhů z půdní semenné banky s předchozím stavem rašelinné vegetace	40
5 Diskuse.....	45
5.1 Obnova rašeliniště pomocí půdní semenné banky	45
5.2 Obnova populací ohrožených druhů rostlin	48

Závěr	53
Seznam použité literatury.....	55
Seznam obrázků	64
Seznam tabulek	65

Úvod

Od druhé poloviny minulého století dochází ke značnému úbytku biotopů rašelinišť, a to zejména vlivem lidské činnosti, která ovlivňuje tyto biotopy přímým (např. těžbou rašeliny) i nepřímým způsobem (např. v důsledku změn v obhospodařování krajiny). Avšak, úbytek těchto biotopů se projevuje v lokálním i globálním měřítku a přímo působí i na lidskou společnost, tudíž v posledních desetiletích vzrůstají snahy o obnovu rašelinišť i jiných degradovaných mokřadních biotopů.

Pro obnovu druhového složení degradovaných biotopů lze za určitých podmínek využít půdní banku semen, která se nachází v místech existence biotopu, jelikož semena některých druhů rostlin si za určitých okolností dokáží v půdě uchovat svou klíčivost po velmi dlouhou dobu. Při poskytnutí optimálních podmínek může dojít k vyklíčení těchto semen a díky tomu mohou být z půdní semenné banky získány druhy, jež se na lokalitě již nenachází (např. kvůli narušení dané lokality), přičemž se může mnohdy jednat i o druhy, které již nejsou na našem území hojně rozšířené nebo některé z nich dokonce mohou být klasifikovány jako ohrožené a vzácné. Nicméně, pro získání méně běžných, ohrožených a vzácných druhů, je potřeba nejdříve zjistit, zda vůbec a v jakém množství jsou v dané půdní semenné bance zastoupeny, jelikož půdní semenná banka je značně heterogenní, a to jak v počtu životaschopných semen, tak i v počtu druhů, a to nejen v rámci půdního horizontu, ale i v rozmezí dané lokality.

Tato diplomová práce bude v *ex-situ* podmínkách zkoumat půdní semennou banku zaniklého rašeliniště u Příbrazského rybníka. Předmětem výzkumu bude především druhové složení rostlin půdní semenné banky, jež bude odebrána na různých místech lokality a v různých hloubkách půdního horizontu.

Pěstební experiment bude uskutečněn ve spolupráci se Sbírkou vodních a mokřadních rostlin Botanického ústavu Akademie věd České republiky, v.v.i. v Třeboni. Tento experiment se bude zaměřovat na možné rozdíly ve složení druhů vyšších rostlin, jež budou vypěstovány z půdní semenné banky v rámci různých odběrů získaných na lokalitě zaniklého rašeliniště.

1 Literární rešerše

1.1 Definice rašeliniště

Termínem rašeliniště je označován typ mokřadního biotopu, ve kterém přirozeně dochází k hromadění rašeliny (Joosten et al., 2017). Pro označení mokřadního biotopu za rašeliniště je důležitým znakem mocnost vrstvy rašeliny, která musí dosahovat určité hodnoty. Tato hodnota je v různých zemích odlišná, přičemž v České republice je za rašeliniště považován takový mokřadní biotop, jehož vrstva rašeliny má mocnost více než půl metru (Bufková a Kučerová, 2017).

Rašeliniště se dělí na dva základní typy, a to na minerotrofní rašeliniště (patří sem především slatiniště) a ombrotrofní rašeliniště (u nás se pro ně užívá název vrchoviště). Minerotrofní rašeliniště se vyznačují tím, že jsou zásobovaná podzemní vodou bohatou na minerály nebo na některých lokalitách i povrchovou vodou. Pro vrchoviště je charakteristické, že vznikají až na hluboké vrstvě rašeliny, tudíž má podzemní voda minimální, či žádný vliv na vegetaci na povrchu rašeliniště. Hlavním zdrojem vody jsou srážky, proto se vrchoviště vyskytují především ve srážkově bohatých oblastech. Na našem území tedy vznikají zejména na horách (Bufková a Kučerová, 2017; Rybníček et al., 2017).

Podle Navrátilové et al. (2019) zauímají rašeliniště na našem území přibližně plochu o velikosti 43 801,75 ha, přičemž na rozšíření těchto biotopů mají velký význam organické půdy, které jsou u nás nerovnoměrně rozmístěné. Rybníček et al. (2017) dodávají, že jsou rašeliniště nejvíce rozšířena v horských oblastech až do 1200 m n. m. a v Třeboňské pánvi. Nejrozlehlejšími typy rašelinišť u nás jsou podmáčené a rašelinné smrčiny, rašelinné bory a vrchoviště. Prach et al. (2009) se domnívají, že se v České republice nachází rašelinišť málo a jedná se o reliktní lokality z období pozdního glaciálu nebo časného holocénu. I přesto, že zde rašeliniště nejsou hojně rozšířena, tak mají výrazný vliv na klima okolní krajiny, které je v důsledku evapotranspirace stabilizovanější (Bufková a Kučerová, 2017). V současnosti jsou rašeliniště i slatiniště v krajině fragmentovaná (Chytil a Turoňová, 2017), avšak i zbylé lokality jsou podle Navrátilové et al. (2006) velmi významné z hlediska biodiverzity, jelikož v zemědělské krajině často slouží jako útočiště pro ohrožené druhy rostlin i živočichů.

1.2 Přehled rašelinných biotopů na území České republiky

Následující přehled byl vypracován podle publikace *Katalog biotopů České republiky* (Chytrý et al., 2010). Biotopy jsou zde definované na základě rostlinných společenstev a abiotických podmínek prostředí, přičemž jsou členěné na devět formačních skupin, které jsou označeny písmeny a dále děleny na základní jednotky klasifikace biotopů (ve dvou hierarchických úrovních), jež jsou značené čísly a písmenem dle příslušné formační skupiny (Chytrý, 2010):

R Prameniště a rašeliniště

R1 Prameniště

- R1.1 Luční pěnovcová prameniště
- R1.2 Luční prameniště bez tvorby pěnovců
- R1.3 Lesní pěnovcová prameniště
- R1.4 Lesní prameniště bez tvorby pěnovců
- R1.5 Subalpínská prameniště

R2 Slatinná a přechodová rašeliniště

- R2.1 Vápnitá slatiniště
- R2.2 Nevápnitá mechová slatiniště
- R2.3 Přechodová rašeliniště
- R2.4 Zrašeliněné půdy s hrotnosemenkou bílou (*Rhynchospora alba*)

R3 Vrchoviště

- R3.1 Otevřená vrchoviště
- R3.2 Vrchoviště s klečí (*Pinus mugo*)
- R3.3 Vrchovištní šlenky
- R3.4 Degradovaná vrchoviště

1.3 Využití rašelinišť v Evropě

Rašeliniště od pradávna lidem sloužila ke sběru potravy (např. bobulovin jako borůvky, klikvy atd., ale též pro lov zvěře a ryb). Posléze docházelo také k vysoušení rašelinišť, aby byla získána půda k intenzivnímu zemědělskému obhospodařování, či v menším měřítku také kvůli potlačování parazitických chorob vázaných na vodní prostředí. Plocha samotných rašelinišť může být dále také využita k rybochovným účelům (z rašeliniště se vytvoří rybník), nebo pro zástavbu (Joosten a Tanneberger, 2017).

Z hlediska využívání rašelinišť je nejvýznamnější činností těžba rašeliny. Rašelina se těží jako surový materiál, který má široké využití, a to jako např. podestýlka v drůbežárnách, nebo v letech 1950–1980 jako organické hnojivo v zemědělství (Joosten a Clarke, 2002). Avšak v současnosti je vytěžená rašelina nejvíce využívána pro výrobu energie a zahradnických substrátů, přičemž rašeliny jakožto pěstebního substrátu se začalo hojně využívat v západní a střední Evropě zhruba před 30 lety (Joosten a Tanneberger, 2017).

Co se týká České republiky, tak první písemné zmínky o těžbě rašeliny pochází z počátku 18. století z oblasti Třeboňské pánve. Na celém našem území byla rašelina od počátku 19. století ručně těžena především pro zemědělské, zahrádkářské účely a v některých oblastech i pro balneoterapie, při nichž je rašelina použita pro léčebné a kosmetické účely. Pro průmyslové účely byla rašelina využívána od poloviny 19. století, zatímco nyní se rašelina pro průmysl těží na 7 rašeliništích (Rybníček et al., 2017) o celkové rozloze 194 ha, a to především na západu a jihu Čech (Bufková a Kučerová, 2017). Na dalších 10 rašeliništích v menším měřítku probíhá těžba rašeliny pro balneologické účely, přičemž takovouto těžbu upravuje zákon č. 164/2001 Sb. (lázeňský zákon). Takto vytěžená rašelina je posléze využívána pro balneoterapie v lázních např. v Bechyni, Vráži, Třeboni a Františkových Lázních (Rybníček et al., 2017).

Mimo rašeliny lidé využívají z přirozených rašelinišť také léčivé rostliny či rostliny (např. rákos, ostrice, dřeviny), které slouží pro výrobu doškových střeš, rohoží, izolace a stavebního materiálu, jako topivo, nebo také mohou být spalovány za účelem výroby energie (Januš a Čížková, 2017; Joosten a Tanneberger, 2017).

1.4 Mizení rašelinišť a důvody jejich ohrožení

Ve střední a západní Evropě byla rašeliniště ovlivňována aktivitami lidí již po několik staletí, avšak ve 20. století se míra a rozsah těchto aktivit silně zvýšil (Tanneberger et al., 2017). Vlivem vysokého populačního tlaku a vhodného klimatu pro zemědělství došlo v Evropě k výraznému úbytku mokřadů. Přibližně polovina území rašelinišť Evropy je narušena. V současnosti dochází k nadměrnému využívání rašelinišť, které vede k jejich nenávratnému zničení. Za hlavní důvod úbytku mokřadních ekosystémů lze stále považovat zemědělství, a také moderní těžbu rašeliny, která ničí i okolní ekosystémy (Joosten a Tanneberger, 2017).

1.4.1 Změny hydrologického režimu

Změny vodního režimu krajiny jsou způsobovány odvodňováním, čerpáním podzemních vod, zrychleným odtokem vody z krajiny a klimatickými změnami, které způsobují v některých oblastech sucho a nedostatek srážek (Hájek, 2020). Avšak rašeliniště nejvíce byla (a stále jsou) negativně zasažena odvodněním, které tak patří mezi hlavní přímé důvody ohrožení většiny rašelinišť Evropy. V důsledku intenzifikace zemědělství dochází ke značnému úbytku mokřadních biotopů, čímž je ohrožena jejich biologická rozmanitost (Alderton et al., 2017). Vysoušení rašelinišť je praktikováno především pro získávání půdy k intenzivnímu zemědělskému obhospodařování, ale v některých státech Evropy také kvůli zabránění šíření nemocí (např. ve Španělsku a Bulharsku) (Joosten a Tanneberger, 2017). V současnosti je přibližně 14 % evropských rašelinišť využíváno pro zemědělské účely (jako louky a pastviny), přičemž v České republice a na Slovensku je to kolem 30 % ploch rašelinišť a např. v Maďarsku dokonce 98 %. Nicméně, plochy zemědělsky využívaných rašelinišť od počátku nového tisíciletí postupně klesají, a to z ekonomických důvodů a z důvodů zvyšování ochrany přírody (Joosten a Clarke, 2002).

Méně často také dochází k opačné situaci ve změně hydrologického režimu rašelinišť, a to například v souvislosti s budováním přehrad, které vede k trvalému zvýšení hladiny vody na těchto biotopech (Van Diggelen et al., 2006). S vybudováním vodní nádrže může buď dojít ke zvýšení vodní hladiny na rašeliništích v okolí této nádrže (Navrátilová et al., 2017), nebo může být rašeliniště přímo přeměněno na vodní nádrž. Podle Rybníčka et al. (2017) byla na našem území takto přeměněna některá rašeliniště například v souvislosti s výstavbou Lipenské nádrže, nebo dále také rybníků (např. Horusický, Rožmberk), k čemuž docházelo již ve středověku.

Na našem území bylo vysoušení mokřadních biotopů uskutečňováno ve dvou obdobích. První období odvodňování mokřadů probíhalo v 18. a 19. století, přičemž odvodňovací kanály nebyly příliš hluboké a časem došlo k jejich zazemnění, a tím také k narušení jejich funkčnosti (Bufková a Kučerová, 2017). V oblasti Třeboňské pánve bylo drenážní potrubí k odvodňování mokřadů použito již v roce 1847. Na konci 19. století již bylo běžné přeměňovat rašeliniště na obhospodařované plochy, jakými jsou louky, pastviny, orné půdy a lesy (Rybníček et al., 2017). Avšak rašeliniště nebyla odvodňována pouze pro získání nových zemědělských ploch, ale také pro následnou

těžbu rašeliny a zvýšení produkce dřeva v podmáčených lesích. Druhé období odvodňování probíhalo především v 70. a 80. letech 20. století v důsledku zemědělské intenzifikace, kdy byly vytvářeny velmi hluboké odvodňovací kanály (Bufková a Kučerová, 2017). Vlivem povrchového a trubního odvodnění zemědělské krajiny byla poškozena téměř všechna slatiniště, která se na takto odvodněných půdách nacházela (Rybníček et al., 2017). Odvodňování bylo prováděno i v lesích, čímž mnohdy byla silně odvodněna i některá rašeliniště vysoko v horách (Bufková a Kučerová, 2017).

Van Diggelen et al. (2006) se domnívají, že jsou i dnes slatiniště ohrožena snižováním hladiny podzemní vody v důsledku toho, že dochází k odběrům podzemní vody a odvodňování okolních ploch pro zemědělské účely, přestože jsou tyto činnosti prováděné ve značné vzdálenosti od slatiniště. I Bufková s Kučerovou (2017) se obávají, že by v současnosti mohla být ohrožena některá rašeliniště v okolí Borkovických blat v souvislosti s čerpáním hlubokých artézských vod, které by mohlo zapříčinit snížení vydatnosti minerálních pramenů, jež jsou zásadní pro fungování těchto rašelinišť.

1.4.2 Těžba rašeliny

Těžba rašeliny je po intenzifikaci zemědělství druhým hlavním důvodem úbytku a mizení rašelinišť v Evropě. Těžba rašeliny ohrožuje zejména rašeliniště v Dánsku, Bělorusku, Španělsku a Maďarsku. Naproti tomu Švýcarsko je jedinou zemí v Evropě, která zastavila těžbu rašeliny. Hlavním spotřebitelem rašeliny jsou profesionální zahradníci, přičemž oblíbenost rašeliny je dána jejími vlastnostmi, jelikož dokáže zadržet velké množství vody, je vzdušná a pojme velké množství živin v snadno přístupné formě pro rostliny. Avšak hojné využívání rašeliny, jakožto zahradnického substrátu, bude nejspíše probíhat i nadále, protože zatím neexistuje žádná dost uspokojivá alternativa, která by rašelinu pro tyto účely nahradila (Joosten a Tanneberger, 2017). Nicméně, v posledních letech probíhá pěstování rašeliníku se záměrem udržitelné produkce biomasy rašeliníku, která by snížila tlak na těžbu rašeliny z přírodních biotopů, jelikož by pěstovaný rašeliník mohl nahradit ten těžný, jež se používá především pro zahradnické účely (Pouliot et al., 2015). Substráty z rašeliny se využívají hlavně pro pěstování rostlin ve sklenících i pro pěstování mladých a záhonových rostlin. V Evropě je přibližně 90 % všech zahradnických

substrátů založeno na rašelině. V rámci Evropy se rašelina pro zahradnické účely dováží např. do Španělska, Belgie a Francie, zatímco stoupá vývoz vytěžené rašeliny z pobaltských států. Na americkém kontinentu je rašelina z Kanady dovážena do Spojených států, kde je využívána pro substráty na pěstování jedlých hub (např. hlív a žampionů). Mimo zahradnické substráty je rašelina těžena také pro energetické účely, a to především ve Švédsku, Finsku, Irsku, pobaltských státech, Rusku, ale i v některých zemích Asie (Joosten a Clarke, 2002).

1.4.3 Další důvody ohrožení rašelinišť

V mnoha oblastech nebyla rašeliniště přímo ovlivněna lidskou činností, a to v důsledku jejich obtížné přístupnosti. Nicméně, biotopy jsou lidskou činností ovlivňovány i nepřímo (Joosten a Tanneberger, 2017). Mimo výše zmíněné hlavní důvody jsou rašeliniště ohrožena také řadou dalších příčin, mezi které lze zařadit: sukcesi, eutrofizaci krajiny, zakládání pastvin, fragmentaci krajiny a invazní druhy.

Sukcese ohrožuje rašeliniště tím způsobem, že během ní dochází ke snižování druhové bohatosti, a zároveň k vývoji vysoce produktivních porostů (Jensen, 1998). Podle Bufkové a Kučerové (2017) se během sukcese mění vegetace rašeliniště, přičemž se více rozšiřují rychleji rostoucí druhy rostlin, jimž se daří na místech s nižší hladinou podzemní vody, a to na úkor původních druhů rostlin, jež jsou často pomalu rostoucí, světlomilné a uzpůsobené na vysokou hladinu podzemní vody (např. rosnatky, některé druhy rašelínků a ostríc). Během sukcese se navíc na odvodněných rašeliništích mohou začít snadněji rozvíjet semenáčky dřevin, které svým růstem způsobují další snižování hladiny podzemní vody, a dále také zastíňují druhy rostlin mechového a bylinného patra. Hájek (2020) dodává, že takovéto změny ve složení vegetace způsobené rozvojem dřevin mají posléze za následek zmenšování rozlohy otevřených ploch, zastínění a fragmentaci biotopu, což pokračuje úbytkem druhů rostlin a živočichů vázaných na tyto biotopy. Bufková a Kučerová (2017) se dále domnívají, že k sukcesi dochází především na odvodněných rašeliništích, přičemž ke změnám ve složení vegetace (hlavně na minerotrofních rašeliništích), může dojít také v souvislosti se změnou v obhospodařování, která často vede k nedostatečné péči o tyto biotopy, kdy podle Jensena (1998) sukcesi značně urychluje především opuštění od seče.

Dále má na rašeliniště negativní vliv eutrofizace krajiny. Eutrofizace ohrožuje zejména například biotopy pramenišť, kdy vlivem splachu z okolních hnojených pozemků, pastvin a usedlostí dochází k obohacování živinami a ke změnám ve složení vegetace (Hájek, 2020). Změny ve složení vegetace posléze spočívají v hojném rozšíření běžných druhů mokřadních travin s vyšší konkurenceschopností (rod třtina, bezkoleneček modrý) a dále také k rozšiřování vysokých ostřic a širokolistých bylin (Bufková a Kučerová, 2017), které brání klíčení a růstu druhů s menší konkurenceschopností (Blomqvist et al., 2003). Eutrofizace krajiny tedy značně ztěžuje obnovu oligotrofních společenstev rostlin (Klimkowska et al., 2007).

Nepřímo jsou rašeliniště také ohrožována zakládáním pastvin pro dobytek na okrajích těchto mokřadních biotopů, přičemž problém nastává především na svazích, kde může docházet k erozi. Nicméně, pastviny mohou být zakládány i přímo na plochách rašelinišť, a to jejich vypalováním, které se dělá z toho důvodu, že takto nově založený porost dobytka více chutná. Nadměrnou pastvou jsou značně ohrožena například rašeliniště ve Španělsku, Švýcarsku a Itálii (Joosten a Tanneberger, 2017). Požáry na rašeliništích mohou vznikat také přirozeně, a to samovznícením rašeliny, ke kterému vlivem klimatických změn dochází v posledních letech častěji (Fesyuk et al., 2020).

Podle Tanneberger et al. (2017) jsou rašeliniště dále ohrožována fragmentací vlivem výstavby infrastruktury (např. pro větrné elektrárny), nepřímo také znečištěním vod a ovzduší, používáním pesticidů a v některých zemích (Rumunsko, Srbsko) také invazními druhy rostlin. Co se týká invazních druhů rostlin, tak podle Chytrého et al. (2005) tyto druhy sice neohrožují biotopy rašelinišť v České republice, ale například u mokřadních biotopů s vysokobylinnou vegetací již dochází k jejich rozšiřování, avšak jedná se jen o malý počet druhů, který dokáže tyto plochy značně pokrývat.

V současnosti je určitou hrozbou pro rašeliniště také změna klimatu, která ovlivňuje tyto biotopy přímo změnou teploty a srážkového úhrnu a nepřímo změnami v zemědělských praktikách (Tanneberger et al., 2017). Předpovědi naznačují, že i nadále bude probíhat zvyšování teploty vzduchu. Např. v severní Kanadě by se průměrná roční teplota vzduchu mohla do konce tohoto století zvýšit až o 3–5 °C, čímž by došlo k vážné degradaci trvale zamrzlých rašelinišť v subarktických a boreálních oblastech a k vysychání rašelinišť v jižní části boreální oblasti. Tyto změny by posléze měly za následek to, že by se z těchto ploch začalo uvolňovat do

atmosféry velké množství uhlíku (ve formě oxidu uhličitého a metanu), což by mohlo ještě více urychlovat oteplování klimatu (Tarnocai, 2009).

1.5 Ohrožení a stav rašelinišť na území České republiky

Při hodnocení rizika zániku biotopů bylo v rámci vypracování Červeného seznamu biotopů České republiky zjištěno, že ze 157 biotopů zanikly 2 biotopy a dalších 79 bylo zařazeno do kategorií obecného ohrožení, které jsou sestaveny z kriticky ohrožených, ohrožených a zranitelných biotopů. Z tohoto hodnocení dále vyšlo najevo, že největší riziko zániku hrozí především biotopům ze skupiny biotopů pramenišť a rašelinišť a skupiny biotopů mokřadní a pobřežní vegetace, jelikož nejvíce biotopů v kategoriích kriticky ohrožené a ohrožené bylo zařazeno právě do těchto skupin, což je podobné i trendu na celoevropské úrovni (Chytrý et al., 2020). Na území České republiky podle Rybníčka et al. (2017) ubylo od roku 1800 odhadem 30 km² rašelinišť. Hájek (2020) se domnívá, že většina biotopů rašelinišť přišla o značnou část své rozlohy, avšak nejhůře na tom jsou kriticky ohrožené biotopy vápnitá slatiniště a nevápnitá mechová slatiniště, jejichž rozloha se snížila od 18. století o více než 90 % a za posledních 50 let o více než 80 % původní rozlohy.

Z předchozího odstavce lze vyčíst, že rašeliniště patří k ohroženým biotopům, přičemž na našem území byla lidskou činností nejvíce negativně ovlivněna především slatiniště (a to hlavně vápnitá a na minerály bohatá slatiniště) v nížinách (Bufková a Kučerová, 2017). Např. za posledních 50 let došlo u slatinišť v Třeboňské pánvi ke změně druhového složení, jejímž následkem byl původní heterogenní soubor slatinné vegetace nahrazen homogenním a druhově chudším souborem produktivních zaplavených slatinišť. K degradaci slatinišť dochází vlivem eutrofizace, změn hydrologického režimu a opuštěním od tradičního obhospodařování (Navrátilová et al., 2017). Značná část slatinišť zanikla v důsledku přeměny na zemědělskou půdu. Vedle toho byla mnohá rašeliniště značně poškozena těžbou rašeliny (Bufková a Kučerová, 2017).

Naopak nejméně ovlivněna byla horská a podhorská rašeliniště, která lidé začali využívat teprve celkem nedávno (Bufková a Kučerová, 2017). Ačkoliv byla vrchoviště nejméně ovlivněna lidskou činností, tak i přesto jsou ovlivňována nepřímým způsobem, a to změnou chemismu srážek (vlivem dusíku, síranů a těžkých kovů v atmosféře) a snižováním úhrnu srážek, které je zásobují vodou (Hájek, 2020).

Nicméně se zdá, že pokud nedošlo ke změně vodního režimu, tak je vegetace na vrchovištích poměrně odolná vůči nepřímému působení negativních vlivů, ale pouze po určité krátké období, jelikož v dlouhodobém horizontu vlivem tohoto působení dochází k výrazné změně druhové skladby těchto biotopů (Hájková et al., 2011).

Přechodová rašeliniště ohrožují podobné příčiny jako slatiniště, avšak oproti nim jsou méně ohrožená (Hájek a Rybníček, 2010). Hájek (2020) dodává, že přechodová rašeliniště, která se nacházejí v okolí rybníků a tůní, ubývají vlivem nešetrných forem odbahňování nebo vyhrnováním pobřežní zóny.

1.6 Obnova rašelinišť

Snahy o obnovení mokřadů a vodních toků se stávají častějšími, jelikož jsou čím dál tím více patrné důsledky narušených ekosystémů, které lze zaznamenat konkrétně v poklesu biodiverzity, změnách ve vodním režimu krajiny a koloběhu živin, ale také v nárůstu povodní, které mají přímý dopad na lidskou společnost (Just et al., 2012). Nicméně, snahy o obnovení narušených rašelinišť začaly být v Evropě (s výjimkou České republiky) praktikovány mnohem později oproti obnovám vodních toků nebo jiných mokřadních biotopů. Ojedinelé případy zabývající se obnovami rašelinišť probíhaly již od 50. let 20. století, ale větší pozornost je obnovám těchto biotopů věnována až během posledních 30 let, přičemž obnovy rašelinišť neprobíhají pouze v evropských státech, ale rovněž také v Severní Americe, Asii a Indonésii. Oproti vývoji obnov ve světě, byly na našem území rašeliniště obnovována mezi prvními v rámci mokřadních biotopů. Počátky revitalizace rašelinišť byly založeny na podpoře zadržení vody na těchto biotopech a proběhly již začátkem 90. let, a to konkrétně v Krušných horách a na Šumavě. Avšak, ve větším množství se obnovy rašelinišť v České republice začaly provádět až po roce 2000 (Eiseltová a Bufková, 2017).

Postupy pro obnovu rašelinišť se vybírají dle výchozích podmínek, typu rašeliniště a jeho zasazení v krajině (Eiseltová a Bufková, 2017). Proto je obnova rašelinišť rozdělena do následujících kapitol, které se zvlášť zabývají obnovou odvodněných rašelinišť, těžných rašelinišť a obnovou rašelinných a slatinných luk.

1.6.1 Obnova odvodněných rašelinišť

Podle Mitsche a Gosselinga (2000) je pro obnovu mokřadních ekosystémů nezbytné v první řadě obnovit hydrologický režim (pokud byl narušen nebo pozměněn) a až poté může dojít k úspěšné obnově původních společenstev rostlin. Just et al. (2012) také dodávají, že pro obnovu rašelinišť je zásadní obnovit vhodný vodní režim, jelikož je podstatný pro existenci těchto biotopů a je také zásadní pro opětovné zahájení rašelinotvorného procesu a obnovu ekologických funkcí a struktur těchto biotopů.

Eiseltová a Bufková (2017) se domnívají, že je nutné obnovit nejen původní hydrologický režim, ale též obstarat správnou kombinaci abiotických podmínek a rašelinotvorné vegetace, aby byla zajištěna tvorba rašeliny neboli převaha hromadění organické hmoty na rozdíl od jejího rozkladu. Nicméně, u silně degradovaných rašelinišť je mnohdy velmi obtížné obnovit přirozený vodní režim, který je pro obnovu těchto biotopů klíčovou záležitostí. Podle Vasandera et al. (2003) také platí, že čím déle bylo rašeliniště odvodněno, tím obtížnější je navrátit dané stanoviště do původního stavu. Odvodnění rašelinišť totiž způsobuje snížení vrstvy rašeliny, což je nejvýraznější především v blízkosti odvodňovacích příkopů, tudíž voda dále může proudit podél nich, nebo se hromadit v zasypaných příkopech, místo toho, aby rovnoměrně tekla po rašeliništi. Výsledkem je poté často mozaika sušších a vlhčích míst, která jsou svými vlhkostními podmínkami značně odlišná od nedotčených rašelinišť.

Pro revitalizaci rašelinišť, degradovaných v důsledku odvodnění, je důležité: zvýšit hladinu podzemní vody na požadovanou úroveň, obnovit přirozené odtokové poměry a zadržet dostatek vody v systému v období sucha (Just et al., 2012). Revitalizace těchto rašelinišť tedy spočívá nejprve v zablokování odvodňovacích kanálů hrázemi (např. ze dřeva, ale i rašeliny) a jejich následném zasypání přírodním materiálem (např. rašelinou), čímž jsou hráze uchráněny před působením velkého tlaku vodního sloupce, jelikož daný materiál snižuje objem zadržované vody v kanálu. Dále je také důležité podpořit a obnovit přirozený pohyb vody (např. tím, že bude povrchový odtok nasměrován do plochy dle sklonu a mikroreliefu) (Eiseltová a Bufková, 2017). U vrchovišť jsou často revitalizační opatření prováděna pouze v určitém časovém období (1–2 roky), popřípadě jsou provedena jednorázově, přičemž cílem těchto opatření je vrátit podmínky na daném stanovišti do přirozeného stavu.

Jakmile je tohoto dosaženo, tak se již předpokládá samovolný vývoj biotopu, a tím i vývoj rašelinoformné vegetace (Bufková a Stíbal, 2012).

Podle Tanneberger et al. (2017) bylo v Evropě odvodněno přibližně 30 milionů ha rašelinišť, zatímco k obnovení vodního režimu již došlo na 200 000 ha těchto biotopů, z čehož vyplývá, že bylo takto obnoveno méně než procento odvodněných rašelinišť. Eiseltová a Bufková (2017) se domnívají, že v České republice bylo revitalizováno odhadem 1200 ha odvodněných rašelinišť (např. v Krkonoších, Krušných horách a na Šumavě), přičemž jednodušeji se podle výše zmíněného postupu revitalizují plochá rašeliniště v nížinách než ta na svazích, jež jsou běžnější v horách. V případě svažitéch rašelinišť pak musí být hráze budované v menším rozestupu, aby došlo ke zvýšení vodní hladiny v celé délce kanálu a nikoli jen těsně za hrází. Kvůli zvýšenému tlaku vody vlivem terénu je posléze nutné zvolit hráze z pevnějšího materiálu (např. dřeva). Bufková a Stíbal (2012) dodávají, že pomocí hrází, může být při obnově hydrologického režimu na odvodněných svažitéch rašeliništích využito konceptu cílové hladiny vody, což bylo využito např. při revitalizaci rašelinišť na Šumavě. Koncept cílové hladiny je založen na tom, že je s pomocí provedených opatření (např. hrázemi apod.) dosaženo určité úrovně podzemní vody, která odpovídá úrovni podzemní vody daného typu rašeliniště v nenarušeném stavu, což je podle Eiseltové a Bufkové (2017) např. pro vrchoviště 5–10 cm a pro podmáčené smrčiny 25–40 cm pod povrchem.

1.6.2 Obnova těžných rašelinišť

Rašelinu lze těžit ručně borkováním (na našem území naposledy praktikováno před 50 lety), průmyslovým způsobem na velkých plochách (u nás tzv. frézováním) a na malých plochách (tzv. mokrou těžbou) hlavně pro využití rašeliny v lázeňství. Plochy po ruční a mokré těžbě by měly dobře obrůstat vegetací, jelikož při těchto způsobech těžby rašeliny není výrazně ovlivněna výška hladiny vody a nedochází k vytěžení celého ložiska, tudíž se v blízkém okolí nachází rašelinná vegetace, která posléze může vytěžené plochy kolonizovat. Z uvedeného tedy vyplývá, že by se takto narušené rašeliniště dalo levně a úspěšně obnovit pomocí metody spontánní sukcese (Prach et al., 2009). Avšak, aby mohla být rostlinná společenstva na dané lokalitě úspěšně obnovena, tak se Garbutt a Wolters (2008) domnívají, že je k tomuto nutná dostupnost cílových druhů a takové podmínky prostředí, které budou těmto druhům

umožňovat klíčení a růst. Morimoto et al. (2017) zjistili, že přirozená sukcese je spolehlivou možností obnovy mokřadních ekosystémů, ovšem za předpokladu delšího časového období a přítomnosti cílových společenstev rostlin v blízkém okolí obnovovaného místa. Zároveň tito autoři dodávají, že se rašeliniště v rámci experimentu metodou přirozené sukcese obnovit nepodařilo, a to nejspíše v důsledku nevhodných abiotických podmínek a zdroje vody.

Rašeliniště po ruční a mokré těžbě mají tedy vlivem menšího narušení blízkého okolí a hydrologického režimu lepší vyhlídky na úspěšnou obnovu pomocí metody spontánní sukcese. Nicméně, u průmyslově těžených rašelinišť se lokalita po těžbě nachází v úplně jiném stavu, než tomu je u předchozích způsobů těžby. Plochy takovýchto rašelinišť jsou z velké části zbaveny vegetačního pokryvu. V důsledku toho na plochách obnažené rašeliny panují extrémní mikroklimatické podmínky, a to velké teplotní rozdíly na povrchu a silné kolísání hladiny podzemní vody, což může vést k vysušení některých oblastí rašeliniště, a tím k omezení kolonizace takovýchto ploch rostlinami z okolí (Eiseltová a Bufková, 2017; Vasander et al., 2003). Na takovýchto rašeliništích po ukončení těžby posléze zůstanou pouze zbytkové vrstvy rašeliny (Eiseltová a Bufková, 2017), která je často tmavá, přesušená a špatně smáčivá. Na některých místech tedy může být spontánní sukcese velmi pomalá (i po 10 letech může povrch zůstat holý). Většinou však sukcese směřuje k březovo-borovému lesu a zhruba po 30 letech se zde uchycuje smrk, který může převládnout ve vyšších polohách a při vlhčích podmínkách, přičemž v podrostu se nacházejí převážně běžné lesní druhy rostlin. Na suchých místech s hladinou podzemní vody více než 30 cm zprvu ve vegetaci převládne třtina křovištní, která blokuje nálety dřevin a jejich uchycení. Na vlhčích místech se mohou rozrůstat mokřadní a rašelinné druhy. Na plochách s nízkou vrstvou zbytkové rašeliny či s minerálně bohatšími vodami převládají druhy pramenišť, podmáčených luk nebo přechodových rašelinišť, zatímco teprve na plochách s mocností zbytkové rašeliny okolo půl metru se více rozrůstají i druhy rostlin typické pro rašeliniště (Prach et al., 2009).

U obnovy průmyslově těžených rašelinišť je tedy nutné provést určitá revitalizační opatření, jelikož v tomto případě nelze spoléhat pouze na přirozenou sukcesi. Během obnov těchto rašelinišť se často vytváří různé mělké sníženiny, a také se odstraní nebo naruší vrchní část vrstvy rašeliny, aby se uchytily vnášené mechorosty a jiné rostliny (Eiseltová a Bufková, 2017). Typické rašeliništní druhy rostlin se obvykle obtížně šíří

na větší vzdálenost (Jensen, 1998), takže pokud byla původní vegetace těchto rostlin zničena, tak je potřeba podpořit rozšíření těchto druhů například výsevem, rozhozením sena se zralými semeny z blízkých mokřadních luk, nebo rozhozením rozlámaných stélek rašeliníku, jež jsou schopné regenerace ve vlhkém prostředí (Prach et al., 2009). Podpořit rozšíření rašelinistních druhů rostlin na obnovovaném rašelinisti lze i tím způsobem, že jsou živé rostliny získány stržením drnu (pro malé plochy, jako např. na našem území, se drn strhává ručně, zatímco v Severní Americe je drn stržen mechanizovaně, jelikož se obnovují velké plochy), a to nejlépe z nepoškozeného rašelinisti z blízkého okolí, přičemž rostliny jsou následně navrstveny na upravený povrch rašeliny. Poté je nutné takto rozprostřený rozmnožovací materiál rašelinné vegetace ochránit před rychlým vyschnutím vrstvou mulče (nejlépe senem z mokřých luk). Stejně jako u výše zmíněných odvodněných rašelinisti, tak i zde je nutné posléze zahrudit a následně zasypat odtokové kanály, aby bylo zamezeno rychlému odtoku vody a došlo ke zvýšení hladiny podzemní vody. Toto znovuzavodnění rašelinisti se provádí až na konci procesu obnovy, jelikož pro narušení krusty se používá technika, která by poté měla problém s přístupem na rašelinisti (Eiseltová a Bufková, 2017).

Podle Pracha et al. (2009) se výše popsaným způsobem běžně obnovují velké vytěžené plochy rašelinisti v Kanadě a Irsku. U nás takto proběhla revitalizace rašelinisti Soumarský Most v Národním parku Šumava. Obnova rašelinisti Soumarský Most tedy byla provedena na principu řízené sukcese, přičemž Horn a Bastl (2012) celý postup obnovy tohoto rašelinisti podrobně popisují a pro představu obnova proběhla následovně: V první řadě byly na plochách obnažené rašeliny vyhloubeny mělké sníženiny a následně byly dřevěnými hrázi zablokovány odvodňovací rýhy, aby došlo ke stabilizaci hydrologického režimu. Posléze byly zejména do sníženin reintrodukovány rašeliníky (jakožto klíčový prvek rašelinotvorné vegetace), dále došlo k pokrytí obnažené rašeliny mulčem z okolních rašelinisti, který mimo jiné poskytl vhodné cévnaté rostliny. Nakonec byl rozvoj vegetace podpořen také výsadbami ostřice zobánkaté a suchopýru úzkolistého. Na suchých místech bylo provedeno pokácení náletů dřevin, aby se omezily ztráty vody evapotranspirací.

1.6.3 Obnova slatinných a rašelinných luk

Ačkoliv jsou rašeliniště lidskými aktivitami většinou ovlivněna negativně, tak ke změnám v druhové diverzitě a abiotických podmínkách dochází na biotopech slatinišť (mimo jiné) také vlivem toho, že se na nich přestalo hospodařit. Podle Jensena (1998) změny způsobené touto příčinou nebývají tak vážné, tudíž lze lépe obnovit jejich původní stav, na rozdíl od změn (eutrofizace krajiny, mineralizace rašeliny, odvodnění) vyvolaných intenzifikací zemědělství, které často bývají nevratné.

Van Diggelen et al. (2006) se domnívají, že pro zachování a obnovu těchto biotopů je nutné:

- obnovit původní abiotické podmínky stanoviště,
- zajistit dostupnost rozmnožovacího materiálu cílových druhů,
- vytvořit a zachovat těmto druhům podmínky pro růst a zapojení do vegetace,
- zvolit vhodný management pro zachování těchto podmínek.

K těmto bodům je nutné zmínit práci Schrautzer et al. (1996), kteří dodávají, že je na těchto biotopech také potřeba zamezit činnostem, které způsobují zhutňování půdy (např. intenzivní pastva, válcování, těžká mechanizace), jelikož zhutnění půdy je důležitým faktorem, který ovlivňuje kolísání hladiny podzemní vody.

Obnova a údržba těchto luk se u nás provádí především v chráněných územích, zatímco v zemědělské krajině pouze ojediněle. Na větších plochách se obnova slatinných luk provádí např. v Polsku (Eiseltová a Buřková, 2017), přičemž Klimkowská et al. (2007) zjistili, že nejlepší metodou pro obnovu mokřých luk je kombinace postupů, která spočívá v odstranění vrchní vrstvy půdy, přenosu rozmnožovacího materiálu rostlin a znovuzavodnění stanoviště, které by podle Eiseltové a Buřkové (2017) ovšem nemělo zahrnovat jen obnovu hydrologického režimu, ale mělo by i zajistit kvalitní zdroje vody, což není jednoduché.

Pro zachování podmínek na obnovených slatinných loukách je nezbytné obnovené plochy dlouhodobě udržovat vhodným managementem (Eiseltová a Buřková, 2017; Klimkowska et al., 2010; Tanneberger et al., 2017), který je podobný tradičnímu obhospodařování těchto biotopů, zatímco cílem je snížit nadbytek živin a vytvořit mezery v porostu pro možnost zapojení konkurenčně slabších druhů, jelikož mezidruhová konkurence značně zpomaluje obnovení těchto cílových druhů (Van Diggelen et al., 2006). Jako vhodný management se jeví seč prováděná 2x ročně, a to kvůli snížení fytomasy a snížení zásob živin v půdě (Schrautzer et al., 1996),

přičemž Hájková et al. (2009) zjistili, že je tento způsob managementu také prospěšný pro zvýšení počtu druhů i četnosti druhů cévnatých rostlin i mechorostů, na rozdíl od pouhého odstraňování rostlinného opadu, které druhovou bohatost rostlin tolik příznivě neovlivnilo.

Předchozí odstavce se zabývaly spíše obnovou slatinných a rašelinných luk, které byly negativně zasaženy tím, že se na nich přestalo hospodařit. Nicméně, tyto louky byly často degradovány také v důsledku toho, že naopak začaly být intenzivně obhospodařovány. Ačkoliv je obtížné obnovit obhospodařované slatinné a rašelinné louky, jelikož na nich podle Jensena (1998) došlo k nevratným změnám, tak i přesto jsou prováděné snahy o jejich obnovu, které jsou přiblížené v následujících odstavcích.

U zemědělsky využívaných rašelinných půd se provádí znovuzavodnění jakožto revitalizační opatření. Znovuzavodnění se provádí na odvodněných nížinných slatiništích v zemědělské krajině, přičemž provedení spočívá v tom, že se plocha mělce zaplaví a dále již není udržována (Eiseltová a Bufková, 2017). Klimkowska et al. (2007) se domnívají, že zamokření plochy je dobré provést i v rámci obnovy slatinných luk, spočívající v odstranění vrchní vrstvy půdy, jelikož je nezbytné vytvořit podmínky, které by potlačovaly konkurenčně silné druhy rostlin. Zamokření totiž znemožňuje růst běžných konkurenčně silných druhů, tudíž vzniká prostor pro založení společenstva sestávajícího z konkurenčně slabších druhů, jež jsou na dané zamokřené podmínky plně přizpůsobené. Avšak Stroh et al. se domnívají (2012), že i pouze několik let od odvodnění plochy a jejího následného obhospodařování vede k tomu, že po provedené obnově se na ploše po desetiletí nedaří obnovit původní vegetaci, ačkoliv se v blízkosti nachází nenarušený biotop s dostatkem cílových druhů rostlin. Klimkowská et al. (2007) navíc zjistili, že obnova slatinných luk je méně účinná v méně narušených lokalitách, což naznačuje, že obnova více přispívá k založení společenstev složených z běžných druhů těchto luk, než že by výrazně podporovala a zvyšovala počet jedinců méně běžných druhů.

Podle Eiseltové a Bufkové (2017) původní biodiverzita takovýchto biotopů většinou nebývá plně obnovena, jelikož se často jedná o eutrofizované plochy. Proto obnova těchto ploch také může probíhat tak, že se odstraní vrchní vrstva rašeliny, aby se odstranily nadbytečné živiny a nerozvíjely se zde konkurenčně silné druhy rostlin, které by blokovaly rozvoj druhově bohatých společenstev slatinných luk. Také Klimkowská et al. (2007) tvrdí, že jednou z podmínek pro obnovu těchto luk je snížení

trofického stavu, čímž může být dosaženo celkem radikální technikou spočívající v odstranění vrchní vrstvy půdy (nejlépe více než 20 cm), čímž je posléze významně zvýšena úspěšnost obnovy. Nicméně tento kolektiv autorů se dále domnívá, že na organických půdách je snížení trofického stavu obtížné, jelikož samotná rašelina obsahuje velké množství živin a bude u ní probíhat mineralizace i po odstranění vrchní vrstvy půdy. Znamená to tedy, že obnova oligotrofních stanovišť rašelinných luk závisí na tom, do jaké míry jsou techniky obnovy schopny dostatečně snížit dostupnost živin, přičemž vyplývá, že je snazší provést obnovu mírně mezotrofních nebo eutrofních společenstev rostlin než těch oligotrofních.

1.7 Obnova degradovaných biotopů pomocí půdní semenné banky

Pro obnovu degradovaných biotopů pomocí půdní semenné banky, je potřeba, aby semenná banka byla hojná na různé druhy rostlin, nebo alespoň obsahovala cílové druhy potřebné pro obnovu stanoviště (Blomqvist et al., 2003). Shi et al. zjistili (2020), že půdní semenná banka a její potenciál pro obnovu degradovaných biotopů je stále častým předmětem výzkumů, zatímco v rámci rašelinišť je často zkoumána obnova slatinných luk. Ačkoliv je dané téma stále často zkoumané, tak řada výzkumů zpochybnila přínos půdní semenné banky pro obnovu některých ekosystémů, jelikož například:

- neobsahuje cílové druhy rostlin (Middleton, 2003) a velmi málo se v ní vyskytují vzácné a ohrožené druhy (Jensen, 1998; Bossuyt a Honnay, 2008),
- převládají v ní ruderalní druhy (druhy časných sukcesních stádií) (Bossuyt a Honnay, 2008; Greet et al., 2013),
- druhové složení půdní semenné banky je značně odlišné od druhového složení rostlin ve vegetaci přítomné v terénu (Blomqvist et al., 2003; Greet et al., 2013; Wang et al., 2016; Sanou et al., 2018).

Půdní semenné banky tedy mnohdy neobsahují cílové druhy, nebo se v nich nachází malý počet semen těchto druhů, tudíž nemohou přispět k obnovení některých společenstev rostlin (Baskin a Baskin, 1998; Sanou et al., 2018). Bossuytová a Honnay (2008) dodávají, že půdní semenná banka může být velmi nápomocná při obnově cílových rostlinných společenstev na vřesovištích a při obnově ruderalních společenstev na biotopech s častými disturbancemi. Také zjistili, že nejvíce semen bylo obsaženo v půdní semenné bance mokřadních biotopů, jelikož druhy vázané

na tyto biotopy často vytváří perzistentní semena, avšak druhová diverzita těchto semen je nízká. Znamená to tedy, že v ní převažuje malý počet druhů rostlin (také např. Jensen, 1998) a ostatní druhy se spoléhají na disperzi semen (Van Diggelen et al., 2006) než na klíčení semen in situ (přímo na stanovišti), tak jako druhy rostlin v travních a lesních společenstvech. Půdní semenná banka travních společenstev sice neobsahuje velké množství semen, zato je bohatá na druhy rostlin (Bossuyt a Honnay, 2008).

Wang et al. (2016) zjistili, že pro obnovu mnoha druhů ostřicových luk může být druhová bohatost semen v půdní bance obhospodařovaných lokalit dostatečná. Nutno dodat, že ostřice, jakožto klíčové druhy těchto biotopů, v půdní semenné bance chyběly, jelikož podle Van Der Valka et al. (1999) semena ostřic zůstávají životaschopná jen po krátkou dobu, tudíž je pro jejich zavedení na obnovovanou lokalitu nejlepší použít čerstvá semena dozralá ve stejném roce, ve kterém mají být vyseta. Klimkowská et al. (2010) se domnívají, že k rychlejší obnově cílových druhů a druhové bohatosti rostlin na slatiništích má větší vliv přenos sena z nedegradovaných lokalit než půdní semenná banka na daném stanovišti.

Složení vegetace významně ovlivňuje složení a množství semen v půdní semenné bance (Wang et al., 2016). Ačkoliv se podle Li et al. (2022) v půdní semenné bance nachází méně druhů než v nadzemní vegetaci, tak Bossuytová a Honnay (2008) se domnívají, že si semena některých druhů rostlin dokáží za optimálních podmínek udržet dlouhou životaschopnost, takže pokud jsou tyto podmínky splněny, tak se posléze v půdní semenné bance mohou nacházet i druhy rostlin, které se již nenachází v přítomné vegetaci. Nicméně Stroh et al. (2012) a Wang et al. (2016) dodávají, že oproti historickému složení vegetace se některé druhy v půdních semenných bankách již nenacházejí, tudíž nelze pomocí půdních bank zcela obnovit historické složení vegetace dané lokality, ale i tak půdní semenné banky nabízí mnoho jiných druhů rostlin, čímž mohou případně přispět k založení nového typu vegetace. Proto mají podle Aldertonové et al. (2017) půdní semenné banky potenciál při zakládání nových mokřadních biotopů či obnově narušených mokřadů, protože mohou poskytnout lokálně vyhynulé druhy a genotypy, čímž mohou přispět k rychlejšímu návratu druhů na tyto biotopy a zvýšit diverzitu vodních makrofyt.

K obnově degradovaných stanovišť pomocí půdní semenné banky je ještě nutné dodat, že revitalizační opatření spoléhající se pouze na půdní banku v některých

případech nedokáží obnovit biodiverzitu lokality, pokud je značně poškozena část stanoviště jako například půda (Stroh et al., 2012). Dále je důležité brát ohled na to, že půdní semenné banky mohou obsahovat semena invazních druhů rostlin (Nishihiro et al., 2006) a dlouhodobě perzistentní semena ruderalních druhů, tudíž je nutné posléze omezovat tyto druhy pomocí herbicidů nebo mechanickými způsoby (Van Der Valk et al., 1999), nebo odstranit vrchní vrstvu půdy pro redukci, a tím omezení klíčení těchto necílových druhů v obnovené lokalitě (Klimkowska et al., 2010).

1.7.1 Životaschopnost semen v půdní bance

Thompson et al. (1997) rozdělují půdní semennou banku na 3 typy, a to podle doby životaschopnosti semen v ní obsažených. Prvním typem je přechodná půdní banka, ve které si semena zachovávají svou klíčivost po dobu kratší než jeden rok. Tím druhým je krátkodobě vytrvalá půdní banka, v níž semena přežívají po dobu až pěti let. Posledním typem je dlouhodobě vytrvalá půdní banka se semeny, jež jsou schopná si udržet klíčivost po dobu delší než pět let. Vytrvalá půdní semenná banka tedy teoreticky může přispět k obnově narušených stanovišť. Bossuytová a Honnay (2008) dodávají, že většina autorů studií semenných bank se shoduje, že obnova biotopů pomocí půdní semenné banky je možná pouze na místech, která byla degradována před méně než 5 lety. Nicméně Aldertonová et al. (2017) zjistili, že vodní rostliny si dokáží zachovat životaschopnost i po dobu 150 let, zatímco během této doby bylo stanoviště zasypáno a poté zemědělsky obhospodařováno. Avšak doba, po kterou byla semena zasypána, neměla vliv na to, aby semena zůstala životaschopná, nýbrž se ukázalo, že zásadní vliv na schopnost semen zachovat si klíčivost měl stav stanoviště před zasypáním. Pokud totiž bylo stanoviště před zasypáním vyschlé, tak se životaschopnost semen zkrátila, zatímco pokud stanoviště zůstalo vlhké, tak si semena udržela životaschopnost po delší dobu. To podpořili i Wang et al. (2016), když větší hustotu životaschopných semen zaznamenali ve více zamokřené půdě.

1.7.2 Význam výšky hladiny vody na klíčení semen z půdní banky

Vyklíčení a vývoj druhů z půdní semenné banky je určován podmínkami stanoviště (Stroh et al., 2012). Každý z mokřadních druhů rostlin toleruje různé rozmezí kolísání výšky hladiny vody. Nicméně pokud z nějakého důvodu začne výška hladiny vody na

daném stanovišti kolísat v jiném rozmezí, tak to může mít za následek změny v počtu jedinců nebo dominanci určitého druhu (Magee a Kentula, 2005). Nakonec je tedy druhové složení rostlin ovlivněno tím, jak druhy reagují na změny ve výšce hladiny vody, nikoliv na prvotní kompozici druhů vyklíčených z půdní semenné banky (Nicol et al., 2003). Greet et al. (2013) zjistili, že zavedením umělé regulace vodního režimu bylo podpořeno klíčení a následné zastoupení semen v půdní bance ve prospěch ruderalních a nepůvodních druhů rostlin na úkor původních druhů.

Čížková et al. (2020) se domnívají, že pro obnovu mokřadních biotopů s pomocí půdní semenné banky je jedním z nejdůležitějších faktorů výška hladiny vody, která má významný vliv na počet druhů i rozmístění druhů vyklíčených z půdní banky. Znamená to tedy, že při obnově mokřadních biotopů (v této práci bylo zkoumáno kontinentální slanisko), je skladba výsledného společenstva ovlivněna výškou podzemní vody, a současně výškou hladiny vody lze ovlivnit druhové složení obnovovaného mokřadu. Výsledky tohoto experimentu ukázaly záporný vztah mezi výškou hladiny vody a počtem druhů i jedinců vyklíčených z půdní semenné banky, jelikož na zaplavených místech byla početnost jedinců a počet druhů nižší než na místech s hladinou vody pod úrovní půdy. Wang et al. (2016) dodávají, že výška hladiny vody má také vliv na složení společenstva rostlin z hlediska morfologických forem mokřadních rostlin, přičemž v půdě s nižší hladinou vody vyrostly především emerzní druhy rostlin, zatímco v trvale zaplavené půdě vzešly submerzní druhy. Horn a Bastl (2012) zjistili, že po obnově vodního režimu v rašeliništích vegetaci na zaplavených plochách nejvíce ovlivnila nejen výška hladiny podzemní vody, ale i další faktory jako mocnost zbytkové rašeliny a sukcesní stáří, zatímco rozdíly v chemickém složení vody vegetaci významně neovlivnily. Nicméně co se týče slatinišť v okolí rybníků, tak podle Navrátilové et al. (2006) druhovou skladbu cévnatých rostlin na těchto biotopech nejvíce ovlivňuje právě pH a chemické složení vody.

2 Cíle práce

Cílem diplomové práce je určení možných rozdílů ve složení druhů vyšších rostlin, které budou vypěstovány z půdní semenné banky odebrané z různých míst zaniklého rašeliniště u Příbrazského rybníka.

Pro zhodnocení byly odebrány vzorky půdy, a to:

- ze tří odlišných míst bývalého rašeliniště,
- ze tří míst s různou rašeliništní vegetací (podle stavu k roku 2003) z jihozápadního břehu,
- ze tří rozdílných hloubek slatiny bývalého rašeliniště při jihozápadním okraji Příbrazského rybníka.

V práci tedy bude zhodnoceno druhové složení vyšších rostlin vyrostlých z 9 půdních semenných bank v experimentálních podmínkách. Primární data k naplnění cílů této práce budou získána prostřednictvím vlastního pěstebního experimentu. Získaná data budou následně kvantitativně vyhodnocena.

3 Metodika

Jak již bylo zmíněno v literární rešerši, obnova mokřadních biotopů (včetně biotopů rašelinišť) pomocí půdní semenné banky je ovlivněna množstvím faktorů. Ve své bakalářské práci jsem se věnovala problematice vlivu výšky hladiny podzemní vody na vzcházení rostlin z půdní semenné banky, přičemž předmětem výzkumu bylo vnitrozemské slanisko. V této práci se budu věnovat problematice vlivu místa na vzcházení druhů z půdní semenné banky a vlivu stáří této půdní banky, které je dané hloubkou organogenního sedimentu.

Aktivita experimentu diplomové práce byly rozděleny do několika hlavních metodických částí:

- získání půdní semenné banky,
- provedení experimentu,
- rešerše historických zápisů na lokalitě,
- analýza dat.

3.1 Získání půdní semenné banky

Podle zadání diplomové práce byly provedeny tři typy odběrů půdní semenné banky, přičemž všechny vzorky byly odebrány v prostoru bývalého rašeliniště při břehu Příbrazského rybníka. Každý typ odběru zahrnoval tři vzorky. Odběry vzorků byly uskutečněny na základě povolení (KUJCK 59436/2021) na jaře 2021 a metodicky vycházely z práce Čížkové et al. (2020).

Cílem prvního odběru (odběr A) bylo získání tří vzorků půdní semenné banky z míst při jihozápadním okraji Příbrazského rybníka, kde se nacházejí poslední zbytky rašeliniště, a zároveň na přelomu tisíciletí zde byly naposledy nalezeny druhy uvedené v Červeném seznamu (Grulich et al., 2017), a to *Drosera intermedia* (rosnatka prostřední, kriticky ohrožená) a *Rhynchospora alba* (hrotnosemenka bílá, silně ohrožená). Vzorky půdní semenné banky byly odebrány ze tří míst trvale označených v roce 2002 s odlišným typem vegetace na odlišných substrátech a po konzultaci s Dr. Rybníčkem, který zde prováděl výzkumy v 60. letech minulého století (Navrátilová et al., 2006; Navrátilová a Navrátil, 2005):

-
- slatina s hloubkou 60 cm a pokryvem s dominancí *Carex lasiocarpa* (ostřice plstnatoplodá), *Carex elata* (ostřice vyvýšená) a *Eriophorum angustifolium* (suchopýr úzkolistý) (vzorek označený jako A_slatina);
 - rašelina s příměsí písku s porostem *Phragmites australis* (rákos obecný), *Juncus bulbosus* (sítina cibulkatá) a *Rhynchospora alba* (vzorek A_rašelina_písek);
 - písek s dominancí rašeliníků (vzorek A_písek).

Z každého místa byla nejprve stržena povrchová vrstva substrátu o síle 5 cm a z hloubky 5–20 cm posléze odebrána půdní semenná banka z plochy 30 x 30 cm, čímž byl získán vzorek o objemu 13,5 dm³.

Cílem druhého odběru (odběr B) bylo získání tří vzorků půdní semenné banky z místa s dostatečnou hloubkou slatiny a se stávajícími zbytky rašelinné vegetace, v jehož okolí se vyskytovala na přelomu tisíciletí ještě plně vyvinutá rašeliníštní vegetace. Takováto místa se nacházela jen při jihozápadním okraji rybníka. Vzorky půdní semenné banky byly odebrány z místa v blízkosti vzorku (A_slatina) ze tří různých hloubek:

- odběr vrchní vrstvy byl proveden stejným způsobem jako v případě vzorků A (tento vzorek je označený jako B_v_povrch);
- následně byla odstraněna vrstva 5 cm a z hloubky 25–40 cm byl odebrán druhý vzorek (vzorek B_v_střed);
- posléze byla opět odstraněna vrstva 5 cm a z hloubky 45–60 cm byl odebrán třetí vzorek (vzorek B_v_spodní).

Cílem třetího typu odběrů (odběr C) bylo získání tří vzorků půdní semenné banky z místa původního rašeliníště zničeného na konci 70. let minulého století vyhrnutím slatiny. Lokalizace byla provedena na základě konzultace s doc. Vítem Grulichem, který zde prováděl výzkum po polovině 70. let před likvidací hlavního rašeliníště a byl nálezcem dnes již v jižních Čechách vyhynulého taxonu *Rhynchospora fusca* (hrotnosemenka hnědá). Na tomto místě tedy byly také provedeny odběry tří vzorků:

- odběr z místa nálezu *Rhynchospora fusca* lokalizovaného doc. Vítem Grulichem, které je v současnosti dnem Příbrazského rybníka, přičemž na místě byla odstraněna přibližně 25 cm vrstva organogenního rybníčního sedimentu, pod níž byla nalezena vrstva rašeliníkovo-ostřicové slatiny se

zbytky rákosu obecného, jež byla do hloubky 15 cm ve čtverci 30 x 30 cm odebrána jako vzorek s označením C_rybník;

- odběr ostřicovo-rašeliníkové (nerozložené) slatiny stejné konzistence jako v případě předchozího vzorku byl proveden z nejbližšího ostrova vzniklého vyhrnutím slatiny původního rašeliniště, tím způsobem, že byla nejprve odstraněna přibližně 30 cm vrstva, čímž poté bylo dosaženo nerozložené vrstvy slatiny, ze které byl odebrán vzorek 15 x 30 x 30 cm (C_ostrov);
- poslední vzorek půdní semenné banky (C_rákosina) byl odebrán z nejbližšího místa odběru C_rybník, které nejevilo známky žádného narušení vyhrnutím původního rašeliniště [jedná se o místo mimo současný rybník, které se nachází za odvodňovacími strouhami a vyhrnutými valy, jež je dnes zarostlé *Phragmites australis* a *Glyceria maxima* (zblochan vodní)], odběr byl proveden stejným způsobem jako odběr vzorků A.

3.2 Experiment

Pro každý vzorek byla připravena samostatná nádrž o velikosti 90 x 60 cm. Do nich byl připraven substrát tvořený 2 díly písku, 2 díly rašeliny a 1 dílem profesionálního zahradnického substrátu. Na povrch takto připraveného substrátu byla posléze pravidelně rozmístěna půdní semenná banka.

Substrát byl v průběhu vegetační sezóny udržován dostatečně vlhký s hladinou vody položenou 5 cm pod povrchem. Po celou dobu experimentu byly nádrže překryty bílou netkanou textilií, aby bylo zabráněno náletu semen. V průběhu vegetační sezóny probíhalo zapisování četnosti výskytu vzešlých druhů vyšších rostlin.

3.3 Historické zápisy vegetace

K dispozici jsou dva přesně lokalizované zápisy vegetace s *Rhynchospora alba* od Dr. Kamila Rybníčka (Rybníček, 1970). Oba druhové zápisy jsou označeny kódem dat E a s vybranými vyššími rostlinami je uvádím níže (Tabulka 3.1).

Tabulka 3.1: Zápisy vegetace s *Rhynchospora alba* od Dr. Rybníčka.

Druhy	E_Rybníček_1	E_Rybníček_2
<i>Agrostis canina</i>	0	1
<i>Carex acuta</i>	1	0
<i>Carex lasiocarpa</i>	1	1
<i>Carex panicea</i>	0	1
<i>Drosera intermedia</i>	1	1
<i>Eriophorum angustifolium</i>	1	1
<i>Galium palustre</i>	1	0
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	1	1
<i>Juncus bulbosus</i>	0	1
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	1	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0	1
<i>Lythrum salicaria</i>	0	1
<i>Molinia caerulea</i>	0	1
<i>Phragmites australis</i>	1	1
<i>Potentilla palustris</i>	0	1
<i>Rhynchospora alba</i>	1	1
<i>Utricularia intermedia</i>	1	1
<i>Utricularia minor</i>	0	1

V rámci zkoumaného rašeliniště byly provedeny tři další přesně lokalizované zápisy vegetace provedené v roce 2002 konzultantkou a vedoucím práce (Navrátilová a Navrátil, 2005). Také tyto tři zápisy jsou označeny kódem dat D, které s vybranými vyššími rostlinami uvádím níže (Tabulka 3.2).

Tabulka 3.2: Zápisy vegetace provedené v roce 2002.

Druhy	D_2002_1	D_2002_2	D_2002_3
<i>Agrostis canina</i>	0	1	0
<i>Carex elata</i>	0	1	1
<i>Carex lasiocarpa</i>	1	1	1
<i>Eriophorum angustifolium</i>	1	1	1
<i>Juncus bulbosus</i>	0	1	0
<i>Lycopus europaeus</i>	0	1	0
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0	1	0
<i>Molinia caerulea</i>	1	0	0
<i>Phragmites australis</i>	0	1	0
<i>Utricularia australis</i>	0	0	1
<i>Utricularia intermedia</i>	1	1	1

Tyto zápisy byly doplněny třemi zápisy druhů (kód dat F) vyšších rostlin provedených na stejných lokalitách zápisů z roku 2002 (Navrátilová et Navrátil, nepublikováno), které uvádím níže (Tabulka 3.3).

Tabulka 3.3: Zápisy vegetace provedené v roce 2020.

Druhy	F_2020_1	F_2020_2	F_2020_3
<i>Agrostis canina</i>	1	1	0
<i>Calamagrostis canescens</i>	1	0	0
<i>Carex elata</i>	1	1	1
<i>Carex lasiocarpa</i>	1	1	0
<i>Eriophorum angustifolium</i>	1	1	0
<i>Galium palustre</i>	0	1	0
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	1	1	0
<i>Phragmites australis</i>	1	1	1
<i>Utricularia australis</i>	0	1	1
<i>Utricularia intermedia</i>	0	1	1

3.4 Analýzy dat

Cílem této diplomové práce je posoudit zejména čtyři aspekty obnovy rašeliniště:

- vliv místa na posledním zbytku rašeliniště;
- vliv stáří půdní semenné banky, jež je dané hloubkou jejího umístění v organogenním sedimentu;
- vliv místa na původním a před čtyřiceti lety zničeném rašeliništi;
- vazba půdní semenné banky na původní zaznamenané druhové složení rašeliniště.

Těmto cílům odpovídá i zvolená analýza získaných dat.

Pro první tři cíle bylo zvoleno četnostní zpracování. Případné odlišnosti v počtech druhů v rámci jednotlivých odběrů (A, B, C) byly posouzeny pomocí chí-kvadrát testu oproti shodnému počtu druhů v jednotlivých půdních semenných bankách. Dále byl identifikován počet vzešlých druhů podle kategorií Červeného seznamu (Grulich et al., 2017).

Čtvrtý dílčí cíl byl posouzen pomocí mnohorozměrné analýzy dat, jelikož bylo k dispozici celkem 17 zápisů druhů a v každém zápise s vyšším či menším počtem druhů. Jelikož zápisy datových sad A-F byly v různých jednotkách, které nebylo možno převést na společné měřítko, bylo k analýze použito prezence/absence data daného druhu. Před analýzou byly jednotlivým druhům přiřazeny Ellenbergovy indikační hodnoty pro vlhkost, světlo, obsah živin, půdní reakci a teplotu (Chytrý et al., 2018). Vzhledem k tomu, že k analýze byla použita prezence/absence data, tak byla uplatněna korespondenční analýza k analýze podobnosti druhového složení vzešlého z jednotlivých vzorků půdní semenné banky a zápisů druhů původního a současného rašeliniště. Korespondenční analýza (CA) se používá pro zpracování kontingenčních tabulek, přičemž dochází k analýze vztahů mezi jejími řádky a sloupci. Každý řádek i sloupec této tabulky představuje jednu kategorii dané proměnné. Cílem korespondenční analýzy je zjednodušení systému proměnných a hledání jejich závislostí prostřednictvím toho, že odvozuje na základě kontingenční tabulky ordinační osy, které kvantifikují vztahy mezi řádkovými a sloupcovými kategoriemi (Haruštiaková et al., 2012). Avšak, při zpracování dat korespondenční analýzou může dojít k tzv. obloukovému efektu (Lepš a Šmilauer, 2000), který nesouvisí s reálnou strukturou dat. Tento efekt nastává např. při zpracování dat, v nichž velké množství

dvojic vzorků nemají společnou žádnou proměnnou (tou může být např. určitý druh, přičemž 1 druh vystupuje jako 1 proměnná). Pro takováto data je lepší použít detrendovanou korespondenční analýzu, která je odvozena od původní metody korespondenční analýzy (Haruštiaková et al., 2012). S ohledem na to, že mnoho druhů nebylo společných pro větší množství druhových zápisů v analýze, tedy bylo použito detrendované korespondenční analýzy (DCA). Pro analýzu nebyla data nijak transformována. Výpočty byly provedeny v programu CANOCO 5.0.

Výstup analýzy je graficky znázorněn ordinačním diagramem. Výsledek analýzy byl tedy pro přehlednost zobrazen pomocí ordinačních diagramů, a to zvláště pro přehlednost zápisu druhů a vzešlých druhů rostlin. Aby mohly být odvozeny ekologické posuny mezi zápisy, tak byly do DCA 1. a 2. ordinační osy projektovány Ellenbergovy indikační hodnoty. Pro výklad ordinačních diagramů, které vychází z ekologických dat podle Haruštiakové et al. (2012) např. platí, že: v kratší vzdálenosti jsou umístěné vzorky s podobným druhovým složením, zatímco vzorky bez společných druhů jsou dále od sebe; druhy společné danému vzorku jsou umístěné poblíž sebe, avšak dále od sebe jsou druhy, které se vyskytovaly v odlišných vzorcích. Pokud jsou proměnné v ordinačním diagramu zobrazeny jako vektory, tak platí, že čím delší je vektor dané proměnné, tak tím větší je její vliv.

Pro porovnání druhového složení všech odběrů vzorků i vegetačních zápisů navzájem byl použit Jaccardův koeficient, jehož výpočet byl proveden na základě binárního kódování presence/absence druhů, přičemž analýza proběhla v prostředí R, a to pomocí příkazu `vegdist` z balíčku `vegan`.

4 Výsledky

4.1 Odlišnost odběrů mezi třemi místy bývalého rašeliniště

V rámci odběrů ze tří různých míst bývalého rašeliniště vzešlo celkem 26 druhů rostlin a 1843 jedinců (Tabulka 4.4). Ze vzešlých druhů je 7 zařazeno v Červeném seznamu ohrožených druhů (Grulich et al., 2017), přičemž *Drosera intermedia*, *Lycopodiella inundata* (plavuňka zaplavovaná) a *Utricularia intermedia* patří mezi kriticky ohrožené, *Rhynchospora alba* (hrotnosemenka bílá) a *Carex elata* (ostřice vyvýšená) mezi silně ohrožené taxony, *Carex lasiocarpa* (ostřice plstnatoplodá) mezi ohrožené a *Carex bohemica* (ostřice šáchorovitá) je klasifikován jako vzácnější taxon vyžadující pozornost. Nejvíce druhů a zároveň i nejméně jedinců bylo zaznamenáno u půdní semenné banky odebrané z místa se slatinou. Vzorek půdy odebrané z místa s rašelinou a pískem vykazoval nejméně druhů, zato na něm vyrostlo nejvíce jedinců. Písečné místo mělo oproti předchozímu místu odběru o dva druhy navíc a o 80 jedinců méně.

Podle chí-kvadrát testu se počty druhů mezi plochami tohoto odběru neliší (test = 1.8869; d.f. = 2; p = 0.3893), avšak oproti 8 druhům vzešlých z půdní semenné banky všech tří míst, pouze z jednoho místa vzešlo 7 druhů.

Tabulka 4.4: Četnosti výskytu jednotlivých druhů celkem a četnost v různých místech odběru.

Druhy	A_slatina	A_rašelina_písek	A_písek	četnost celkem
<i>Agrostis canina</i>	24	200	39	263
<i>Calamagrostis canescens</i>	3		2	5
<i>Carex acuta</i>	3		1	4
<i>Carex bohemica</i>	3			3
<i>Carex canescens</i>	4	5	4	13
<i>Carex demissa</i>	56	47	39	142
<i>Carex echinata</i>		2	1	3
<i>Carex elata</i>	2			2
<i>Carex lasiocarpa</i>	11		5	16
<i>Carex rostrata</i>	1			1
<i>Carex vesicaria</i>	1		1	2
<i>Drosera intermedia</i>	81	112	98	291

Druhy	A_slatina	A_rašelina_písek	A_písek	četnost celkem
<i>Juncus articulatus</i>	1		1	2
<i>Juncus bulbosus</i>	222	220	350	792
<i>Juncus effusus</i>	29	103	67	199
<i>Lycopodiella inundata</i>	1	1	2	4
<i>Lycopus europaeus</i>	3	6		9
<i>Lysimachia vulgaris</i>	3	25	20	48
<i>Lythrum salicaria</i>	8	1	13	22
<i>Molinia caerulea</i>	1	2		3
<i>Phragmites australis</i>	3		3	6
<i>Plantago uliginosa</i>	1			1
<i>Potentilla palustris</i>	1			1
<i>Ranunculus flammula</i>	1	1	4	6
<i>Rhynchospora alba</i>		4		4
<i>Utricularia intermedia</i>		1		1
jedinců celkem	463	730	650	1843
počet druhů	23	15	17	26

Vysvětlivky: A_slatina, A_rašelina_písek, A_písek = různá místa odběru vzorku

4.2 Vliv hloubky odběru na vypěstované druhy

Z půdní semenné banky odebrané v různých hloubkách vzešlo dohromady 594 jedinců osmi druhů rostlin (Tabulka 4.5), přičemž v Červeném seznamu (Grulich et al., 2017) lze nalézt 4 z těchto druhů (*Drosera intermedia*, *Carex elata*, *Carex lasiocarpa*, *Lycopodiella inundata* – jejich klasifikace je uvedena v odstavci nad Tabulka 4.4). Četnosti druhů a jedinců vykazovaly vzestupnou tendenci, a to od nejhlubšího místa odběru (B_v_spodek), ze kterého vyrostlo 33 jedinců s polovičním počtem druhů oproti počtu druhů celkem, navíc zde chyběly druhy uvedené v Červeném seznamu. Ve střední hloubce odběru bylo zaznamenáno 7 druhů rostlin čítajících 180 jedinců. Odběr při povrchu půdy obsahoval všech 8 druhů rostlin a vyrostl z něj největší počet jedinců, který byl 2x větší než u odběru ve střední hloubce a dokonce 11,5x větší než u nejhlouběji odebrané půdní banky.

Dle provedeného chí-kvadrát testu se počty mezi třemi hloubkami odběrů neliší (test = 1.369; d.f. = 2; p = 0.5043), nicméně pro konkrétní druhové složení platí, že nejspodnější vrstva je výrazně ochuzena oproti dvěma výše položeným vrstvám.

Tabulka 4.5: Četnosti výskytu jednotlivých druhů celkem a četnost při různé hloubce odběru.

Druhy	B_v_spodek	B_v_střed	B_v_povrch	četnost celkem
<i>Agrostis canina</i>	5	44	131	180
<i>Carex demissa</i>	4	32	18	54
<i>Carex elata</i>			9	9
<i>Carex lasiocarpa</i>		1	1	2
<i>Drosera intermedia</i>		41	162	203
<i>Juncus bulbosus</i>	23	56	53	132
<i>Juncus effusus</i>	1	3	6	10
<i>Lycopodiella inundata</i>		3	1	4
jedinců celkem	33	180	381	594
počet druhů	4	7	8	8

Vysvětlivky: B_v_spodek, B_v_střed, B_v_povrch = různé hloubky odběru

4.3 Odlišnost odběrů mezi místy s různou rašeliništní vegetací

V rámci tohoto typu odběrů vzešlo z odebraného půdního vzorku 983 jedinců určených do 43 druhů (Tabulka 4.6). Ze 43 identifikovaných druhů je 8 taxonů zařazeno v nějaké kategorii Červeného seznamu (Grulich et al., 2017), z toho 3 druhy (*Carex lasiocarpa*, *Hydrocotyle vulgaris* – pupečník obecný, *Juncus alpinoarticulatus* – sítina alpská) jsou klasifikovány jako ohrožené a 5 taxonů (*Carex bohemica*, *Carex pseudocyperus* – ostrice nedošáchor, *Eleocharis ovata* – bahnička vejčitá, *Myosotis caespitosa* – pomněnka trsnatá, *Veronica scutellata* – rozrazil štítkovitý) jako vzácnější. Většina jedinců a více jak polovina druhů rostlin z celkového počtu v rámci tohoto typu odběru vyrostla z půdní semenné banky odebrané v místě s porostem rákosu (C_rákosina), avšak ohrožených a vzácných druhů i jedinců těchto druhů tato půdní banka obsahovala nejméně (z 8 pouze 2, a to *Hydrocotyle vulgaris* a *Veronica scutellata*). V místě pojmenovaném jako C_ostrov vyrostlo oproti předchozímu odběru méně druhů i jedinců. Nejnižší počet taxonů i jedinců vzešel v místě odběru provedeného na dně Příbrazského rybníka, ale nutno podotknout, že polovinu jedinců

tvořily druhy Červeného seznamu, kterými jsou *Carex bohemica* a *Eleocharis ovata* (C_rybník).

Z provedeného chí-kvadrát testu lze vyvodit, že počty druhů se mezi těmito třemi plochami neliší (test = 5.3466; d.f. = 2; p = 0.06902), nicméně konkrétní druhové složení těchto míst je vzájemně výrazně odlišné, jelikož pouze 3 druhy jsou společné všem třem plochám.

Tabulka 4.6: Četnosti výskytu jednotlivých druhů celkem a četnost v místech s různou rašeliništní vegetací

Druhy	C_rybník	C_ostrov	C_rákosina	četnost celkem
<i>Agrostis canina</i>			7	7
<i>Calamagrostis canescens</i>	1	1	12	14
<i>Calamagrostis epigejos</i>		4		4
<i>Carex acuta</i>	6	11	2	19
<i>Carex bohemica</i>	48	6		54
<i>Carex canescens</i>			3	3
<i>Carex demissa</i>	8	1	61	70
<i>Carex lasiocarpa</i>		1		1
<i>Carex nigra</i>			3	3
<i>Carex pseudocyperus</i>		1		1
<i>Carex rostrata</i>		1		1
<i>Carex vesicaria</i>			6	6
<i>Cirsium palustre</i>			3	3
<i>Eleocharis ovata</i>	11			11
<i>Epilobium adenocaulon</i>		10	2	12
<i>Galium palustre</i>			41	41
<i>Galium uliginosum</i>			2	2
<i>Gnaphalium uliginosum</i>			1	1
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>			1	1
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>		3		3
<i>Juncus articulatus</i>	15	9		24
<i>Juncus bulbosus</i>	8	65	190	263
<i>Juncus effusus</i>	4	6	122	132
<i>Juncus filiformis</i>	7			7

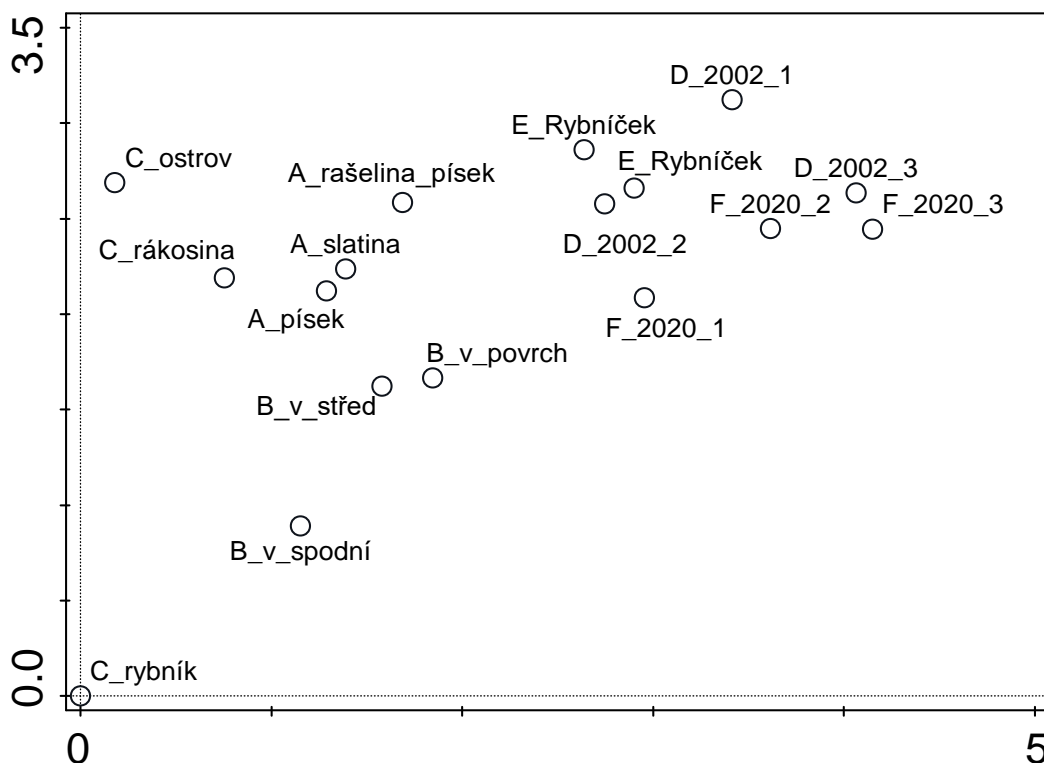
Druhy	C_rybník	C_ostrov	C_rákosina	četnost celkem
<i>Lycopus europaeus</i>			2	2
<i>Lysimachia vulgaris</i>		5	6	11
<i>Lythrum salicaria</i>		18	104	122
<i>Mentha arvensis</i>		7		7
<i>Myosotis caespitosa</i>		1		1
<i>Oenanthe aquatica</i>	1		9	10
<i>Persicaria minor</i>	7			7
<i>Peucedanum palustre</i>			1	1
<i>Potentilla supina</i>		1		1
<i>Ranunculus flammula</i>			101	101
<i>Rorippa amphibia</i>		1		1
<i>Rubus fruticosus agg.</i>		2		2
<i>Rumex maritimus</i>	2		1	3
<i>Scrophularia nodosa</i>		2		2
<i>Scutellaria galericulata</i>		14	1	15
<i>Solanum dulcamara</i>			10	10
<i>Trifolium hybridum</i>			1	1
<i>Urtica dioica</i>		1		1
<i>Veronica scutellata</i>			2	2
jedinců celkem	118	171	694	983
počet druhů	12	23	26	43

Vysvětlivky: C_rybník, C_ostrov, C_rákosina = místa odběru s odlišnou rašeliništní vegetací

4.4 Porovnání vzešlých druhů z půdní semenné banky s předchozím stavem rašelinné vegetace

Na základě analýzy druhového složení lze shrnout (Obrázek 4.1), že všechny tři typy odběrů a také odběry v každém tomto typu, s výjimkou odběrů typu C, jsou si podobnější než minulá či současná vegetace. Na základě druhového složení došlo podél 1. DCA gradientu k oddělení odběrových míst a všech zápisů vegetace. Podél 2. osy DCA byly od všech ostatních odběrů odděleny odběry provedené ze dna rybníka a z nejspodnější vrstvy slatiny. Z odběrů jsou vegetačním zápisům nejpodobnější odběry z vrstvy těsně pod povrchem (B_v_povrch) a z rašeliny s pískem

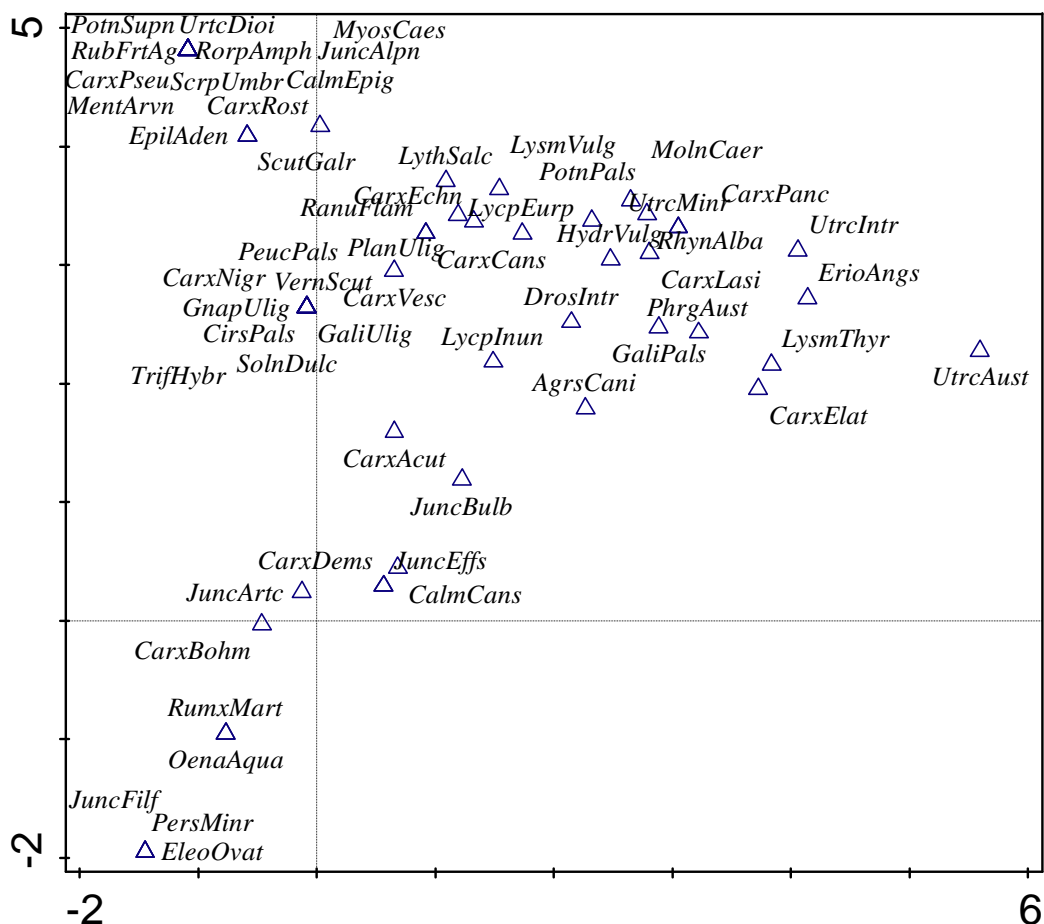
(A_rašelina_písek). Odběr typu C z rákosiny, jakožto z místa, které se nachází nejbližší centru původního rašeliniště, je sice v současnosti porostlé rákosinou (*Phragmites australis*) s příměsí zblochanu (*Glyceria maxima*), avšak je nejpodobnější odběrům ze současného zbytku rašeliniště, a to konkrétně z místa s pískem a místa s pískem a rašelinou.



Obrázek 4.1: Ordinační diagram 1. a 2. osy DCA s vyobrazením míst odběrů vzorků a zápisů vegetace.

Vysvětlivky: A_slatina, A_rašelina_písek, A_písek, B_v_spodní, B_v_střed, B_v_povrch, C_ostrov, C_rákosina, C_rybník = místa odběrů půdní semenné banky
D_2002_1, D_2002_2, D_2002_3, E_Rybníček, F_2020_1, F_2020_2, F_2020_3 = zápisy vegetace

Jak už plyne z pozice jednotlivých odběrů (Obrázek 4.2), druhově nejodlišnější (s minimem společných druhů) jsou odběry ze dna rybníka (C_rybník) a z nejspodnější vrstvy slatiny (B_v_spodní), kde se vyskytují především druhy obnažených rybníčných den. Určujícími druhy pro současné i staré zápisy vegetace jsou druhy přechodových rašelinišť. Oproti těmto zápisům došlo podél 1. DCA osy k vylišení převážně ruderalních a na živiny náročnějších druhů, nicméně také některých druhů vysokých ostřic, které ve vegetačních zápisech chybí.

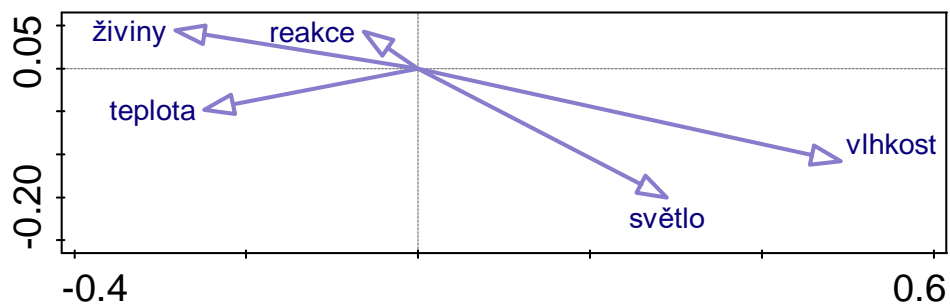


Obrázek 4.2: Ordinační diagram 1. a 2. DCA osy s vyobrazením druhů.

Vysvětlivky: *AgrysCani* = *Agrostis canina*, *CalmCans* = *Calamagrostis canescens*, *CalmEpig* = *Calamagrostis epigejos*, *CarxAcut* = *Carex acuta*, *CarxBohm* = *Carex bohemica*, *CarxCans* = *Carex canescens*, *CarxDems* = *Carex demissa*, *CarxEchn* = *Carex echinata*, *CarxElat* = *Carex elata*, *CarxLasi* = *Carex lasiocarpa*, *CarxNigr* = *Carex nigra*, *CarxPanc* = *Carex panicea*, *CarxPseu* = *Carex pseudocyperus*, *CarxRost* = *Carex rostrata*, *CarxVesc* = *Carex vesicaria*, *CirsPals* = *Cirsium palustre*, *DrosIntr* = *Drosera intermedia*, *EleoOvat* = *Eleocharis ovata*, *EpilAden* = *Epilobium adenocaulon*, *ErioAngs* = *Eriophorum angustifolium*, *GaliPals* = *Galium palustre*, *GaliUlig* = *Galium uliginosum*, *GnapUlig* = *Gnaphalium uliginosum*, *HydrVulg* = *Hydrocotyle vulgaris*, *JuncAlpn* = *Juncus alpinoarticulatus*, *JuncArtc* = *Juncus articulatus*, *JuncBulb* = *Juncus bulbosus*, *JuncEffs* = *Juncus effusus*, *JuncFilf* = *Juncus filiformis*, *LycpInun* = *Lycopodiella inundata*, *LycpEurp* = *Lycopus europaeus*, *LysmThyr* = *Lysimachia thyrsoiflora*, *LysmVulg* = *Lysimachia vulgaris*, *LythSalc* = *Lythrum salicaria*, *MentArvn* = *Mentha arvensis*, *MolnCaer* = *Molinia caerulea*, *MyosCaes* = *Myosotis caespitosa*, *OenaAqua* = *Oenanthe aquatica*, *PersMinr* = *Persicaria minor*, *PeucPals* = *Peucedanum palustre*, *PhrgAust* = *Phragmites australis*, *PlanUlig* = *Plantago uliginosa*, *PotnPals* = *Potentilla palustris*, *PotnSupn* = *Potentilla supina*, *RanuFlam* = *Ranunculus flammula*, *RhynAlba* = *Rhynchospora alba*, *RorpAmph* = *Rorippa amphibia*, *RubFrtaAg* = *Rubus fruticosus* agg., *RumxMart* = *Rumex maritimus*, *ScrpUmbr* = *Scrophularia nodosa*, *ScutGalr* = *Scutellaria galericulata*, *SolnDulc* = *Solanum dulcamara*, *TrifHybr* = *Trifolium hybridum*, *UrtcDioi* = *Urtica*

dioica, **UtrcAust** = *Utricularia australis*, **UtrcIntr** = *Utricularia intermedia*, **UtrcMinr** = *Utricularia minor*, **VernScut** = *Veronica scutellata*

Podle průměrných Ellenbergových hodnot došlo k vylišení druhů (Obrázek 4.3) podél 1. DCA osy na druhy, které vyžadují vlhkost a světlo (vlevo) a druhy teplejších stanovišť, jež rostou v podmínkách s vyšším obsahem živin a vyššími hodnotami půdní reakce.



Obrázek 4.3: Ordinační diagram 1. a 2. DCA osy s vyobrazením Ellenbergových indikačních hodnot.

Výstupní matice Jaccardova koeficientu (Tabulka 4.7 a Tabulka 4.8) srovnává na základě druhového složení jednotlivé vzorky mezi sebou a vegetační zápisy, přičemž 0 znamená, že je daná dvojice totožná, zatímco 1 ukazuje, že je dvojice zcela odlišná.

Tabulka 4.7: Výstupní matice Jaccardova koeficientu pro srovnání druhového složení na místech odběrů vzorků a zápisů vegetace.

	A_slatina	A_rašelina_písek	A_písek	B_v_spodek	B_v_střed	B_v_povrch	C_rybník	C_ostrov	C_rákosina
A_slatina	0								
A_rašelina_písek	0,54	0							
A_písek	0,33	0,48	0						
B_v_spodek	0,83	0,73	0,76	0					
B_v_střed	0,70	0,63	0,59	0,43	0				
B_v_povrch	0,65	0,65	0,61	0,50	0,13	0			
C_rybník	0,75	0,88	0,74	0,77	0,81	0,82	0		
C_ostrov	0,69	0,85	0,71	0,88	0,85	0,85	0,75	0	
C_rákosina	0,68	0,72	0,66	0,85	0,86	0,87	0,77	0,78	0
D_2002_1	0,92	0,88	0,95	1	0,90	0,91	1	0,96	1
D_2002_2	0,72	0,74	0,76	0,82	0,77	0,69	0,95	0,90	0,87
D_2002_3	0,92	0,95	0,95	1	0,91	0,82	1	0,96	1
E_Rybníček_1	0,86	0,86	0,83	1	0,87	0,88	0,95	0,94	0,91
E_Rybníček_2	0,70	0,65	0,73	0,89	0,79	0,80	0,96	0,89	0,86
F_2020_1	0,80	0,95	0,80	0,90	0,83	0,75	0,94	0,93	0,94
F_2020_2	0,86	0,91	0,87	0,92	0,86	0,79	1	0,97	0,94
F_2020_3	0,92	0,94	0,95	1	1	0,91	1	1	1

Tabulka 4.8: Výstupní matice Jaccardova koeficientu pro srovnání druhového složení mezi zápisy vegetace.

	D_2002_1	D_2002_2	D_2002_3	E_Rybníček_1	E_Rybníček_2	F_2020_1	F_2020_2	F_2020_3
D_2002_1	0							
D_2002_2	0,70	0						
D_2002_3	0,50	0,60	0					
E_Rybníček_1	0,73	0,73	0,75	0				
E_Rybníček_2	0,75	0,61	0,83	0,56	0			
F_2020_1	0,78	0,55	0,67	0,69	0,72	0		
F_2020_2	0,70	0,50	0,44	0,54	0,68	0,40	0	
F_2020_3	0,86	0,70	0,50	0,83	0,89	0,78	0,56	0

5 Diskuse

Z výsledků provedeného experimentu plyne, že se alespoň z jedné odebrané půdní semenné banky (odběry typu A) podařilo vypěstovat drtivou většinu druhů, které byly zaznamenané v předchozích vegetačních zápisech prováděných přímo na lokalitách odběrů půdní semenné banky, přičemž v zápisech byly zaznamenány i druhy jako *Carex panicea* (ostřice prosová), *Eriophorum angustifolium* (suchopýr úzkolistý), *Lysimachia thyrsoiflora* (vrbina kytkokvětá), *Utricularia australis* (bublinatka jižní) a *Utricularia minor* (bublinatka menší). Z vyjmenovaných taxonů se v současnosti na lokalitě nevyskytuje *Carex panicea* a *Utricularia minor*. Otázkou zůstává, proč se nepodařilo vypěstovat zbylé druhy vegetačních zápisů, které by měly být v půdní semenné bance přítomné. Nečekané je to především u druhu *Eriophorum angustifolium*, který se v minulosti i v současnosti na lokalitě vyskytuje hojně.

5.1 Obnova rašeliniště pomocí půdní semenné banky

Experimenty zkoumající půdní semennou banku odhalily, že v podstatě lze za přispění půdní semenné banky obnovit populace rašeliništních druhů rostlin, což je klíčová složka pro obnovu zaniklého rašeliniště (např. Blomqvist et al., 2003). Na základě Jaccardova koeficientu vyšlo najevo, že druhové složení je bližší mezi vzorky v daném typu odběru či ve skupině vegetačních zápisů. Zároveň se ukázalo, že složení druhů vzešlé z půdní semenné banky všech 3 typů odběrů si bylo podobnější s nejstaršími uvedenými zápisy (označené jako E), zatímco se nejméně podobalo těm nejnovějším (označené jako F). Ve zkoumaných vzorcích se hojně vyskytovaly druhy rostlin rodu *Juncus* (sítina) a rodu *Carex* (ostřice), což se shoduje s výsledky autorů Bossuytová a Honnay (2008). Nejvíce jedinců bylo zaznamenáno u druhu *Juncus bulbosus*, což je dáno nejspíše tím, že rostliny tohoto rodu produkují velké množství malých semen, které si v půdě uchovávají klíčivost po dlouhou dobu (Bossuyt a Honnay, 2008). Jedinci druhu *Juncus bulbosus* byli navíc přítomní ve všech odebraných vzorcích půdy, což dokládá, že na všech místech odběru půdní semenné banky existují vlhké rašelinné nebo písčité neutrofní substráty, na nichž potenciálně může dojít k vývoji rašeliništní vegetace.

V experimentu A (odběry na třech místech bývalého rašeliniště) se nicméně ukázalo, že poměrně podstatný vliv na obnovu rašeliništní vegetace má místo,

ve kterém bude rašeliniště obnoveno, jelikož podle Nishihira et al. (2006) má zdroj půdní semenné banky vliv na druhové složení vegetace, přičemž Bossutová a Honnay (2008) to vysvětlují tím, že složení semenné banky je v rámci lokality značně různorodé. Lze to znázornit na příkladu dvou zájmových ohrožených druhů, a to *Drosera intermedia* a *Rhynchospora alba*. Taxon *Drosera intermedia* vyrostl ze všech tří odběrů, zatímco *Rhynchospora alba* byla přítomná pouze v nižších jednotkách jedinců, a navíc jen z jediné odebrané půdní semenné banky, která byla odebraná z místa značně vzdáleného od lokality posledního výskytu tohoto druhu. Avšak nutno dodat, že množství druhů, jež byly získány z půdní semenné banky posledního zbytku rašeliniště starého 20 let, dává vysokou naději, že by při vhodném managementu mohlo dojít k obnově těchto kriticky ohrožených druhů i jiných druhů zaznamenaných v nejstarších vegetačních zápisech (označených jako E), jelikož podle Jaccardova koeficientu bylo druhové složení tohoto typu vzorků nejpodobnější těmto zápisům.

Na druhou stranu experiment B (odběry provedené v různé hloubce) zjevně ukazuje, že je vhodné provést obnovu, co nejdříve od zániku či degradace daného stanoviště (také např. Bossuyt a Honnay, 2008), neboť bylo zjištěno, že nejstarší půdní semenná banka uložená hlouběji v půdním horizontu sice obsahuje stejné druhy jako výše položená půdní banka, avšak s rozdílem nižšího počtu vyklíčených jedinců a také nižšího počtu druhů (např. Bekker et al., 2000; Blomquist et al., 2003; Klimkowska et al., 2010; Stroh et al., 2012; Sanou et al., 2018), přičemž postrádá hlavní cílové druhy, což vše ústí ve značnou odlišnost jejího druhové složení oproti ostatním vzorkům i vegetačním zápisům. Z experimentu tedy vyplývá, že pro obnovu je významnější mělčeji uložená půdní semenná banka, což se shoduje s výsledky Egawa (2017). V souvislosti s tímto zjištěním je zajímavé, že v rámci těchto odběrů si druhové složení bylo dlouhodobě podobné a zjištěné rozdíly tedy nevypovídají nic o proběhlých změnách ve vegetaci (o sukcesi), ale je patrné, že jsou způsobeny ztrátou klíčivosti semen uchovaných v půdní semenné bance (např. Bekker et al., 2000).

Odběry zkoumané v experimentu C (odběry provedené v různých typech rašeliništní vegetace z místa původního jádra rašeliniště) také přinesly zajímavé výsledky. Přestože bylo původní rašeliniště pečlivě vyhrnuto, i tak se na písčném dně rybníka nacházely makrozbytky nejen ostřic a rákosu, ale i rašeliníků. Druhy, které z této půdní semenné banky vzešly, patřily mezi taxony s těžištěm svého výskytu na obnažených dnech a ve výsledku se z tohoto odběru nepodařilo získat žádný typicky

rašeliništní druh. Nicméně, vegetace obnaženého dna s hojným výskytem *Carex bohemica* a *Eleocharis ovata* je v širším okolí lokality v současnosti spíše vzácností a na Příbrazském rybníku se nevyskytuje, což se shoduje s Hongem et al. (2012) kteří se domnívají, že půdní semenné banky mají potenciál zvyšovat druhovou diverzitu daného stanoviště. Ještě pozoruhodnější výsledky přinesly druhé dva odběry půdní semenné banky. Překvapující je především druhová bohatost zájmových rašeliništních druhů, které byly vypěstovány z odběru získaného ze slatiny, jež byla nahrnuta na jeden z ostrovů Příbrazského rybníka. Přestože dnes vegetaci na povrchu tohoto ostrova dominuje *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá) a *Rubus* sp. (rod ostružiník), tak se z této půdní semenné banky podařilo získat i druhy *Carex lasiocarpa* a *Juncus alpinoarticulatus*, což jsou zjevné pozůstatky z doby, kdy na tomto místě byl biotop rašeliniště. Znamená to tedy, že by z tohoto místa mohly být teoreticky získány další rašeliništní druhy rostlin, pokud by došlo k odkrytí větší plochy slatiny. Ve výsledku v tomto odběru byla zaznamenána směs druhů obnažených den a přirozeně eutrofních mokřadů s příměsí nejspíše současných ruderalních druhů. Jako nadějná se pro obnovu rašeliniště, či spíše rašelinné louky, také jeví půdní semenná banka odebraná z rákosiny. Ačkoliv se v tomto místě dnes nachází převážně monodominantní porost *Phragmites australis* s příměsí *Glyceria maxima* a při zemi s *Poa annua* (lipnice roční) a *Galium palustre* (svízel bahenní), tak z tohoto odběru vyrostlo 26 druhů vyšších rostlin. Převážně jsou to luční druhy, ale byl zde zaznamenán i *Hydrocotyle vulgaris* a 6 druhů ostřic. Z porovnání druhového složení pomocí Jaccardova koeficientu vyšlo najevo, že daný typ odběru byl značně odlišný od všech vegetačních zápisů, avšak dále bylo patrné, že byl značný rozdíl i mezi jednotlivými vzorky tohoto typu odběru (což vede ve stejné zjištění jako u odběrů typu A) na základě čehož je půdní semenná banka v rámci jednoho místa značně různorodá, a tedy různě vhodná pro obnovu dané vegetace.

Obnova tohoto dávno degradovaného rašeliniště, popřípadě využití slatiny k jeho obnově na náhradním stanovišti, bude komplikovaná, ale je možná, pokud by došlo k navržení dostatečného množství slatiny na ostrovy v rybníce. Jak již bylo uvedeno v předchozích odstavcích a podle některých úspěšných experimentů s obnovou druhového složení degradovaných mokřadních biotopů (např. Ge et al., 2013; Alderton et al., 2017; Schwab a Kiehl, 2017), tak by tímto způsobem mohly být obnoveny

populace cílových druhů rostlin, a to především těch druhů, jejichž semena vytváří vytrvalou půdní semennou banku.

5.2 Obnova populací ohrožených druhů rostlin

Z odebrané půdní semenné banky se podařilo vypěstovat 8 ohrožených a 5 vzácnějších druhů rostlin, což je v rozporu se zjištěními autorů Jensen (1998), Bossuytová a Honnay (2008). Největším úspěchem této práce je zejména obnovení populace *Drosera intermedia* (Obrázek 5.4 a 5.5) a *Rhynchospora alba* (Obrázek 5.6).

V 70. letech se na lokalitě *Drosera intermedia* vyskytovala v řádu desetitisíců rostlin, avšak nejspíše následkem přepravení eutrofní vodou z rybníka došlo k tomu, že od roku 1998 již na lokalitě tento druh zcela vymizel (Koutecký, 2013a). Červený seznam cévnatých rostlin (Grulich et al., 2017) klasifikuje tento druh jako kriticky ohrožený. *Drosera intermedia* se na našem území přirozeně vyskytuje pouze na Třeboňsku, kde se dříve vyskytovala na 10 lokalitách, nicméně dnes se zachovaly pouze 2 z nich. Dále se vyskytuje v Českém lese a na jedné lokalitě u Františkových Lázní. V poslední době došlo také k záměrné introdukci tohoto druhu v okolí Doks na severu Čech a v oblasti Třeboňské pánve (Kaplan et al., 2017a). Výskyt je omezen na přeplavovaná rašeliniště, popřípadě okraje mezotrofních rybníků, populace tohoto druhu jsou ohroženy zejména degradací těchto stanovišť v důsledku změny vodního režimu, eutrofizace a přímého ničení lokalit zahrnující např. těžbu rašeliny a vyhrnování rybníků (Koutecký, 2013a).



Obrázek 5.4: *Drosera intermedia*, detail květenství (Foto E. Čížková, 11. 6. 2021)



Obrázek 5.5: *Drosera intermedia* (Foto E. Čížková, 18. 9. 2021)

Poslední jedinec *Rhynchospora alba* byl na lokalitě zaznamenán v roce 2002. Podle Červeného seznamu (Grulich et al., 2017) se jedná o silně ohrožený taxon. Tento druh je svým výskytem vázaný na trvale zamokřené rašelinné sníženiny a rašelinné okraje rybníků se stopovou až středně velkou koncentrací vápníku a kyselou vodou. Porosty rostlin rodu *Rhynchospora* se vyvíjí v místech s omezenou kompeticí rašeliníků (např. v důsledku opakovaného narušování), jelikož si v podzemních orgánech nevytváří velké zásoby živin, tudíž jsou na stanovišti znevýhodněny oproti rašeliníkům, které po většinu roku přijímají živiny celým svým povrchem (Hájek a Rybníček, 2010). Taxon je ohrožen v důsledku stejných příčin jako druh výše. U nás se nachází především na Třeboňsku, Chebsku a Dokesku (Krása, 2007).



Obrázek 5.6: *Rhynchospora alba*, detail květenství (Foto E. Čížková, 18. 9. 2021)

Zcela nově se podařilo v několika exemplářích z několika odběrů vypěstovat druh *Lycopodiella inundata*, jež je velmi vzácný a z lokality Příbrazského rybníka o tomto druhu neexistuje žádný předchozí záznam, přičemž nejbližší historické lokality se nacházely naposledy ve 30. letech minulého století v Hutích u Příbraze a v Pístině. Nejbližší současná lokalita pochází z Hadího blata, která je vzdálená 6 km. *Lycopodiella inundata* je podle Červeného seznamu kriticky ohrožený taxon (Grulich et al., 2017). Tento druh preferuje vlhké kyselé až neutrální půdy, které jsou chudé na živiny (Kaplan et al., 2019) roste na vlhkých až zamokřených písčínách, vlhkých okrajích cest a mělkých rašelinách. Jelikož je to rostlina raných sukcesních stádií, tak vlivem sukcese na lokalitách časem ustupuje a rozšiřuje se na vhodná stanoviště v okolí. Ohrožuje ji především úbytek vhodných lokalit, na našem území ji lze nalézt zejména v Třeboňské pánvi a na Šumavě (Ekrt, 2013).

Z ohrožených druhů rostlin z odebrané půdní semenné banky dále vzešly následující taxony, které jsou rozdělené dle své klasifikace v Červeném seznamu (Grulich et al., 2017):

- **Kriticky ohrožené druhy**

Utricularia intermedia: Tento taxon je vázán na oligotrofní nebo mezotrofní vody chudé na vápník. V České republice je jeho jedinou hojnější oblastí výskytu Třeboňská pánev (Koutecký, 2013d).

- **Silně ohrožené druhy**

Carex elata: Tento druh roste především na březích rybníků, méně také na vlhkých loukách a slatiništích, přičemž upřednostňuje kyselé půdy chudé na živiny s vysokou hladinou podzemní vody. Vyskytuje se v teplých až středně teplých oblastech Čech, a to zejména v povodí Labe a jižních Čechách, zatímco na Moravě se vyskytuje vzácně (Kaplan et al., 2018).

- **Ohrožené druhy**

Carex lasiocarpa: Na našem území se tato rostlina vyskytuje roztroušeně až vzácně, lze ji nalézt zejména v oblastech s větším zastoupením rašelinných a slatinných biotopů (severní a jižní Čechy) (Grulich, 2013b). Preferuje především mírně kyselé až mírně zásadité půdy, a to obvykle na slunných místech (Kaplan et al., 2019). Jedná se o poměrně odolný druh, který dokáže vytrvat i na lokalitách s narušeným hydrickým i trofickým režimem, avšak za těchto podmínek mohou být rostliny sterilní (nevytváří květenství) (Grulich, 2013b).

Hydrocotyle vulgaris: Roste na trvale podmáčených či mělce zaplavovaných stanovištích (např. slatiniště, rašelinné okraje rybníků) na kyselých půdách, které jsou chudé na živiny. U nás je tento druh velmi vzácný a roste v rovinatých oblastech bohatých na mokřadní biotopy jako např. Třeboňská pánev a povodí Labe a Orlice, lze ho nalézt také v okolí České Lípy v severních Čechách a v západních Čechách u Aše. Nedávno byl tento druh nalezen v podhůří Moravskoslezských Beskyd, ale pravděpodobně sem byl záměrně zavlečen (Kaplan et al., 2017b). Jedná se o sukcesně slabý druh, který je citlivý na odvodnění a na eutrofizaci (Vydrová, 2013).

Juncus alpinoarticulatus: V důsledku odvodnění je rozšíření tohoto druhu omezené, na našem území se vyskytuje roztroušeně až vzácně. Roste zejména na prameništích a slatinných loukách (Kirschnerová, 2013), kde preferuje světlá místa a vodou nasycené půdy, které jsou kyselé až neutrální a spíše chudé na živiny (www.pladias.cz, © 2014–2022).

- **Vzácnější druhy**

Carex bohémica: Centrem areálu tohoto druhu je střední Evropa (Grulich, 2013a). Na našem území roste na obnažených rybníčných dnech, na písčítých nebo hlinitých kyselých půdách chudých na vápník. Většina lokalit tohoto druhu se u nás nachází zejména v oblastech bohatých na rybníky, zatímco v teplých a suchých oblastech

(severozápadní Čechy, jižní Morava) je jeho výskyt velmi vzácný (Kaplan et al., 2017a). Druh se vyznačuje tím, že dobře snáší eutrofizaci a v půdní semenné bance si zachovává velmi dlouhou klíčivost (Grulich, 2013a).

Carex pseudocyperus: Roste na okrajích rybníků a v bažinných olšinách (Grulich, 2013c), a to obvykle v mělce zaplavených půdách se středním obsahem živin. Tento druh se v České republice vyskytuje roztroušeně, přičemž je značně rozšířený především v povodí Labe, v severních, východních a jižních Čechách (Kaplan et al., 2019).

Eleocharis ovata: Vyskytuje se na vlhkých bahnitých nebo písčitých místech s nezapojenou vegetací (např. obnažená dna, břehy vod) (Koutecký, 2013b), kde preferuje půdy s kyselým až mírně zásaditým pH. U nás je nejvíce rozšířen ve středních polohách oblastí bohatých na rybníky (jihočeské pánve, Českomoravská vrchovina), na Moravě se vyskytuje vzácněji. V minulosti byl tento druh více rozšířen, jelikož se provádělo letnění rybníků (Kaplan et al., 2015).

Myosotis caespitosa: Jedná se o jednoletou nebo dvouletou rostlinu, jež roste na vlhkých bahnitých substrátech (břehy vod, obnažená dna) (Koutecký, 2013c), které jsou bohaté na živiny a jejich pH je slabě kyselé až slabě zásadité. Vyskytuje se roztroušeně po celém území České republiky, značně rozšířená je zejména v rybničnatých oblastech (např. horní Poohří, Polabí, Třeboňská a Budějovická pánev) (Štěpánková, 2000).

Veronica scutellata: Jedná se o heliofilní (též světlomilný) druh, který roste na trvale nebo periodicky vlhkých až zaplavených půdách (Hrouda, 2000), jež jsou mírně kyselé a středně bohaté na živiny. U nás je tento druh rozšířený, a to zejména ve středních polohách a oblastech bohatých na mokřadní biotopy, zatímco v suchých a teplých oblastech téměř chybí, nebo je zde jeho výskyt omezen na říční nivy (Kaplan et al., 2016).

Závěr

Pro stabilní fungování biotopů je důležitá druhově bohatá vegetace, kterou lze částečně obnovit za využití půdní semenné banky, jelikož některé druhy rostlin vytváří v půdě vytrvalou banku semen, která jsou schopná klíčit při poskytnutí správných podmínek. Pomocí půdní semenné banky lze teoreticky obnovit druhové složení degradovaného biotopu, avšak vzhledem ke značné různorodosti půdní banky je nejprve potřeba zjistit, jaký vliv na druhové složení půdní banky semen má její umístění na lokalitě a v půdního horizontu.

V této diplomové práci bylo zkoumáno druhové složení vyšších rostlin půdní semenné banky odebrané v různé hloubce organogenního sedimentu a na různých místech dnes již zaniklého rašeliniště u Příbrazského rybníka. Ze zkoumané půdní semenné banky bylo vypěstováno 54 druhů rostlin, z toho 13 taxonů je zařazeno v nějaké z kategorií Červeného seznamu cévnatých rostlin České republiky, a to následovně: 3 z nich (*Drosera intermedia*, *Lycopodiella inundata*, *Utricularia intermedia*) jsou zařazeny do kategorie kriticky ohrožených, 2 z nich (*Carex elata*, *Rhynchospora alba*) do kategorie silně ohrožených, 3 z nich (*Carex lasiocarpa*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus alpinoarticulatus*) do ohrožených a 5 do kategorie vzácnějších druhů (*Carex bohemica*, *Carex pseudocyperus*, *Eleocharis ovata*, *Myosotis caespitosa*, *Veronica scutellata*). Vzhledem k množství druhů a k rozšíření a ohrožení některých těchto druhů na území České republiky, jež vyrostly z odběrů půdy, se tedy ukázalo, že půdní semenná banka je schopna zvýšit druhovou bohatost dané lokality.

Při porovnání vypěstovaných druhů z půdní semenné banky vyšlo najevo, že druhy vzešlé z většiny provedených odběrů si byly navzájem podobnější ve srovnání se záznamy druhového složení na lokalitě za dob existence rašeliniště. Nicméně, ze tří typů odběrů se z jedné odebrané půdní semenné banky podařilo vypěstovat naprostou většinu druhů zaznamenaných přímo na lokalitě při provádění vegetačních zápisů. Z předchozího vyplývá, že lze využít půdní semennou banku dané lokality k obnově populace rašeliništních druhů rostlin. Navíc, přítomnost jedinců *Juncus bulbosus* ve všech vzorcích půdy dokládá, že na zkoumané lokalitě existují rašelinné či písčité substráty, které umožňují případný vývoj rašeliništních rostlin.

Dále bylo zjištěno, že je druhové složení semen v půdní bance značně různorodé, a to jak v rozsahu zkoumané lokality, tak i v různých hloubkách půdního horizontu

v rámci jednoho odběrového místa. Ze zjištěného vyplynulo, že počty jedinců i druhů schopných vyklíčit z půdní semenné banky postupně klesají od doby zániku rašeliniště, tudíž pro obnovu tohoto zaniklého biotopu je hodnotnější ne příliš stará půdní semenná banka uložená ve vrchní vrstvě půdního horizontu. Ze zjištěného dále vyplývá, že je důležité zohlednit různorodost půdní semenné banky v rámci dané lokality při její případné obnově, přičemž je příhodné obnovit zaniklý biotop na takovém místě, jehož půdní semenná banka obsahuje cílové druhy rostlin.

Obnova populace cílových druhů rostlin na degradovaném rašeliništi je za využití půdní semenné banky za vhodných podmínek uskutečnitelná, avšak tímto způsobem lze obnovit takové druhy rostlin, jež vytváří vytrvalou banku semen. Nicméně pro úspěšnou obnovu těchto druhů rostlin je nutné nejprve vybrat vhodné místo s největším množstvím cílových druhů v půdní semenné bance a následně zajistit těmto druhům náležité podmínky pro klíčení a růst. Zároveň je nezbytné si uvědomit, že je nutné zahájit obnovu co nejdříve od zániku daného biotopu, jelikož posléze postupem času klesá počet jedinců a s tím i počet druhů, jež jsou schopné vyklíčit z půdní semenné banky, čímž klesá možnost obnovy původní populace cílových druhů rostlin pomocí půdní banky dané lokality.

Seznam použité literatury

Alderton, E. et al. (2017). Buried alive: Aquatic plants survive in 'ghost ponds' under agricultural fields. *Biological Conservation*, 212:105–110.

Baskin, C. C. a Baskin, J. M. (1998). *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. První vydání, Academic Press, San Diego. ISBN 0-12-080260-0.

Bekker, R. M. et al. (2000). Soil seed bank dynamics in hayfield succession. *Journal of Ecology*, 88(4):594–607.

Blomqvist, M. M. et al. (2003). Restoration of ditch bank plant species richness: The potential of the soil seed bank. *Applied Vegetation Science*, 6(2):179–188.

Bossuyt, B. a Honnay, O. (2008). Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*, 19(6):875–884.

Bufková, I. a Kučerová, A. (2017). Rašeliniště. In: Čížková, H., Vlasáková, L. a J. Květ (Eds.), *Mokřady: ekologie, ochrana, udržitelné využívání*, První vydání, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, pp. 161–193. ISBN 978-80-7394-658-6.

Bufková, I. a Stíbal, F. (2012). Revitalizace odvodněných rašelinišť na území NP Šumava. In: Jongepierová, I., Pešout, P., Jongepier, J. W. a Prach, K. (Eds.), *Ekologická obnova v České republice*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp. 80–82. ISBN 978-80-87457-31-3.

Čížková, E. et al. (2020). Impact of Water Level on Species Quantity and Composition Grown from the Soil Seed Bank of the Inland Salt Marsh: An Ex-Situ Experiment. *Land*, 9(12):533.

Chytil, J. a Turoňová, D. (2017). Biodiverzita mokřadů. In: Čížková, H., Vlasáková, L. a J. Květ (Eds.), *Mokřady: ekologie, ochrana, udržitelné využívání*, První vydání, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, pp. 440–485. ISBN 978-80-7394-658-6.

Chytrý, M. (2010). Úvod. In: Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V. a Lustyk P. (Eds.), *Katalog biotopů České republiky*, Druhé vydání, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp. 7–10. ISBN 978-80-87457-02-3.

Chytrý, M. et al. (2010). *Katalog biotopů České republiky*. Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V. a Lustyk P. (Eds.), Druhé vydání, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. ISBN 978-80-87457-02-3.

Chytrý, M. et al. (2020). *Červený seznam biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. ISBN 978-80-7620-043-2.

Chytrý, M. et al. (2018). Ellenbergtype indicator values for the Czech flora. *Preslia*, 90:83–103.

Chytrý, M. et al. (2005). Invasions by alien plants in the Czech Republic: A quantitative assessment across habitats. *Preslia*, 77(4):339–354.

Egawa, C. (2017). Variation in the effects of burial in different peatland successional stages on seed survival of four wetland species. *Acta Oecologica*, 78:26–33.

Eiseltová, M. a Bufková, I. (2017). Obnova mokřadů. In: Čížková, H., Vlasáková, L. a Květ, J. (Eds.), *Mokřady: ekologie, ochrana, udržitelné využívání*, První vydání, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, pp. 532–554. ISBN 978-80-7394-658-6.

Ekrt, L. (2013). *Lycopodiella inundata* (L.) Holub - plavuňka zaplavovaná. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 255–256. ISBN 978-80-87311-35-6.

Fesyuk, V. O. et al. (2020). Burned peatlands within the Volyn region: state, dynamics, threats, ways of further use. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 29(3):483–494.

Garbutt, A., a Wolters, M. (2008). The natural regeneration of salt marsh on formerly reclaimed land. *Applied Vegetation Science*, 11(3):335–344.

Ge, X. et al. (2013). The soil seed banks of typical communities in wetlands converted from farmlands by different restoration methods in Nansi Lake, China. *Ecological Engineering*, 60:108–115.

Greet, J. et al. (2013). Flow regulation is associated with riverine soil seed bank composition within an agricultural landscape: Potential implications for restoration. *Journal of Vegetation Science*, 24(1):157–167.

Grulich, V. et al. (2017). Červený seznam ohrožených druhů České republiky: CÉVNATÉ ROSTLINY: Red List of Threatened Species of Czech Republic: VASCULAR PLANTS. *Příroda*, 1-178.

Grulich, V. (2013a). *Carex bohemica* Schreb. - ostřice šáchorovitá, o. česká. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 97. ISBN 978-80-87311-35-6.

Grulich, V. (2013b). *Carex lasiocarpa* Ehrh. - ostřice plstnatoplodá. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 107–108. ISBN 978-80-87311-35-6.

Grulich, V. (2013c). *Carex pseudocyperus* L. - ostřice nedošáchor. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 115. ISBN 978-80-87311-35-6.

Haruštiaková, D. et al. (2012). *Vícerozměrné statistické metody v biologii*. Akademické nakladatelství CERM, s.r.o., Brno ISBN: 978-80-7204-791-8.

Hájek, M. (2020). Prameniště a rašeliniště. In: Chytrý, M. et al., *Červený seznam biotopů České republiky*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp. 53–57. ISBN 978-80-7620-043-2.

Hájek, M. a Rybníček, K. (2010). R2 Slatinná a přechodová rašeliniště. In: Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V. a Lustyk P. (Eds.), *Katalog biotopů České*

republiky, Druhé vydání, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp. 94–114. ISBN 978-80-87457-02-3.

Hájková, P. et al. (2011). Long-term vegetation changes in bogs exposed to high atmospheric deposition, aerial liming and climate fluctuation. *Journal of Vegetation Science*, 22(5):891–904.

Hájková, P. et al. (2009). How can we effectively restore species richness and natural composition of a *Molinia*-invaded fen? *Journal of Applied Ecology*, 46(2):417–425.

Hong, J. et al. (2012). Soil seed bank techniques for restoring wetland vegetation diversity in Yeyahu Wetland, Beijing. *Ecological Engineering*, 42:192–202.

Horn, P. a Bastl, M. (2012). Revitalizace průmyslově odvodněného rašeliniště Soumarský Most. In: Jongepierová, I., Pešout, P., Jongepier, J. W. a Prach, K. (Eds.), *Ekologická obnova v České republice*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp. 83–85. ISBN 978-80-87457-31-3.

Hrouda, L. (2000). Veronica L. In: Slavík, B., Chrtek, J. a Štěpánková, J. (Eds.), *Květena České republiky 6*, Academia, Praha, pp. 355–397. ISBN 80-20003-06-1.

Januš, V. a Čížková, H. (2017). Paludikultura. In: Čížková, H., Vlasáková, L. a Květ, J. (Eds.), *Mokřady: ekologie, ochrana, udržitelné využívání*, První vydání, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, pp. 292–310. ISBN 978-80-7394-658-6.

Jensen, K. (1998). Species composition of soil seed bank and seed rain of abandoned wet meadows and their relation to aboveground vegetation. *Flora*, 193(4):345–359.

Joosten, H. a Clarke, D. (2002). Wise use of mires and peatlands. *International Mire Conservation Group and International Peat Society*, 304.

Joosten, H. et al. (2017). Mire diversity in Europe: mire and peatland types. In: Joosten, H., Tanneberger, F. a Moen, A. (Eds.), *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation*, Schweizerbart Science publishers, Stuttgart, pp. 5–63. ISBN 978-3-510-65383-6.

Joosten, H. a Tanneberger, F. (2017). Peatland use in Europe. In: Joosten, H., Tanneberger, F. a Moen, A. (Eds.), *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation*, Schweizerbart Science publishers, Stuttgart, pp. 151–172. ISBN 978-3-510-65383-6.

Just, T. et al. (2012). Mokřady a vodní toky. In: Jongepierová, I., Pešout, P., Jongepier, J. W. a Prach, K. (Eds.), *Ekologická obnova v České republice*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp. 147. ISBN 978-80-87457-31-3.

Kaplan, Z. et al. (2019). Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 8. *Preslia*, 91(4):257–368.

Kaplan, Z. et al. (2018). Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 6. *Preslia*, 90(3):235–346.

Kaplan, Z. et al. (2017a). Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 4. *Preslia*, 89(2):115–201.

Kaplan, Z. et al. (2017b). Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 5. *Preslia*, 89(4):333–439.

Kaplan, Z. et al. (2016). Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 2. *Preslia*, 88(2):229–322.

Kaplan, Z. et al. (2015). Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 1. *Preslia*, 87(4):417–500.

Kirschnerová, L. (2013). *Juncua alpinoarticulatus* Chaix - sítina lapská. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 107–108. ISBN 978-80-87311-35-6.

Klimkowska, A. et al. (2010). Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. *Restoration Ecology*, 18(6):924–933.

Klimkowska, A. et al. (2007). Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation*, 140(3–4):318–328.

Koutecký, P. (2013a). *Drosera intermedia* Hayne - rosnatka prostřední. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 167. ISBN 978-80-87311-35-6.

Koutecký, P. (2013b). *Eleocharis ovata* (Roth) Roem. & Schult. - bahnička vejčitá. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 177. ISBN 978-80-87311-35-6.

Koutecký, P. (2013c). *Myosotis caespitosa* Schultz - pomněnka trsnatá. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 271–272. ISBN 978-80-87311-35-6.

Koutecký, P. (2013d). *Utricularia intermedia* Hayne - bublinatka prostřední. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 439. ISBN 978-80-87311-35-6.

Krásá, P. (2007). *Rhynchospora alba* L. (Vahl) - hrotnosemenka bílá/ostroplod biely. [online] Botany.cz [cit. 16. 03. 2022]. Dostupné z: <https://botany.cz/cs/rhynchospora-alba/>

Lepš, J., a Šmilauer, P. (2000). *Mnohorozměrná analýza ekologických dat*. Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, České Budějovice.

Li, T. et al. (2022). Soil seedbank: Importance for revegetation in the water level fluctuation zone of the reservoir area. *Science of The Total Environment*, 829:154686.

Magee, T. K., a Kentula, M. E. (2005). Response of wetland plant species to hydrologic conditions. *Wetlands Ecology and Management*, 13(2):163–181.

Middleton, B. A. (2003). Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming. *Journal of Applied Ecology*, 40(6):1025–1034.

Mitsch, W. J. a Gosseling, J. G. (2000). *Wetlands*. Třetí vydání, Wiley, New York. ISBN 0-471-29232-X.

Morimoto, J. et al. (2017). Wetland restoration by natural succession in abandoned pastures with a degraded soil seed bank. *Restoration Ecology*, 25(6):1005–1014.

Navrátilová, J. et al. (2019). Land cover changes on temperate organic substrates over last 150 years: evidence from the Czech Republic. *Biologia*, 74(4):361–373.

Navrátilová, J. et al. (2017). Convergence and impoverishment of fen communities in a eutrophicated agricultural landscape of the Czech Republic. *Applied Vegetation Science*, 20(2):225–235.

Navrátilová, J. et al. (2006). Relationships between environmental factors and vegetation in nutrient-enriched fens at fishpond margins. *Folia Geobotanica*, 41(4):353–376.

Navrátilová, J. a Navrátil, J. (2005). Vegetation gradients in fishpond mires in relation to seasonal fluctuations in environmental factors. *Preslia*, 77(4):405–418.

Nicol, J. M. et al. (2003). Seed banks of a southern Australian wetland: The influence of water regime on the final floristic composition. *Plant Ecology*, 168(2):191–205.

Nishihiro, J. et al. (2006). Restoration of wetland vegetation using soil seed banks: Lessons from a project in Lake Kasumigaura, Japan. *Landscape and Ecological Engineering*, 2(2):171–176.

Pladias.cz (© 2014–2022). *Juncus alpinoarticulatus* – sítina alpská: Ekologické indikační hodnoty [online] [cit. 17. 03. 2022]. Dostupné z: <https://pladias.cz/taxon/data/Juncus%20alpinoarticulatus#4>

Pouliot, R. et al. (2015). Sphagnum farming: A long-term study on producing peat moss biomass sustainably. *Ecological Engineering*, 74:135–147.

Prach, K. et al. (2009). Ekologie obnovy narušených míst: II Místa narušená těžbou surovin. *Živa*, 57(2):68–72.

Rybníček, K. (1970). *Rhynchospora alba* (L.) Vahl, its distribution, communities and habitat conditions in Czechoslovakia, Part I. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 5(2):145–162 & 221–263.

Rybníček, K. et al. (2017). Czech Republic. In: Joosten, H., Tanneberger, F. a Moen, A. (Eds.), *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation*, Schweizerbart Science publishers, Stuttgart, pp. 340–352. ISBN 978-3-510-65383-6.

Sanou, L. et al. (2018). Comparison of aboveground vegetation and soil seed bank composition at sites of different grazing intensity around a savanna-woodland watering point in West Africa. *Journal of plant research*, 131(5):773–788.

Schrautzer, J. et al. (1996). Restoration strategies for wet grasslands in Northern Germany. *Ecological Engineering*, 7(4):255–278.

Schwab, A. a Kiehl, K. (2017). Analysis of soil seed bank patterns in an oxbow system of a disconnected floodplain. *Ecological Engineering*, 100:46–55.

Shi, Z. et al. (2020). Research progress on Soil Seed Bank: A bibliometrics analysis. *Sustainability*, 12(12):4888.

Stroh, P. A. et al. (2012). The influence of time on the soil seed bank and vegetation across a landscape-scale wetland restoration project. *Restoration Ecology*, 20(1):103–112.

Štěpánková, J. (2000). *Myosotis L. - pomněnka*. In: Slavík, B., Chrtek, J. a Štěpánková, J. (Eds.), *Květena České republiky 6*, Academia, Praha, pp. 216–234. ISBN 80-20003-06-1.

Tanneberger, F. et al. (2017). Mire and peatland conservation in Europe. In: Joosten, H., Tanneberger, F. a Moen, A. (Eds.), *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation*, Schweizerbart Science publishers, Stuttgart, pp. 173–195. ISBN 978-3-510-65383-6.

Tarnocai, C. (2009). The impact of climate change on Canadian peatlands. *Canadian Water Resources Journal*, 34(4):453–466.

Thompson, K. et al. (1997). *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge university press.

Van Der Valk, A. G. et al. (1999). The restoration of sedge meadows: Seed viability, seed germination requirements, and seedling growth of *Carex* species. *Wetlands*, 19(4):756–764.

Van Diggelen, R. et al. (2006). Fens and floodplains of the temperate zone: Present status, threats, conservation and restoration. *Applied Vegetation Science*, 9(2):157–162.

Vasander, H. et al. (2003). Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management*, 11(1–2):51–63.

Vydrová, A. (2013). *Hydrocotyle vulgaris* L. - pupečník obecný. In: Lepší, P., Lepší, M., Boublík, K., Štech, M. a Hans, V. (Eds.), *Červená kniha květeny jižní části Čech*, První vydání, Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích, pp. 224. ISBN 978-80-87311-35-6.

Wang, M. et al. (2016). Soil seed banks and their implications for wetland restoration along the Nongjiang River, Northeastern China. *Ecological Engineering*, 96:26–33.

Seznam obrázků

Obrázek 4.1: Ordinační diagram 1. a 2. osy DCA s vyobrazením míst odběrů vzorků a zápisů vegetace.....	41
Obrázek 4.2: Ordinační diagram 1. a 2. DCA osy s vyobrazením druhů	42
Obrázek 4.3: Ordinační diagram 1. a 2. DCA osy s vyobrazením Ellenbergových indikačních hodnot.....	43
Obrázek 5.4: <i>Drosera intermedia</i> , detail květenství (Foto E. Čížková, 11. 6. 2021)	48
Obrázek 5.5: <i>Drosera intermedia</i> (Foto E. Čížková, 18. 9. 2021).....	49
Obrázek 5.6: <i>Rhynchospora alba</i> , detail květenství (Foto E. Čížková, 18. 9. 2021)	50

Seznam tabulek

Tabulka 3.1: Zápisy vegetace s <i>Rhynchospora alba</i> od Dr. Rybníčka	32
Tabulka 3.2: Zápisy vegetace provedené v roce 2002	33
Tabulka 3.3: Zápisy vegetace provedené v roce 2020	33
Tabulka 4.4: Četnosti výskytu jednotlivých druhů celkem a četnost v různých místech odběru.....	36
Tabulka 4.5: Četnosti výskytu jednotlivých druhů celkem a četnost při různé hloubce odběru.....	38
Tabulka 4.6: Četnosti výskytu jednotlivých druhů celkem a četnost v místech s různou rašeliništní vegetací.....	39
Tabulka 4.7: Výstupní matice Jaccardova koeficientu pro srovnání druhového složení na místech odběrů vzorků a zápisů vegetace	44
Tabulka 4.8: Výstupní matice Jaccardova koeficientu pro srovnání druhového složení mezi zápisy vegetace.....	44
