

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Biologická fakulta



bakalářská práce

Vegetační dynamika třeboňských blatkových rašeliníšť po narušení



Táňa Jakšičová
2003

Školitel: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

JAKŠIČOVÁ TÁŇA. (2003):Vegetační dynamika třeboňských blatkových rašelinišť po narušení. [Vegetation dynamics of *Pinus rotundata* peatbogs after disturbances] – 29 p., Faculty of Biological Sciences, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Tato práce se zabývá sukcesí na narušených rašeliništích v Třeboňské pánvi. V první části se blíže zaměřuje na spontánní obnovu vegetace na rašeliništi Žofinka, které bylo v minulosti narušeno podkorním hmyzem a dvakrát poškozeno požárem.

V druhé části bylo toto narušení přírodními faktory srovnáváno s rašeliništi, na kterých probíhala těžba. Výsledky ukazují, že po narušení rašelinišť přírodními faktory se vegetace poměrně rychle vrací do původního stavu, zatímco u těžných rašelinišť je tento proces velmi pomalý a při hlubokém odvodnění často ani není návrat k původnímu typu vegetace možný.

Vegetation in several peatbogs in Třeboň Basin was studied following various types of disturbances: fire in two different times, attack by barkbeetles and wind damage; traditional peat harvesting after shallow drainage; industrial peat harvesting after deep drainage.

Recovery of vegetation after natural disturbances is rather fast in contrast to human-made disturbances. After traditional harvesting, recovery of natural vegetation is slow but possible, after industrial harvesting quite different vegetation develops.

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou diplomovou práci vypracovala samostatně pouze s použitím citované literatury.

V Českých Budějovicích dne 8. 1. 2003

.....
Táňa Jakšičová

Poděkování

Ve chvíli, kdy se dívám na již téměř hotovou práci, mi je jasné, že nebýt spousty ochotných a moudrých lidí kolem mne, jistě by nevypadala tak, jak v tomto finálním okamžiku vypadá. Chtěla bych tedy opravdu upřímně poděkovat všem, kteří mi jakýmkoli způsobem v průběhu práce pomáhali.

V první řadě je to můj školitel Karel E. Prach a ještě kdosi z Botanického ústavu v Třeboni, kteří měli ten výborný nápad vypsát tuto diplomovou práci. Karlu Prachovi také vděčím za věcné připomínky poskytované v průběhu práce, za dodanou literaturu a hromadu kolíků potřebných k vytyčení trvalých ploch.

S velkou ochotou jsem se setkala u Andrey Kučerové a Ládi Rektorise z třeboňského Botanického ústavu, kteří se se mnou podělili nejen o řadu materiálů týkajících se studované lokality, ale i o své četné zkušenosti, které s Žofínkou mají.

Marku Bastlovi děkuji za jeho zázračný kousek, kterým převedl data své bakalářské práce z jakési archaické verze CANOCA do formy excelovského souboru, čímž je učinil pro mě použitelnými. Také mi přispěl radou při zpracovávání výsledků. Tam, kde všichni byli krátkí na ne vždy srozumitelná, leč nezbytná statistická kouzla, mě svou radou takřka zachránil Petr Šmilauer.

Nejrůznější nástrahy a překážky, s nimiž jsem se na Žofince setkávala téměř na každém kroku, mi pomáhal překonávat Milan Štech, který mě také kromě četných, převážně kritických připomínek po celé dva roky práce zásoboval nezdolným optimismem. K neustálému nadšení do vědecké činnosti mě též velmi často nabádala Martina Pavelková, již vděčím i za konečnou pravopisnou kontrolu mého literárního produktu.

V neposlední řadě musím poděkovat i svým rodičům za umožnění vzdělávání se v oboru botanickém, řadě spolužáků, kteří pomáhali v pracovní vytvářet snesitelnou, ba dokonce často velmi příjemnou pracovní morálku.

.....a snad i tomu, že Žofínku dvakrát zachvátila ohnivá katastrofa, protože jinak bych si asi nikdy neuvědomila, jak příjemně voní rojovník, nevěděla bych, že nejkrásnějšími mechy na světě jsou rašeliníky, neznala bych ten zvláštní pocit, kdy může člověk pevně kráčet po zmrzlé rašelině, aniž by se do té mokré kaše po kolena bořil, asi nikdy bych se tak zblízka nepotkala s datlem a lelkem a nedokázala bych si představit, že jedny z nejkouzelnějších západů slunce, úplňkových nocí a chladných rán plných ptačího zpěvu a slunečních paprsků je možné prožít právě jen uprostřed divočiny třeboňských rašelinišť.

Obsah

1 Úvod	1
1.1 Vznik rašelinišť a jejich klasifikace	1
1.2 Těžba rašeliny	1
1.3 Sukcese na vytěžených rašeliništích	2
1.4 Význam rašelinišť a jejich ochrana	3
1.5 Význam práce a její cíle	4
2 Charakteristika území a sledovaných lokalit	5
2.1 Geomorfologická a geologická charakteristika Třeboňské pánve	5
2.2 Rašeliniště v Třeboňské pánvi	5
2.3 Vegetace třeboňských rašelinišť	6
2.4 Národní přírodní rezervace Žofínka	7
2.5 Ostatní srovnávané lokality	8
3 Metodika	9
3.1 Nomenklatura	9
3.2 Sběr dat	9
3.3 Statistické zpracování dat	10
4 Výsledky	12
4.1 Vztahy mezi druhovým složením vegetace a věkem spálené plochy	12
4.2 Kolonizace spálené plochy	13
4.3 Celkové srovnání různě narušených ploch na rašeliništi Žofínka	14
4.4 Srovnání různě narušených ploch na rašeliništi Žofínka s rašeliništi narušenými těžbou	16
5 Diskuse	18
5.1 Vztahy mezi druhovým složením vegetace a věkem spálené plochy	18
5.2 Celkové srovnání různě narušených ploch na rašeliništi Žofínka	19
5.3 Srovnání různě narušených ploch na rašeliništi Žofínka s rašeliništi narušenými těžbou	21
6 Závěr	24
7 Literatura	25
8 Přílohy	29

1. Úvod

1.1 Vznik rašelinišť a jejich klasifikace

Rašeliniště lze obecně definovat jako semiterestrické ekosystémy na trvale nebo dlouhodobě zamokřených biotopech, v nichž převažuje biotická primární produkce nad dekompozicí a v jejichž substrátu se hromadí odumřelá organická hmota (JENÍK et SOUKUPOVÁ 1989).

Vznik rašeliny je umožněn několika základními faktory: nízkou rychlostí rozkladu organické hmoty (nízká teplota, přebytek vody, nízká koncentrace kyslíku), vysokým obsahem vodíkových iontů (pH je často nižší než 4) a obsahem některých specifických organických kyselin, které mají antibiotické a konzervační účinky (DYKYJOVÁ 1975; MITSCH et GOSSELINK 2000).

Klasifikace rašelinišť je poněkud složitá, což je dáno jak jejich značnou různorodostí, tak i možnými úhly pohledu. Tyto ekosystémy lze rozdělovat podle řady různých kritérií, např. z hlediska floristického, dále podle vegetační struktury, geomorfologie, hydrologie, chemismu a z ekonomického hlediska také podle kvality a složení rašeliny (MITSCH et GOSSELINK 2000; GORE 1983). Když se přidržíme hydrologického členění podle Steinera (STEINER et al. 1992), můžeme středoevropská rašeliniště rozdělit na minerotrofní, ombrotrofní a přechodová. Rozdíl zde spočívá ve zdroji vody. Minerotrofní rašeliniště, nazývaná též slatiniště, jsou zásobována převážně podzemní minerální vodou, rašeliniště ombrotrofní, většinou také zvaná vrchoviště, zase převážně vodou srážkovou. Rašeliniště přechodová stojí na rozhraní mezi oběma předešlými typy, zdrojem vlhkosti je zde voda podzemní i voda srážková. Ombrotrofní vývoj rašelinišť v minulosti často navazoval na vývoj minerotrofní. Pod pojmem rašeliniště jsou často chápána pouze vrchoviště, zřejmě proto, že druhé dva typy nebývají vždy tvořeny rašeliníkem.

1.2 Těžba rašeliny

Rašelina byla u nás odnepaměti těžena na palivo, od 2. poloviny 19. století též pro potřeby zahradnictví a lesnictví (MATOUŠ 1989). Předpokladem pro těžbu rašeliny bylo odvodnění, na rašeliništích byly před započítím těžby vybudovány kanály. Při nejprimitivnějším způsobu

těžby, tzv. těžbě kotlovité, však odvodňování děláno nebylo. Těžitelé hloubili porůznu své jámy v rašelině, a když je pak vnikající voda z jam od práce vyhnala, založili hned další jámu vedle, ponechávající tam oddělující stěnu rašeliny. (SPIRHANZL 1951; DOHNAL et al. 1965). Tento způsob těžby byl k přírodě nejšetrnější, avšak z hlediska těžitelů neekonomický.

Nejstarší ekonomický způsob těžby, který dnes již patří minulosti, je tzv. píchání borek čili borkování. Na odvodněném rašeliništi se s borkování začínalo buď souběžně s hlavním kanálem, nebo podél svodných kanálů, které byly kolmo na kanál hlavní. Postupovat se muselo „proti vodě“, aby se doloviště nezatápěla. Byla-li těžební stěna vyšší než 2 m, těžilo se stupňovitě. Rozměry borek byly v různých krajích různé, na Třeboňsku přibližně 40-50 x 20-30 x 10-30 cm. Borky se skládaly na volné prostranství za těžební stěnou, kde se nechaly rozložené oschnout (DOHNAL et al. 1965).

Brzy se začala rašelina ve velkém používat v průmyslu. Ruční těžba se stala příliš drahou, proto byly v Německu zkonstruovány borkovací stroje. Jejich výkon však nebyl příliš vysoký. Podstatně výkonnějšími se ukázaly být bagry, které vytěženou rašelinu ihned tvarují do borek. Později bylo způsobů velkoplošné těžby používáno několik. Patří sem např. tzv. vrstevná těžba čili frézování, bagrování, elevátorová těžba a řezání monolitů. Na třeboňských rašeliníštích, stejně jako i v jiných částech České republiky, byla novodobě prováděna hlavně těžba frézováním (DOHNAL et al. 1965, SPIRHANZL 1951). Tento způsob zde přetrvával až do současnosti.

1.3 Sukcese na vytěžených rašeliníštích

Po ukončení těžby jsou rašeliníště buď podrobena rekultivacím, nebo jsou ponechána vlastnímu osudu a spontánní sukcesi. Rekultivace urychlují nastoupení nové vegetace, díky nim je přeskočeno několik počátečních sukcesních stádií (ROCHEFORT et CAMPEAU 1997). Důležité však je, aby rekultivační zásahy byly správně udělány, nevhodný zásah může zapříčinit, že sukcese dospěje k úplně jinému typu vegetace, než bylo původně zamýšleno.

Při sukcesi je důležitý komplex současně působících faktorů (HILS et VANKAT 1982), jako jsou chemické a fyzikální vlastnosti substrátu, zdroj diaspor v okolí apod. (SALONEN 1987; NEUHÄUSL 1992). Podle Lummeho (LUMME 1989) závisí uchycení semen jednotlivých druhů na vytěžených plochách především na podmínkách, v nichž jsou semena schopna klíčit. Jedná se jak o fyzikální vlastnosti substrátu, tak i o to, že substrát je velmi kyselý a obsahuje jen

malé množství dostupných důležitých živin. Semena jsou také na vytěženém povrchu vystavena velkému výkyvu teplotních a vlhkostních podmínek. Hlavním předpokladem toho, aby se sukcese ubírala zpět k obnově rašeliništní vegetace, je udržení vysoké hladiny podzemní vody, protože jinak může dojít k obsazení stanoviště vegetací ruderalní (BASTL 1994).

Connell a Slatyer (1977) sestavili tři základní modely sukcese, tzv. model „usnadňovací“, „toleranční“ a „inhibiční“.

Sukcesi můžeme zjednodušeně rozdělit na sukcese primární a sekundární (CLEMENTS 1916). Sukcese primární probíhá na nově vytvořeném substrátu, zatímco při sukcese sekundární je již vytvořen půdní horizont, v němž jsou přítomné diaspory.

Zařazení sukcese na vytěžených rašeliništích není úplně jednoznačné. Salonen (1987) tvrdí, že stojí na hranici mezi sukcesí primární a sekundární. Substrát, na němž sukcese probíhá, je sekundární, formovaný předchozí vegetací. Je však zbavený veškerých diaspor, což je charakteristickým rysem pro sukcese primární. Podle Pracha (PRACH, ústní sdělení) se jednoznačně jedná o sukcese primární.

1.4 Význam rašelinišť a jejich ochrana

Rašeliniště jsou především nositeli vysoké biologické a ekologické diverzity (JENÍK et SOUKUPOVÁ 1989). Mají nezastupitelnou krajinářskou a estetickou úlohu (RYBNÍČEK et al. 1984). Je však nutné je chránit i z hlediska jednotlivých druhů, které zde mají svá přirozená stanoviště, mnohdy se jedná o druhy reliktní, které se v jiných typech biotopů nevyskytují. V Třeboňské pánvi jde především o dominantu blatko-rojovníkových porostů, druh *Pinus rotundata*, jejíž rozšíření je omezeno výhradně na rašeliniště střední Evropy. Porosty se po vytěžení rašelinišť neobnovují a většinou jsou nahrazeny kulturou *Pinus sylvestris*. Také odvodňování rašelinišť má na populace *Pinus rotundata* negativní dopad, v důsledku snížení hladiny podzemní vody dochází totiž k expanzi *Pinus sylvestris* a rozsáhlé hybridizaci s *Pinus rotundata* (SKALICKÝ 1988).

Rašeliniště jsou důležitými regulátory nejen povrchových toků, ale hlavně stavu podzemních vodních kolektorů. Proto je nutné je chránit před odvodňováním a narušováním jejich vegetační vrstvy. Jsou k tomu nejen důvody ochranné, hydrologické a hydrogeologické, ale i důvody protierozní. Zejména na svahových rašeliništích vede

sebemensi narušení vegetace k rychlému odnosu materiálu, protože rašelina je vyplavována daleko rychleji než minerální zeminy (DOHNAL et al. 1965).

Rašeliniště jako výrazné přírodní útvary mají navíc tu výjimečnou vlastnost, že samy v sobě deponují informace o své blízké i vzdálené minulosti (JANKOVSKÁ 1989). Nejedná se však jenom o historii vlastních rašelinišť, naakumulované rostlinné a živočišné zbytky vypovídají i o osudu okolní krajiny (JENÍK et SOUKUPOVÁ 1989). Jsou nenahraditelnými zdroji informací k paleoekologické historii pozdního glaciálu a hlavně holocénu (JANKOVSKÁ 1978).

1.5 Význam práce a její cíle

Na rašeliništích narušených těžbou bylo v nedávné době děláno několik detailních studií, týkajících se sukcese (SALONEN 1987, 1994; BASTL 1994). Avšak o sukcesi na rašeliništích narušených přírodními procesy máme dostupné informace jen v minimálním množství. Na jednom z menších rašelinišť v Třeboňské pánvi, národní přírodní rezervaci Žofínka, se nám naskytla příležitost získat data o sukcesi po narušení přírodními faktory – ohněm, rozsáhlým poškozením podkorním hmyzem a polomem. A právě na sběr těchto dat, jejich následné zpracování a porovnání s daty v minulosti získanými na těžných rašeliništích z Třeboňské pánve je zaměřena tato práce.

Konkrétními cíli práce jsou:

1. Rekonstruovat směr a rychlost sukcese na vypálených plochách na rašeliništi Žofínka.
2. Porovnat různé typy narušení přírodními faktory (oheň, polom) s neporušeným blatkovým borem v rámci jedné lokality.
3. Porovnat sukcesi následující po narušení přírodními faktory na lokalitě Žofínka se sukcesí následující po těžbě rašelinišť v jiných částech Třeboňské pánve.

2. Charakteristika území a sledovaných lokalit

2.1 Geomorfologická a geologická charakteristika Třeboňské pánve

Třeboňská pánev tvoří výrazný geomorfologický celek, který je součástí podsoustavy Jihočeských pánví v rámci Česko-moravské soustavy. Není homogenní jednotkou. Skládá se ze tří geomorfologických podcelků. Největší území zaujímá Lomnická pánev protáhlá od SSZ k JJV, která tvoří vlastní jádro Třeboňské pánve a v níž se nachází veškeré lokality studované v této práci. Od východu k ní přiléhá podcelek Kardašověčické pahorkatiny, tvořící předpolí reliéfu Českomoravské vrchoviny. Na západě je k Třeboňské pánvi řazen podcelek Lišovský práh, který ji odděluje od pánve Českobudějovické (SLÁDEK 1978).

Vlastní Lomnická pánev je tektonicky podmíněná sníženina v povodí Lužnice a Stropnice, vyplněná senonskými a neogenními sedimenty. Má rovinný reliéf s rozsáhlými říčními terasami lemujícími údolí Lužnice i Stropnice, ojediněle s přesypy navátých písků. Pro toto území je charakteristický jak výskyt rozsáhlých rašelinišť, tak i velké vodní plochy zdejších rybníků (SLÁDEK 1978).

Co se týče geologických poměrů Třeboňské pánve, veškeré horniny vystupující na Třeboňsku i na jeho periférii se vyznačují nedostatkem uhličitane vápenatého a v průměru nízkým až nepatrným obsahem živin. Týká se to jak hornin krystalinika, především kyselých rul, tak i sedimentární výplně pánve svrchnokřídového i třetihorního stáří, kterou tvoří převážně písky, štěrky a jíly s vysokým podílem křemene. Kvartérní sedimenty jsou vesměs deriváty těchto podložních hornin nebo jsou vlastnostmi podloží velmi výrazně ovlivněny (LOŽEK 1978).

2.2 Rašeliniště v Třeboňské pánvi

Třeboňská pánev je vedle Šumavy a Krušných hor třetí nejbohatší území České republiky na rašeliniště. Vznikly zde velmi rozsáhlé komplexy většinou slatinného a smíšeného typu. Ložiska jsou ostrůvkovitě rozmístěna ve starém širokém mělkém údolí Lužnice v délce asi 60 km. Ložiska celého pruhu mezi Veselím nad Lužnicí a Českými Velenicemi leží v depresích oddělených od sebe hřbety křídových nebo terciérních hornin. To je možné vysvětlit

tektonickými pohyby, podél nichž některé části území vystupovaly a jiné klesaly. Na pokleslých krátech vznikly příznivé podmínky pro vznik velkých rašelinných ložisek. V celém území se zřetelně projevuje systém zlomů směru SV – JZ (DOHNAL et al. 1965; Sládek 1978).

Podle Spitzera (SPITZER 1978) představují jihočeská oligotrofní rašeliniště reliktní izolované ekosystémy blízké strukturálně a funkčně biomu vlhké subarktické lesotundry. Z biogeografického hlediska patří k nejcennějším biocenózám celé jihočeské oblasti. Jde o edaficky podmíněná mokřadní společenstva blízká přírodnímu stavu s velmi vyhraněnou a v těchto polohách jedinečnou flórou a faunou s velkým množstvím boreálních a boreoalpínských taxonů, často obligátně tyrfobiontních, čili zcela vázaných na rašeliniště (LIŠKA et al. 1989). Třeboňská rašeliniště mají navíc primát v tom, že leží v nejnižší nadmořské výšce ve střední Evropě a mají neopakovatelnou kombinaci klimatických a hydrologických činitelů (NEUHÄUSL 1978).

2.3 Vegetace třeboňských rašelinišť

Vegetace třeboňských blatkových rašelinišť jsou řazena do asociace *Pino rotundatae-Sphagnetum* Kästner & Flössner 1933, corr.Neuhäsl 1972. Tato asociace patří do svazu *Sphagnion medii* z třídy *Oxycocco-Sphagnetea* (MORAVEC 1995).

Indikačními druhy této asociace jsou např.: *Pinus rotundata*, *Betula pubescens*, *Picea abies*, *Ledum palustre*, *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*, *V. vitis-idaea*, z mechorostů *Bazzania trilobata*, *Hylocomium splendens*, *Sphagnum magellanicum*, *S. recurvum*, *Aulacomnium palustre* (RYBNÍČEK et al. 1984).

Dominantu tvoří *Pinus rotundata*, často bývá přimíšena *Pinus sylvestris* nebo její kříženec s blatkou *Pinus ×digenea*, *Picea abies*, již méně často *Betula pubescens*. Výška i zapojení stromového patra může být různá, výška stromů se pohybuje nejčastěji kolem 10 m, na lokalitách ovlivněných odvodněním až 18 m. Zápoj kolísá od roztroušených jednotlivých stromů po uzavřené lesní porosty. Bylinné patro bývá zapojeno jen řídce, dominují v něm keříčky, jako je *Ledum palustre*, *Oxycoccus palustris*, *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum* a *V. vitis-idaea*, na vlhčích místech pak *Eriophorum vaginatum*. Zapojení mechového patra je poměrně vysoké. Převládají v něm druhy rodu *Sphagnum* (*S. magellanicum*, *S. fallax*, *S. flexuosum*, *S. capillifolium* aj.). V sušších partiích přistupují další mechorosty, (např.

Dicranum polysetum, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi* a *Polytrichum strictum*) a lišejníky (KUČEROVÁ et al. 2001).

Toto společenstvo není výlučně ombrotrofní, často bývá dosycováno oligotrofní prameništění vodou. Pokrývá často celou plochu mírně konvexních poloh ve stupni doubrav (MIKYŠKA 1969), bučin nebo montánních smrčín, kde leží většinou uvnitř komplexů podmáčených smrčín. Hladina podzemní vody leží v průměru mezi 15 – 20 cm pod povrchem, kolísá však výrazněji než u nelesních vrchovišť, v letním období sucha klesá pod 30 cm. Reakce půdy je kyselá až silně kyselá. Substrát je tvořen hlubokou rašeliníkovou a suchopýrovou rašelinou se slabou dřevitou příměsí. Půdním typem je moss nebo karr (RYBNÍČEK et al. 1984).

Pino rotundatae-Sphagnetum představuje montánní lesní vrchovištění společenstvo analogické asociace *Eriophoro vaginati-Pinetum silvestris* z planárních a kolinních poloh celé subkontinentální části temperátní zóny Evropy. *Pino rotundatae-Sphagnetum* se však nachází ve středoevropském areálu a je vázána na pohoří hercynsko-sudetské oblasti, předhůří rakouských, německých a švýcarských Alp, Schwarzwald, pohoří švýcarské a francouzské Jury. V ČR se blatkové bory nacházejí v Třeboňské pánvi, nižších částech Šumavy, Českém lese, Slavkovském lese, Žďárských vrších a v Hrubém Jeseníku (RYBNÍČEK et al.; KUČEROVÁ et al.).

2.4 Národní přírodní rezervace Žofinka

Rašeliniště Žofinka se nachází v jižní části Třeboňské pánve. Ještě začátkem 70. let představovalo podle nepublikovaného materiálu dr. S. Kučery toto blatkové vrchoviště lidskou činností málo narušené a geneticky nejstabilnější blatkové bory na Třeboňsku. Jádro rašeliniště nebylo v minulosti těženo, pouze na jeho okrajích probíhalo borkování koncem 19. a začátkem 20. století. Zásah ze strany člověka přišel pouze ve formě narušení vodního režimu. V minulosti byly zbudovány dva odvodňovací příkopy, protínající střed rašeliniště, které byly v roce 1970 prohloubeny na současnou hloubku 2 m. Tím se snížila hladina podzemní vody, což zřejmě bylo v osmdesátých letech jednou z příčin poměrně velkých polomů v blatkovém porostu. K nepříznivým vlhkostním podmínkám se navíc následně přidal podkorní hmyz, takže původní porost byl opravdu silně poničen.

Dalším přírodním faktorem, který rašeliniště vážně poškodil, byl požár, který zde vypukl v létě roku 1994. Téměř kompletně shořelo několik hektarů blatkového porostu od mechového až po stromové patro. Po šesti letech, v srpnu roku 2000, se požár obdobné intenzity opakovl, tentokrát shořelo dalších asi jeden a půl hektaru.

Tímto jsme dostali na stejném stanovišti čtyři odlišné plochy: dvě spáleniště různého stáří, porost narušený polomem a kůrovcem a malé zbytky původního neporušeného blatkového boru.

Základní fyzicko-geografické údaje lokality:

Zeměpisné souřadnice: 48°49' s. š. a 14°53' v. d.

Průměrná roční teplota: cca 7°C

Průměrná teplota vegetačního období (duben – září): cca 14°C

Průměrný roční úhrn srážek: 600 – 650 mm

Nadmořská výška: 470 – 475 m n. m.

2.5 Ostatní srovnávané lokality

Další lokality se nacházejí taktéž v Třeboňské pánvi. Všechna tato rašeliniště byla v minulosti výrazněji narušena těžbou. Na lokalitách Kozohlůdky a Červené blato (vlastní rezervace i šalmanovická část) probíhalo ve dvou předešlých stoletích borkování, na lokalitách Příbraz, Branná, Mažice a Borkovice byla prováděna velkoplošná těžba, které předcházelo hluboké odvodnění.

Tyto lokality studoval Bastl ve své bakalářské práci (BASTL 1994), kde jsou uvedeny jejich charakteristiky a z níž byla také převzata veškerá primární data (fytocenologické snímky a datace) pro srovnávací analýzy.

3. Metodika

3.1 Nomenklatura

Nomenklatura cévnatých rostlin je sjednocena podle Klíče ke květeně České republiky (KUBÁT et al. 2002), latinská jména mechorostů podle díla Bryophytes of the Czech Republic – an annotated check-list of species (VÁŇA 1997).

Nomenklatura syntaxonů je uvedena podle Moravce (MORAVEC et al. 1995).

3.2 Sběr dat

Téměř bezprostředně po posledním požáru byly na čerstvě vypálené ploše vytyčeny trvalé plochy dvojí velikosti. V přímce protínající střed spáleniště bylo umístěno deset čtverců o velikosti 1 × 1 m rozmístěných tak, aby zahrnovaly kompletně vypálená místa bez přeživších rostlin a pokud možno i beze zbytků rostlin ohořelých, u nichž byl předpoklad, že budou v další sezóně intenzivně regenerovat. Tyto čtverce měly sloužit ke sledování uchycování semenáčků. K celkovému sledování obnovy porostu bylo vyměřeno deset čtverců, tentokrát o velikosti 5 × 5 m. Z každé plochy byly již v listopadu roku 2000 pořízeny fytoecologické snímky, zachycující její stav před začátkem regenerace. Dále byl pořízen přibližný plánek výchozího stavu, do nějž byly zakresleny neshořelé ostrůvky vegetace představované především různými „rašelinnými oky“ a vývraty.

V následující sezóně, v srpnu 2001, bylo vytyčeno dalších deset ploch 5 × 5 m na starém spáleništi. Vzhledem k tomu, že fytoecologické snímky byly pořízeny i v roce 2002, máme v rukou údaje o regeneraci na plochách 0, 1, 2, 7 a 8 let starých. Pro srovnání spálených ploch s plochami narušenými jiným typem disturbance bylo ještě vyměřeno pět čtverců na místech zasažených vývraty a kůrovcovou kalamitou a pět kontrolních čtverců ve zbylém fragmentu neporušeného blatkového lesa.

Všechny trvalé plochy byly umístěny tak, aby co nejvíce reprezentovaly daný typ narušeného porostu.

Při výběru trvalých ploch na starém spáleništi se vyskytl problém v podobě borovic, které zde byly ve snaze obnovit původní blatkový porost vysazena lesní správou. Nebylo možné

odlišit jedince z náletu od jedinců vysazených, trvalé plochy tedy byly vyměřovány tak, aby uvnitř čtverce bylo mladých jedinců borovic pokud možno co nejméně.

Pro zaznamenání pokryvnosti jednotlivých druhů byla použita sedmičlenná kombinovaná stupnice abundance a dominance podle Braun-Blanqueta s dělením stupně 2 (van der Maarel 1979). Mladé semenáčky rodů *Pinus*, *Salix* a *Quercus* nebyly rozlišovány do jednotlivých druhů. Rod *Betula* nebyl pro obtížnou determinaci určován do druhů ani u starších jedinců. Někdy bylo i u rodu *Pinus* složité rozeznávat druhy *P. sylvestris* a *P. rotundata*, jelikož na rašeliništi se hojně vyskytuje i kříženec *P. ×digenea*. Tyto kříženci nebyli zaznamenáváni samostatně, nýbrž byli vždy přiřazeni k druhu, jemuž byli svými znaky podobnější. V mechovém patře nebyl do druhové úrovně rozlišován rod *Polytrichum* a u druhu *Sphagnum flexuosum* bylo dodatečně zjištěno, že se pod tímto jménem skrývá i podobné *S. fallax*, kteréžto nebylo v terénu od začátku důsledně rozlišováno.

Do závěrečného zpracování byla použita i data z roku 1971 a 1998 (KUČEROVÁ et al. 2000) poskytnutá Botanickým ústavem AVČR v Třeboni.

Pro celkové srovnání lokality Žofinka s těžnými rašeliništi na Třeboňsku byla převzata data z práce M. Bastla (BASTL 1994).

3.3 Statistické zpracování dat

Všechna získaná data byla vyhodnocena pomocí počítačového programu Canoco for Windows (TER BRAAK et ŠMILAUER 2002). Statistická významnost vlivu proměnných prostředí byla ověřována Monte-Carlo permutačním testem.

Pro porovnání vztahů mezi druhovým složením vegetace a věkem spálené plochy na rašeliništi Žofinka bylo použito přímé gradientové analýzy RDA. Úlohu vysvětlující proměnné zde měla doba od požáru. Pro odstranění vzájemné závislosti mezi snímky z prvního a druhého a snímky ze sedmého a osmého roku, která byla způsobena tím, že v každém roce byly snímkovány stejné plochy, bylo při Monte-Carlo permutačním testu použito modelu vnitřní struktury „split-plot design“.

Ke srovnání všech různě narušených ploch na rašeliništi posloužila jak nepřímá gradientová analýza PCA, tak i přímá gradientová analýza RDA. V úloze vysvětlujících proměnných tentokrát vystupovalo narušení polomem a počet let od požáru. Ohněm neporušeným plochám zde byl podle stáří nejstarších stromů přiřazen věk 150 let (BASTL,

ústní sdělení). Pro vysvětlující proměnnou doba od požáru byla použita logaritmická transformace. Pokryvnosti jednotlivých druhů ve čtvercích, které byly snímkovány ve dvou následujících letech, byly zprůměrovány. Stejně tak byl udělán průměr i z počtu let od požáru, porovnávané plochy tedy byly 1,5 a 7,5 let od požáru. Snímkům z ploch, které v následujícím roce snímkovány nebyly byla pro analýzu přiřazena poloviční hodnota.

Data ze všech lokalit (Žofinka i těžená rašeliniště) byla navzájem velmi odlišná, proto bylo pro jejich vyhodnocení použito nepřímé gradientové analýzy, předpokládající unimodální odpověď druhů na gradienty prostředí, tj. DCA.

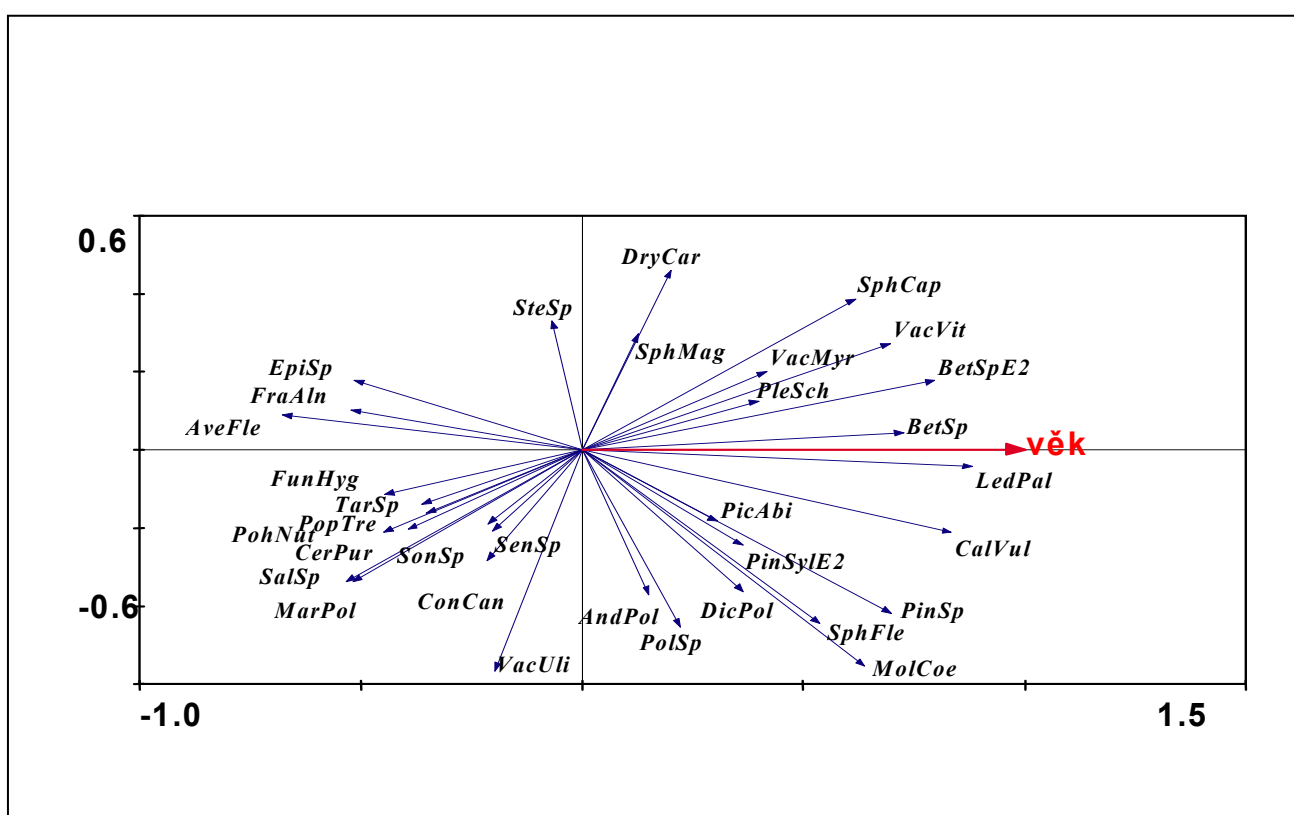
Grafické výstupy pocházejí z programu CanoDraw (TER BRAAK et ŠMILAUER 2002). Pro druhy byly použity zkratky skládající se ze tří počátečních písmen rodového a tří počátečních písmen druhového jména. Celé názvy druhů jsou uvedeny v tabulce v příloze.

4. Výsledky

4.1 Vztahy mezi druhovým složením vegetace a věkem spálené plochy

Výsledky analýzy RDA jsou shrnuty v Obr. 1. První ordinační osa vysvětluje 31 % variability druhových dat.

Při Monte-Carlo permutačním testu bylo při $N=199$ prokázáno, že první kanonická osa má v celé analýze výraznou vysvětlující úlohu ($p = 0,005$; F-ratio = 15,248).



Obr. 1 Vybrané druhy ze shořelých ploch zobrazené v ordinačním prostoru při přímé gradientové analýze RDA. Jako vysvětlující proměnná je zde použita doba, po kterou daná plocha regeneruje.

Z Obr. 1 vyplývá, že druhy objevující se na spálených plochách můžeme rozdělit do tří základních kategorií. První z nich tvoří druhy iniciálních sukcesních stádií, které jsou po 2 až 3 letech z porostu vytlačeny druhy konkurenčně silnějšími. Jedná se zde především o

anemochorní druhy *Taraxacum* sp. div., *Epilobium* sp. div., *Conyza canadensis*, *Senecio* sp. div., *Populus tremula* a *Salix* sp. div. Můžeme sem zahrnout i druhy *Avenella flexuosa* a mladé semenáčky *Frangula alnus*. Z mechorostů sem lze zařadit např. *Marchantia polymorpha*, *Ceratodon purpureus*, *Pohlia nutans* a *Funaria hygrometrica*.

Do druhé kategorie spadají druhy, jejichž pokryvnost je pozitivně korelována se stářím regenerující plochy. Vesměs jde o druhy v borových rašeliništích běžné. Jde o keříčky z čeledí *Ericaceae* a *Vacciniaceae* (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Ledum palustre*, *Calluna vulgaris*), dále o *Betula* sp. div., *Picea abies* a o mechorosty *Pleurozium schreberi*, *Dicranum polysetum* a *Sphagnum capillifolium*.

Do třetí kategorie můžeme zařadit druhy, jejichž pokryvnost se s věkem příliš nemění, např. *Dryopteris carthusiana*, *Andromeda polifolia*, *Vaccinium uliginosum*, *Polytrichum* sp. a *Sphagnum magellanicum*.

4.2 Kolonizace spálené plochy

V tabulce 1 je uveden počet semenáčků jednotlivých druhů po dvou letech regenerace shořelé plochy a vzdálenost studované plochy od nejbližšího ostrůvku neshořelé vegetace. Veškeré analýzy, snažící se zjistit závislost mezi celkovou pokryvností vegetace na ploše nebo počtem semenáčků uvnitř plochy a vzdáleností nejbližšího ostrůvku neshořelé vegetace (viz Obr. 5), se ukázaly být neprůkazné.

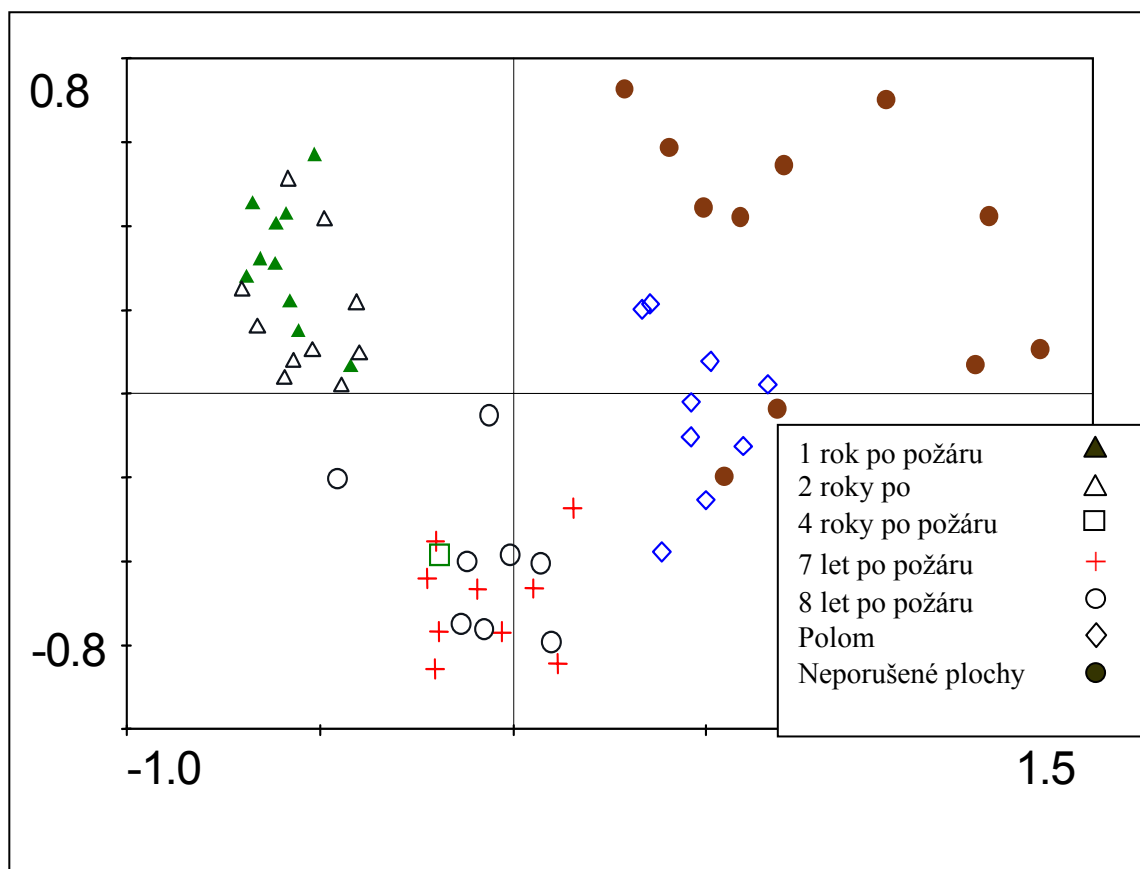
Číslo čtverce	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Vzdálenost [m]	0	0,8	1,2	1,3	0,3	0,6	0,8	0,1	1	2,1
<i>Avenella flexuosa</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Betula sp.</i>	17	2	7	8	0	1	4	7	2	10
<i>Calluna vulgaris</i>	3	0	0	0	1	0	2	38	0	1
<i>Epilobium angustifolium</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Epilobium sp.</i>	0	0	1	0	5	1	5	0	1	0
<i>Frangula alnus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Molinia caerulea</i>	0	0	0	0	4	8	11	7	4	20
<i>Picea abies</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinus sp.</i>	5	1	3	2	4	0	5	3	2	3
<i>Populus tremula</i>	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1
<i>Salix sp.</i>	2	1	1	2	0	0	2	2	0	0
<i>Taraxacum sp.</i>	0	0	0	1	1	1	0	0	2	0
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	0	0	0	0	0	3	3	0	7

Tab. 1 Počty semenáčků jednotlivých druhů v malých čtvercích velikosti 1 × 1m a vzdálenost čtverců od nejbližšího „ostrůvku neshořelé vegetace“.

4.3 Celkové srovnání různě narušených ploch na rašeliništi Žofinka

Obr. 2 shrnuje výsledky nepřímé ordinační analýzy PCA. První dvě ordinační osy vysvětlují 43,4 % variability druhových dat.

Svým druhovým složením jsou si vzájemně nejpodobnější snímky z 1. a 2. a snímky ze 7. a 8. roku regenerace po požáru. Snímek z plochy regenerující 4 roky je podstatně podobnější snímkům z ploch regenerujících 7 a 8 let. Snímkům z nenarušených ploch jsou druhovým složením nejpodobnější snímky z ploch narušených polomy, vývraty a podkorním hmyzem, které zároveň vykazují určitou podobnost se snímky ze spálených ploch regenerujících 7. a 8. rokem.



Obr. 2 Rozložení snímků z jednotlivých ploch v prostoru ordinačního diagramu PCA.

Výsledky RDA celkového srovnání všech ploch na rašeliništi zahrnuje Obr. 3. První ordinační osa vysvětluje 27,1 %, společně s druhou ordinační osou pak 30,6 % variability druhových dat.

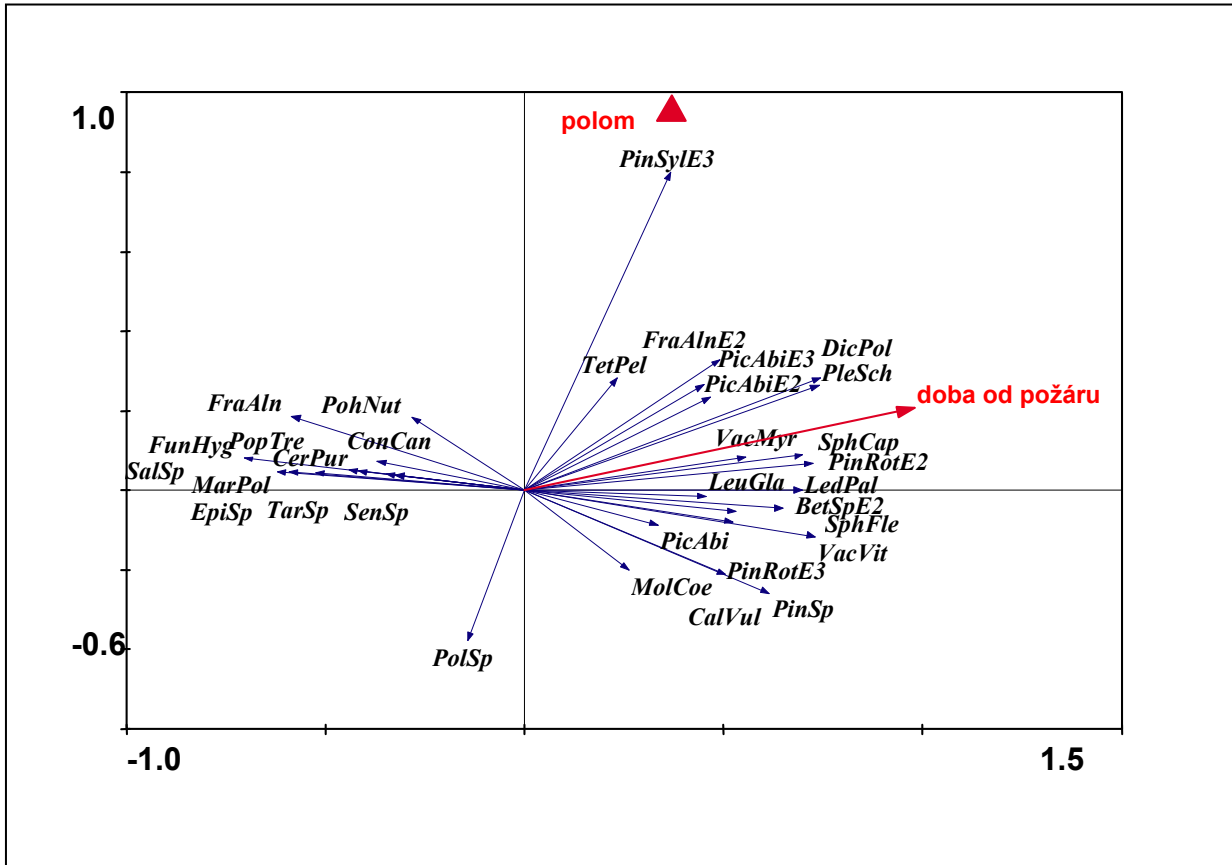
Na základě Monte-Carlo permutačního testu při $N = 199$ můžeme usuzovat, že obě kanonické osy mají pro druhová data výraznou vysvětlující úlohu ($p=0,005$; $F\text{-ratio} = 13,412$).

S proměnnou prostředí „polom“ poměrně úzce pozitivně koreluje *Pinus sylvestris* ve stromovém patře, *Frangula alnus* v patře keřovém, *Vaccinium uliginosum* a mechorost *Tetraphis pellucida*.

S dobou od požáru přibývá keříčků z čeledí *Ericaceae* a *Vacciniaceae*, *Pinus rotundata* a *Picea abies* v keřovém a stromovém patře, *Betula* sp. v patře keřovém a *Molinia caerulea* v patře bylinném. Dále mechorosty *Leucobryum glaucum*, *Pleurozium schreberi*, *Dicranum polysetum* a některé druhy rodu *Sphagnum*.

Naopak v negativní korelaci s dobou od požáru jsou převážně anemochorní druhy, jako např. *Populus tremula*, *Taraxacum* sp. div., *Epilobium* sp. div., *Conyza canadensis*,

Salix sp. div. a mechorosty běžné pro narušené substráty (*Ceratodon purpureus*, *Marchantia polymorpha*, *Pohlia nutans* a *Funaria hygrometrica*).

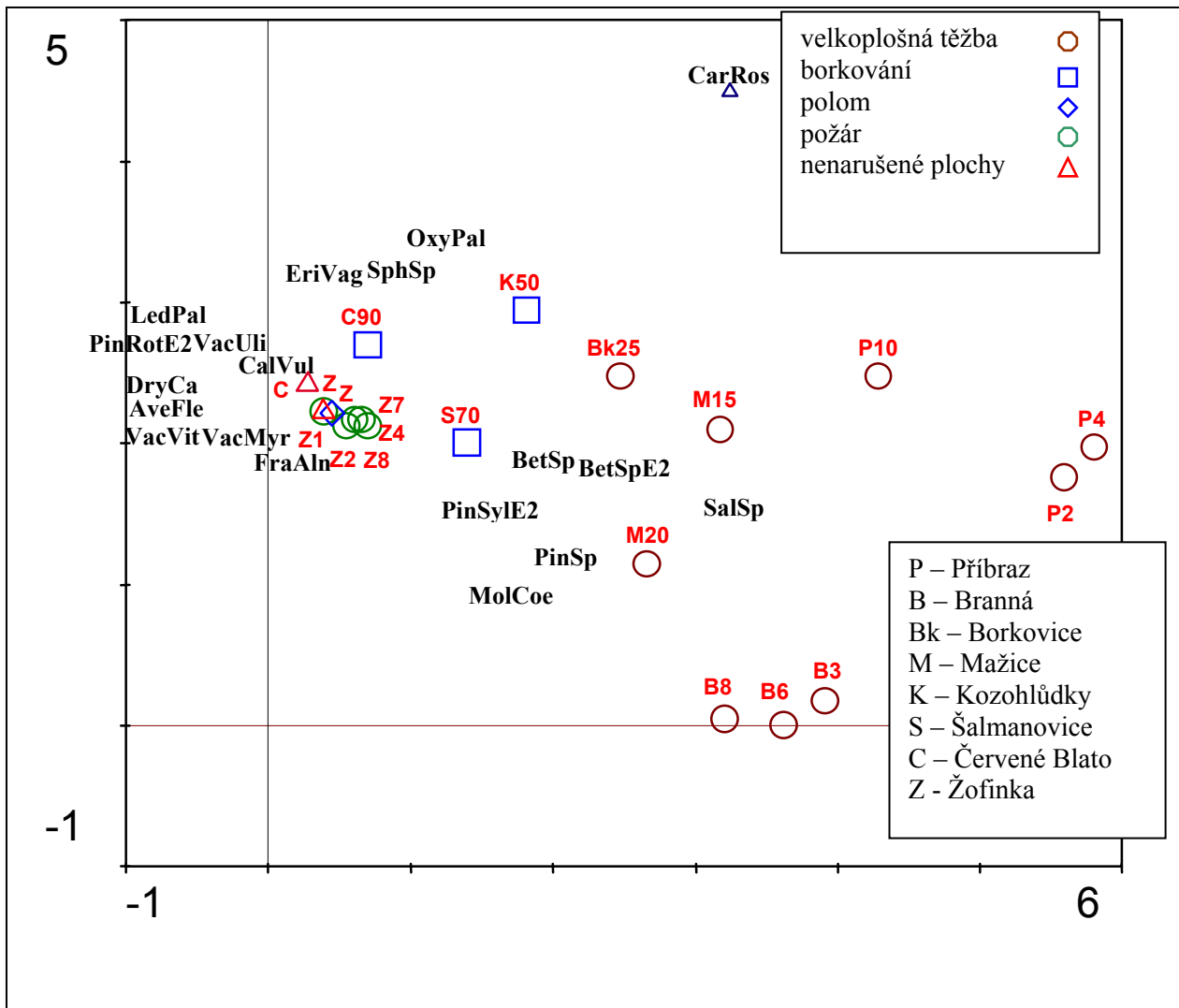


Obr. 3 Druhy z rašeliniště Žofínka zobrazené v ordinačním prostoru při přímé gradientové analýze RDA. Jako vysvětlujících proměnných je zde použito narušení požárem a polomem.

4.4 Srovnání různě narušených ploch na rašeliništi Žofínka s rašeliništi narušenými těžbou

Obr. 4 shrnuje výsledky nepřímé gradientové analýzy DCA. První dvě ordinační osy vysvětlují 18,5 % variability v druhových datech.

S přibývajícím sukcesním stářím se velkoplošně těžené plochy svým druhovým složením blíží plochám borkovaným, které jsou si poměrně dost podobné s plochami narušenými přírodními faktory (polom, požár). Tyto jsou téměř totožné s plochami v nenarušených porostech.



Obr. 4 Rozložení lokalit a druhů ordinačním diagramu DCA (1. a 2. osa). Čísla za zkratkou lokality udávají počet let od daného zásahu.

S velkoplošně těžnými rašeliništi úzce souvisí výskyt druhů *Molinia careulea*, *Pinus sylvestris*, *Betula* sp. div. a *Salix* sp. div. Pro borkované plochy jsou charakteristické porosty rodu *Sphagnum*, *Eriophorum vaginatum* a *Oxycoccus palustris*. Pro plochy narušené přírodními faktory je stejně jako pro plochy nenarušené charakteristická kombinace běžných rašeliništních druhů, jako je např. *Ledum palustre*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *V. uliginosum*, *Calluna vulgaris*, *Dryopteris carthusiana* apod.

5. Diskuse

5.1 Vztahy mezi druhovým složením vegetace a věkem spálené plochy

Většina mechorostů kolonizujících v prvních letech spálenou plochu je obecně chápána jako druhy iniciálních sukcesních stádií. Dominující *Marchantia polymorpha* je na spálených místech běžným pionýrským druhem (BLISS et WEIN 1972). Také pro uchycení spor druhu *Ceratodon purpureus* poskytuje spáleniště ideální podmínky (RICHARDSON 1981; CRAVE 1983). Čerstvě spálené substráty ale preferuje především *Funaria hygrometrica* (PILOUS 1960; FREY et al. 1995).

Cévnaté rostliny, které se na spáleništi v prvních fázích sukcese objevily a posléze byly vytlačeny, jsou vesměs druhy anemochorní, dající se většinou zahrnout mezi tzv. R-stratégy (GRIME 1979). Tak trochu výjimkou je zde tráva *Avenella flexuosa*, kterou mezi R-stratégy rozhodně řadit nelze. Ač se tento druh v rašelinných borech vyskytuje poměrně hojně (KUČEROVÁ et al. 2000) a také poměrně rychle kolonizuje čerstvě spálenou plochu, je z porostu brzy vytlačen druhy konkurenčně silnějšími, především keříčky z čeledí *Ericaceae* a *Vacciniaceae*. Souvisí to pravděpodobně s tím, že za absence stromového patra dochází k většímu rozvoji keříčků a porost je podstatně zapojenější, než když je zastíněn korunami blatek, což této světlomilné trávě (GRAU et al. 1998) příliš nesvědčí.

Vzhledem k tomu, že pokryvnost a rychlost regenerace běžných rašeliništních rostlin ani počet nově uchycených semenáčků nejsou ovlivňovány vzdáleností od nejbližšího ostrůvku neshořelé vegetace, v němž tyto druhy přežily, je vidět, že požárem zřejmě nebyly příliš poškozeny podzemní části rostlin. Pokud nebyl požár příliš intenzivní, druhy *Vaccinium myrtillus* a *V. vitis-idaea* jsou schopné obrážet ze svých podzemních částí (MALLIK et GIMINGHAM 1985). U druhu *Vaccinium myrtillus*, který je na spálených plochách nejhojnější, je někdy klonální šíření z podzemních částí rostliny požárem dokonce podporováno (HALL 1981). Přeživší části rostlin slouží jako jednotlivá centra vegetace, z nichž se šíří mohutné dceřiné klony (RISCHIE 1956). Také *Molinia caerulea* intenzivně regeneruje z podzemních částí a rychle vytváří poměrně zapojený porost.

I v mechovém patře jsou postupem času druhy iniciálních sukcesních stádií vystřídány mechorosty blatkovým rašeliništím vlastní. V četných terénních sníženinách, kde je vyšší hladina podzemní vody, dominují druhy rodu *Sphagnum*, především *S. capillifolium* a

vlhkomilné *S. flexuosum* a *S. fallax* (FREY et al.1995). Na sušších místech je častější *Pleurozium schreberi*, které znovu pokrývá spálené plochy nejprve velmi pomalu (VIERECK 1980; UGGLA 1959), ale po několika letech je schopné dosáhnout původní pokrývnosti.

Za zmínku stojí i skupina druhů, jejichž pokrývnost se s věkem shořelé plochy příliš nemění. Spadají sem především některé mechorosty. *Polytrichum* sp. div. s velkým úspěchem kolonizuje již čerstvě spálené plochy, ale jako jeden z dominantních mechů přetrvává i na plochách osm let starých. Již v časných stádiích sukcese jsou *Polytrichum strictum* a *P. commune* schopné vytvořit na holém rašelinném podkladu husté porosty a značně tím ztížit uchycení diaspor ostatních kolonizujících druhů (SALONEN 1990). Podobně i *Aulacomnium palustre*, které v původní vegetaci nikdy netvoří husté koberce a bývá sporadicky přimícháno mezi ostatní mechorosty (REKTORIS 1994), se nepříliš hojně, leč úspěšně, uchycuje na vlhkých místech nového spáleniště a své místo obhájí i ve starším zapojeném porostu. Obdobně *Andromeda polifolia* se zdá být nezávislou na sukcesním stáří plochy zřejmě proto, že je to druh charakteristický pro mladší regenerující blatkové porosty (REKTORIS 1994), který se vyskytuje především ve vlhkých depresích vzniklých vývraty stromů (KUČEROVÁ et al. 2000).

5.2 Celkové srovnání různě narušených ploch na rašeliníšti Žofinka

Původně neporušený blatkový bor (*Pino rotundatae-Sphagnetum*) byl, jak již bylo řečeno, na rašeliníšti Žofinka z velké části narušen polomy a vývraty a následným napadením porostu podkorním hmyzem. V těchto místech došlo k výrazné změně stanovištních podmínek (snížení transpirace, což má za následek zvodnění stanoviště, narušení kompaktního koberce rašeliníků a obnažení surové rašeliny, výrazné prosvětlení porostu - REKTORIS 1994). Tyto narušené plochy se však od ploch původních neodlišují ani tolik druhovým složením, jako spíše poměrem zastoupení jednotlivých druhů.

Převaha *Pinus sylvestris* ve stromovém patře je zřejmě důsledkem skutečnosti, že jejím semenáčkům vyhovují prosvětlená stanoviště více než semenáčkům *Pinus rotundata*. K uchycení borovic dominujících v keřovém a stromovém patře docházelo především následkem toho, že při vývratu vzrostlých stromů byly v mělkých depresích vytvořeny příznivé vlhkostní podmínky pro jejich klíčení a následný růst (KUČEROVÁ et al. 2000). Bylinné patro je stejně jako v neporušených porostech tvořeno především keříky z čeledi

Vacciniaceae a *Ericaceae*, bylo zde zaznamenáno vyšší zastoupení druhu *Vaccinium uliginosum*, který preferuje okrajové a odlesněné (nikoli však sušší) části rašelinišť (AMBROŽ 1927). Zřejmě díky velkému prosvětlení stromového patra jeho pokryvnost na některých plochách téměř dosahuje pokryvnosti dominantního *V. myrtillus*. Také pro rozvoj *Oxycoccus palustris* jsou v těchto místech vytvořeny příznivé podmínky, a to díky mělkým zvodnělým depresím (KUČEROVÁ et al. 2000). Častá je zde též přítomnost světlomilné (GRIME et al. 1988) trávy *Molinia caerulea*.

Zastoupení jednotlivých mechorostů se od původních blatkových borů příliš neliší. Díky již zmíněným mělkým depresím vzniklým vývraty vzrostlých stromů zde mají o něco vyšší zastoupení vlhkomilné *Sphagnum flexuosum* a *S. fallax* (REKTORIS 1994). Také se zde narozdíl od ostatních ploch poměrně často vyskytuje mechorost *Tetraphis pellucida*, který je svým výskytem částečně vázaný na pokročilejší stupeň rozkladu dřevní hmoty (PILOUS 1960).

Plochy narušené polomy, vývraty a kůrovcovou kalamitou vykazují určitou podobnost se sukcesně staršími spálenými plochami. Je to zřejmě způsobeno slabě vyvinutým stromovým patrem a s tím souvisejícím vyšším výskytem světlomilných druhů (*Molinia caerulea*, *Calluna vulgaris*) a pionýrských dřevin (*Frangula alnus*, *Betula* sp. div.). Na obojích plochách najdeme jen vzácně travu *Avenella flexuosa*, která je v nenarušených porostech velmi hojná, avšak příliš zapojené bylinné patro jí nevyhovuje. Stejně tak se zde jen velmi zřídka setkáme s mechorostem *Leucobryum glaucum*, rovněž typickým pro sušší nenarušená stadia. Naopak stínomilný mech *Hylocomium splendens* má na polomových plochách stejné zastoupení jako v nepoškozeném blatkovém boru, zatímco na shořelých plochách ho najdeme jen vzácně i v pozdějších sukcesních stádiích. I když část lodyžek požár přežije, trvá u něj často řadu let, než se opět rozroste, hlavní podmínkou pro jeho růst je zapojení vyšších pater porostu (VIERECK 1992).

Obecně lze říci, že plochy regenerující po narušení požárem jsou od porostů narušených vývraty a hmyzím škůdcem v počátečních stádiích regenerace velmi odlišné, což dokazuje, že oheň je přírodní faktor mající na porost podstatně drastičtější dopad než vítr a podkorní hmyz, nicméně s přibývajícím sukcesním stářím jsou si plochy regenerující po požáru a po větrné kalamitě vzájemně podobnější a strukturou porostu se pomalu blíží neporušeným blatkovým borům.

5.3 Srovnání různě narušených ploch na rašeliništi Žofinka s plochami na rašeliništích narušených těžbou

Hlavní rozdíl mezi sukcesí probíhající na těžených rašeliništích a na rašeliništi narušeném přírodními faktory je v tom, že na shořelých plochách a plochách poškozených vývraty, polomy a podkorním hmyzem probíhá sukcese sekundární (je zde vytvořen půdní horizont, jsou přítomné diaspory – BEGON et al. 1997), zatímco u těžených ploch se jedná spíše o sukcesí primární. V literatuře se setkáváme i s názory, že sukcese následující po těžbě rašeliny stojí na rozhraní mezi sukcesí primární a sekundární, jelikož substrát je zde sice sekundární, formovaný předchozí vegetací, ale je zbavený veškerých diaspor (SALONEN 1987).

Přírodní faktory sice značně změnily celkový ráz původního blatkového porostu, druhové složení vegetace se zde však příliš nezměnilo. Jak již bylo na předchozích stránkách zmíněno, na obnaženém povrchu čerstvě spálené plochy se sice zpočátku uchycovala řada druhů iniciálních sukcesních stádií (*Taraxacum* sp. div., *Epilobium* sp. div., *Senecio* sp. div., *Marchantia polymorpha*, *Ceratodon purpureus*, *Pohlia nutans* a další), ty však byly během několika málo let úplně potlačeny druhy původními. Z toho je vidět, že kompetice hraje roli hlavně až v postkolonizační fázi sukcese (HUSTON et SMITH 1987). Při postižení vichřicí došlo k obnažení holé rašeliny pouze v prohlubních vývratů, které byly posléze kolonizovány řadou vlhkomilných druhů, hlavně rodem *Sphagnum*, v němž se uchycují semenáčky dalších druhů (REKTORIS 1994). Sukcese na shořelých a větrem poničených plochách vede zpět k blatkovému boru, kde v bylinném patře dominují keřičky z čeledi *Ericaceae* a *Vacciniaceae* a mezi nejrozšířenější mechorosty patří druhy rodu *Sphagnum* a *Polytrichum*.

Při těžení rašelinišť dochází jednak ke značné změně vodního režimu a jednak k odstranění svrchních vrstev substrátu. Při těžbě borkováním není snížení hladiny podzemní vody tak výrazné jako při těžbě velkoplošné (BASTL 1994). Po borkování se narušené plochy (někdy i značně rozsáhlé) postupem času opět zavodnily a pozvolna začaly zarůstat vlhkomilnými druhy rodu *Sphagnum*. Lindsay (1995) uvádí jako jedny z nejčastějších *Sphagnum flexuosum*, *S. fallax* a *S. palustre*, které často zpočátku tvoří úplnou dominantu. Všechny tyto druhy byly zjištěny i na sledovaných borkovaných plochách. V těchto počátečních fázích regenerace bývá pokryvnost cévnatých rostlin velmi malá, nejvyšší zastoupení mívá *Eriophorum vaginatum* a *Oxycoccus palustris*. Z pohledu fytoocenologického se tato společenstva blíží asociaci *Eriophoro vaginati-Sphagnetum recurvi* (NEUHÄUSL 1992). Snížené konkurence cévnatých rostlin často využívá *Drosera rotundifolia* (též LINDSAY 1995). V místech, kde

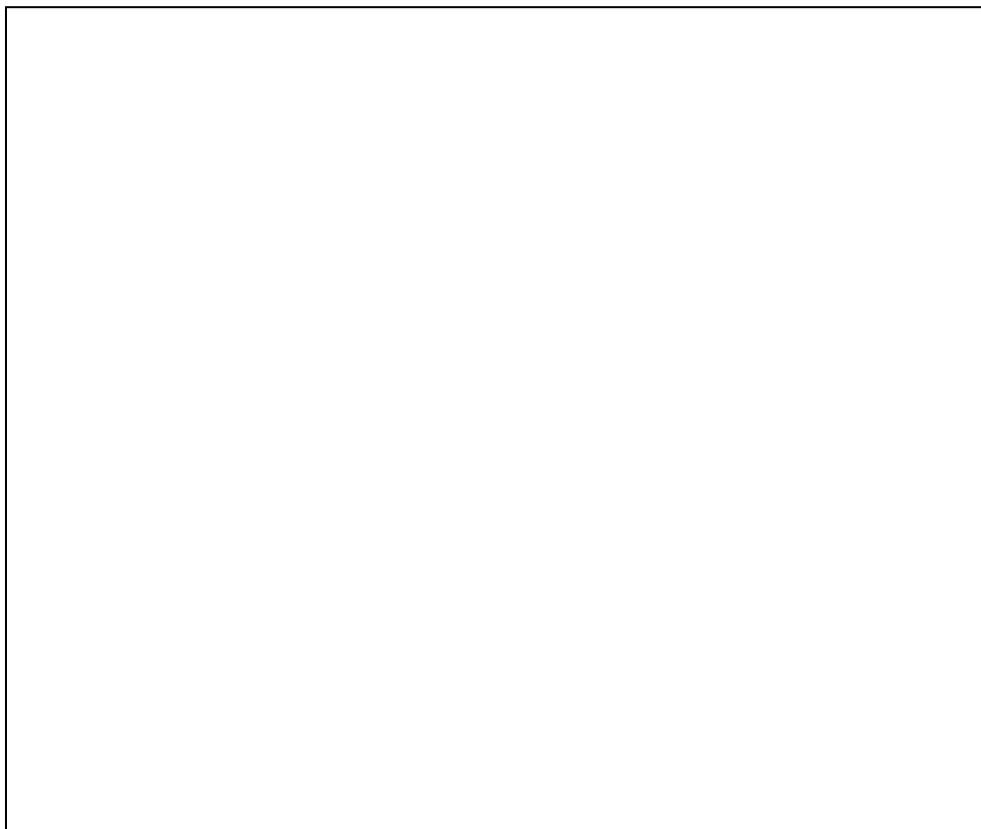
výška hladiny podzemní vody již umožňuje větší zastoupení cévnatých rostlin, může poměrně záhy dojít k regeneraci původní vegetace, fytoecologicky blízké asociaci *Pino rotundatae-Sphagnetum*. Na borkovaných, devadesát let regenerujících plochách tuto skutečnost zaznamenal Bastl (1994).

Druhové složení vegetace v jednotlivých sukcesních stadiích na velkoplošně těžených rašeliništích závisí především na výšce rašelinné vrstvy, která zde byla při těžbě zanechána (SALONEN 1990; ROCHEFORT et CAMPEAU 1997), na hladině podzemní vody, na množství živin a ostatních půdních podmínkách a samozřejmě na sukcesním stádiu. Tato problematika byla podrobněji diskutována v práci M. Bastla (BASTL 1994). V analyzovaném souboru snímků se na plochách bezprostředně po ukončení těžby objevují např. *Rubus fruticosus*, *Rumex acetosella* a *Calamagrostis epigejos*, na vlhčích stanovištích také *Glyceria fluitans* a *Polygonum persicaria*. Se sukcesním stářím přibývá náletových dřevin např. *Betula* sp. div., *Populus tremula* a *Pinus sylvestris*. Na starších plochách již úplně dominuje *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* a *Salix* sp. div. Poněkud odlišně probíhá sukcese v hlubších vodních depresích. Často dominují druhy *Carex rostrata* a *Phragmites australis*, které běžně doprovázejí odvodňovací kanály a příkopy, a jejich výskyt na sukcesním stádiu plochy příliš nezávisí.

Vzhledem k nízké hladině podzemní vody a poměrně vysokému zastoupení na rašeliništích nepůvodních (často i ruderálních) druhů v pozdějších sukcesních stádiích nelze na žádné ze sledovaných velkoplošně těžených ploch předpokládat návrat k původnímu typu vegetace. Podobné názory se objevují i v práci Lindsaye (LINDSAY 1995), v níž autor tvrdí, že hodnota rašeliniště, na kterých v minulosti probíhala těžba, je již nenávratně ztracena. Poněkud optimističtěji však dodává, že správným managementem opuštěných těžných ploch se lze alespoň částečně přiblížit k jejich dřívější podobě. Tato obnova může podle něj trvat i 200 až 300 let. Jak tvrdí ROCHEFORT et CAMPEAU (1997), nejdůležitější pro obnovu vytěženého rašeliniště je uchycení dominantních mechorostů rodu *Sphagnum*, které posléze vytvoří vhodné podmínky pro růst dalších pro rašeliniště běžných rostlin. Tato skutečnost plyne z řady experimentů zabývajících se přesazováním rašeliníků na holý rašelinný povrch, ať už samotných nebo i v kombinaci s jinými mechorosty či cévnatými rostlinami, které byly na vytěžených plochách dělány (FERLAND et ROCHEFORT 1997; ROCHEFORT et CAMPEAU 1997; SLIVA et al. 1997; BROOKS et STONEMAN 1997).

Největší překážkou při uchycování rašeliníků na holé rašelině po velkoplošné těžbě bývá snížená hladina podzemní vody způsobená předchozím odvodněním a nedostatek diaspor zapříčiněný velkou vzdáleností od míst, kde zůstala vegetace neporušena (WHEELER et SHAW

1995b; ROCHEFORT et CAMPEAU 1997). Právě to je zřejmě důvodem, proč na těchto rašeliništích není možná tak úspěšná regenerace jako na rašeliništích borkovaných, které, byť byly někdy borkovány velkoplošně, jsou díky dobrému vodnímu režimu a pásům nezničené vegetace, které mohou sloužit jako zdroj diaspor, schopny se navrátit k původnímu stavu vegetace podstatně rychleji. Z výše uvedených informací lze usuzovat, že k obnově velkoplošně těžných rašelinišť se sníženou hladinou podzemní vody spontánní sukcesí dojít nelze, k regeneraci je však možné přispět vhodnými zásahy a managementem.



6. Závěr

1. Na spálených plochách jsou druhy iniciálních sukcesních stádií během několika let z porostu vytlačeny běžnými druhy blatkových rašelinišť, které jsou však zastoupeny v jiném poměru než v nenarušených porostech.

2. Pro kolonizaci vyhořelé plochy není rozhodující zdroj semen v okolí nebo rozrůstání ze zbytků neshořelé vegetace, nýbrž převážná většina rostlin regeneruje po požáru ze svých podzemních částí.

3. Plochy regenerující po narušení požárem jsou od porostů narušených vývraty a hmyzím škůdcem v počátečních stádiích regenerace velmi odlišné, což dokazuje, že oheň je přírodní faktor mající na porost podstatně drastičtější dopad než nepříznivé působení větru a podkorního hmyzu, nicméně s přibývajícím sukcesním stářím jsou si plochy různým způsobem narušené vzájemně podobnější a strukturou porostu se pomalu blíží neporušeným blatkovým borům.

4. V porovnání s narušením blatkových rašelinišť těžbou je narušení přírodními faktory, jako je oheň nebo poškození větrem a podkorním hmyzem, téměř zanedbatelné. Bezprostředně po něm dochází k úspěšné regeneraci a s přibývajícím sukcesním stářím se plochy svým druhovým složením blíží neporušeným porostům. Narozdíl od toho sukcese na těžných rašeliništích je velmi pomalá a v případě opravdu hlubokého odvodnění již není návrat k původnímu typu vegetace možný. V kombinaci s odvodněním a s ním spojeným nástupem *Pinus sylvestris* dochází ke genetické korozi dominantního druhu *Pinus rotundata*.

7. Literatura

- AMBROŽ J. (1927): Borovice rašelinná (*Pinus uncinata* Willkomm) v jižních Čechách. — Lesn. Pr., Písek, 6: 369 – 374.
- BASTL M. (1994): Sukcese na rašeliništích narušených těžbou. — Bakalářská diplomová práce, Jihočeská universita, České Budějovice.
- BEGON M., HARPER J.L., TOWNSEND C.R. (1997): Ekologie: jedinci, populace a společenstva — Vydavatelství University Palackého, Olomouc. [český překlad, trans. Grygarová B. et Köberleová B.]
- BLISS L. C. et WEIN R. W. (1972): Plant community responses to disturbances in the western Canadian Arctic. — Canadian Journal of Botany. 50: 1097 – 1109.
- BROOKS S. et STONEMAN R. (1997): Tree Removal at Langlands Moss. — In: PARKYN L, STONEMAN R. E. et INGRAM H. A. P. [eds.]: Conserving Peatlands, New York, 315 – 322.
- CLEMENTS F. E. (1916): Plant succession: an analysis of the development of vegetation. — Carnegie Institut, Washington.
- CONNEL J. H. et SLATYER R. O. (1977): Mechanisms of sucesion in natural communities and their role in community stabilitz and organization. — Am. Nat. 111: 1119 – 1144.
- CRANE M. F., HABECK J. R., FISCHER W. C. (1983): Early postfire revegetation in a western Montana Douglas-fir forest. Res. Pap. INT-319. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station.
- DOHNAL Z. (1965): Československá rašeliniště a slatiniště. — Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.
- DYKYJOVÁ D. (1975): Prežívání druhů na rašeliništích. — Vesmír, Praha, 54: 359 – 364.
- FERLAND Ch. et ROCHEFORT L. (1997): Restoration techniques for Sphagnum-dominated peatlands. — Can. J. Bot. 75: 1110 – 1118.
- FREY W., FRAHM J.-P., FISCHER E., LOBIN W. (1995): Die Moos- und Farnpflanzen Europas — Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- GORE A.J.P. (1983): Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor — General Studies. Ecosystems of the World 4A. Elsevier Amsterdam, Oxford, New York.
- GRAU J. et al. (1998): Trávy. — Ikar, Praha [český překlad, trans. Váňa]
- GRIME J. P., HODGSON J. G. et HUNT R. (1988): Comparative plant ecology — Unwin Hyman, London.
- HALL I. V. et BEIL Ch. E. (1970): Seed germination, pollination, and growth of *Vaccinium vitis-idaea* var. *minus* Lodd. — Canadian Journal of Plant Science. 50(6): 731 – 732.

- HUSTON M. et SMITH T. (1987): Plant succession: life history and competition. — *Am. Nat.* 130: 168 – 198.
- JANKOVSKÁ V. (1978): Paleobotanický význam rašelinišť Třeboňska — In: JENÍK J., PŘIBIL S. [eds.]: *Ekologie a ekonomika Třeboňska*, Třeboň, 263 – 268.
- JANKOVSKÁ V. (1989): Historie československých rašelinišť v pozdním glaciálu a v době poledové. — In: *Rašeliniště a jejich racionální využívání*, Dům techniky ČSVTS České Budějovice, 47 – 62.
- JENÍK J. et SOUKUPOVÁ L. (1989): Evropský význam československých rašelinišť. — In: *Rašeliniště a jejich racionální využívání*, Dům techniky ČSVTS České Budějovice, 26 – 38.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. jun., KAPLAN Z., KIRCHNER J. et ŠTĚPÁNEK J. [eds.] (2002): *Klíč ke květeně České republiky*. — Academia, Praha.
- KUČEROVÁ A., KUČERA T., HÁJEK M. et RYBNÍČEK K. (2001): Rašelinné lesy — In: CHYTRÝ M., KUČERA T. et KOČÍ M. [eds.]: *Katalog biotopů České republiky*, AOPK ČR, Praha, 223 – 230.
- KUČEROVÁ A., REKTORIS L. et PŘIBÁŇ K. (2000): Vegetation changes of *Pinus rotundata* bog forest in the „Žofinka“ Nature Reserve, Třeboň Biosphere Reserve. — *Příroda*, Praha, 17: 119 – 138.
- LIŠKA J., KNÍŽEK M., KAPITOLA P. (1989): Vážné ohrožení blatkových porostů na rašeliništi Žofinka v jižních Čechách. — *Živa*, Praha, 6: 247 – 248.
- LOŽEK V. (1978): Zvláštnosti kvartéru Třeboňska – In: JENÍK J., PŘIBIL S. [eds.]: *Ekologie a ekonomika Třeboňska*, Třeboň, 93 – 96.
- LINDSAY R. A. (1995): *Bogs: The Ecology, Classification and Conservation of Ombrotrophic Mires* — Scottish Natural Heritage.
- LUMME I. (1989): On the clone selection, ectomycorrhizal inoculation of short-rotation willows (*Salix* spp.) and on the effects of some nutrients sources on soil properties and plant nutrition. — *Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä* 14: 1-55. [Non vidi].
- MALLIK A. U., GIMINGHAM C. H. (1985): Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration — *Journal of Ecology*, 73: 633 – 644.
- MATOUŠ J. (1989): Těžba rašeliny, způsoby racionálního využívání a hledání náhradních zdrojů. – In: *Rašeliniště a jejich racionální využívání*, Dům techniky ČSVTS České Budějovice, 110 – 122.
- MIKYŠKA R. (1969): *Geobotanická mapa ČSSR* — Academia, Praha.
- MITSCH W. J., GOSSELINK J. G. (2000): *Wetlands* — New York.
- MORAVEC J. et al (1995): Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. — Severočeskou přírodou, Litoměřice, příloha 1995.
- NEUHÄUSL R. (1978): Diskuse k rašeliništím Třeboňska — In: JENÍK J., PŘIBIL S. [eds.]: *Ekologie a ekonomika Třeboňska*, Třeboň, 288.
- NEUHÄUSL R. (1992): Primary and secondary succession on wooded peat-bogs — *Acta Societatis Botanicorum Poloneae* 1: 89 – 102.
- PILOUS Z., DUDA J. (1960): *Klíč k určování mechorostů*. – Praha.

- REKTORIS L. (1994): Struktura tajgy Červeného blata — Diplomová práce, Universita Karlova, Praha.
- RICHARDSON D. H. (1981): The biology of mosses — Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- RITCHIE J. C. (1956): Biological flora of the British Isles: *Vaccinium myrtillus* L. — Journal of Ecology, 44(1): 290 – 298.
- ROCHFORT L. et CAMPEAU S. (1997): Rehabilitation Work on Post-Harvested Bogs in South Eastern Canada — In: PARKYN L, STONEMAN R. E. et INGRAM H. A. P. [eds.]: Conserving Peatlands, New York, 287 – 294.
- RYBNÍČEK K. (1984): Přehled rostlinných společenstev rašelinišť a mokřadních luk Československa — Studie ČSAV, Praha.
- SALONEN V. (1987): Relationship between the seed rain and establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. — Holartic ecology, 10: 171 – 174.
- SALONEN V. (1994): Revegetation of harvested peat surfaces in relation to substrate quality — Journal of Vegetation Science, 5: 403 – 408.
- SKALICKÝ V. *Pinus sylvestris*, *P. mugo*, *P. rotundata*. — In: HEJNÝ S. et SLAVÍK B. [eds.]: Květena ČR, vol. 1. - Academia, Praha.
- SLÁDEK J. (1978): Postavení Třeboňska v kontextu ČSSR. — In: JENÍK J., PŘIBIL S. [eds.]: Ekologie a ekonomika Třeboňska, Třeboň, 23 – 34.
- SLIVA J., DIETER M. et PFADENGAUER J. (1997): Rehabilitation of Milled Fields Canada — In: PARKYN L, STONEMAN R. E. et INGRAM H. A. P. [eds.]: Conserving Peatlands, New York, 295 – 314.
- SPITZER K. (1978): Rašeliniště jako ostrovní ekosystémy Třeboňska. — In: JENÍK J., PŘIBIL S. [eds.]: Ekologie a ekonomika Třeboňska, Třeboň, 257 – 262.
- SPIRHAZL J. (1951): Rašelina, její vznik, těžba a využití. — Praha.
- STEINER G. M. et al. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog — Wien.
- TER BRAAK, C.J.F. et ŠMILAUER, P. (2002): Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5) — Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- UGGLA et EVALD (1959): Ecological effects of fire on north Swedish forests. — [Place of publication unknown]: Almqvist and Wiksells. 18 p. [Non vidi].
- VAN DER MAAREL E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. — Vegetatio, 39: 97 – 114.
- VÁŇA J. (1997): Bryophytes of the Czech Republic - an annotated check-list of species (1) — Novitates Botanicae Universitatis Carolinae, 11: 39 – 89.
- VIERECK, LESLIE A.; SCHANDELMEIER, LINDA A. (1980): Effects of fire in Alaska and adjacent Canada--a literature review. BLM-Alaska Tech. Rep. 6. Anchorage, AK: U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, Alaska State Office. [Non vidi].

VIERECK, L. A.; DYRNESS, C. T.; BATTEN, A. R.; WENZLICK, K. J. (1992): The Alaska vegetation classification. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-286. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. [Non vidi].

WHEELER B.D., et SHAW S.C. (1995b): Restoration of Damaged Peatlands — HMSO, London. [Non vidi]

8. Přílohy

1. Seznam druhů ze sledovaných lokalit a jejich zkratk uvedených v ordinačních diagramech
2. Fytocenologické snímky z lokality Žofinka
3. Přibližný plánec stavu vegetace na shořelé ploše bezprostředně po požáru
4. Fotografie z lokality Žofinka

Příloha 1

Seznam všech druhů ze sledovaných lokalit a jejich zkratk uvedených v ordinačních diagramech

AgrCan	<i>Agrostis canina</i>	LuzCam	<i>Luzula campestris</i>
AgrCap	<i>Agrostis capillaris</i>	LycEur	<i>Lycopus europeus</i>
AgrSto	<i>Agrostis stolonifera</i>	LysVul	<i>Lysimachia vulgaris</i>
AchiMil	<i>Achillea millefolium</i>	LytSal	<i>Lythrum salicaria</i>
AloAeq	<i>Alopecurus aequalis</i>	MenArv	<i>Mentha arvensis</i>
AndPol	<i>Andromeda polifolia</i>	MolCoe	<i>Molinia coerulea</i>
AntOdo	<i>Antoxanthum odoratum</i>	OxaAce	<i>Oxalis acetosella</i>
AveFle	<i>Avenella flexuosa</i>	OxyPal	<i>Oxycoccus palustris</i>
BetSp	<i>Betula</i> sp.	PeuPal	<i>Peucedanum palustre</i>
BidTri	<i>Bidens tripartita</i>	PhrAus	<i>Phragmites australis</i>
CalEpi	<i>Calamagrostis epigejos</i>	PicAbi	<i>Picea abies</i>
CalVil	<i>Calamagrostis villosa</i>	PinRot	<i>Pinus rotundata</i>
CalVul	<i>Calluna vulgaris</i>	PinSp	<i>Pinus</i> sp.
CarCan	<i>Carex canescens</i>	PinSyl	<i>Pinus sylvestris</i>
CarEchi	<i>Carex echinata</i>	PlaMaj	<i>Plantago major</i>
CarFla	<i>Carex flava</i>	PolAvi	<i>Polygonum aviculare</i>
CarFus	<i>Carex fusca</i>	PolHyd	<i>Polygonum hydropiper</i>
CarHir	<i>Carex hirta</i>	PolPer	<i>Polygonum persicaria</i>
CarRos	<i>Carex rostrata</i>	PopTre	<i>Populus tremula</i>
CenJac	<i>Centaurea jacea</i>	PotAns	<i>Potentilla anserina</i>
CerVul	<i>Cerastium vulgatum</i>	PotEre	<i>Potentilla erecta</i>
CirArv	<i>Cirsium arvense</i>	PotNor	<i>Potentilla norvegica</i>
CirPal	<i>Cirsium palustre</i>	PotPal	<i>Potentilla palustris</i>
ConCan	<i>Conyza canadensis</i>	PruVul	<i>Prunella vulgaris</i>
CreCap	<i>Crepis capillaris</i>	QueSp	<i>Quercus</i> sp.
DesCes	<i>Deschampsia cespitosa</i>	RadLin	<i>Radiola linoides</i>
DroRot	<i>Drosera rotundifolia</i>	RubFru	<i>Rubus fruticosus</i>
DryCar	<i>Dryopteris carthusiana</i>	RumAce	<i>Rumex acetosella</i>
EchiCru	<i>Echinochloa crus-galli</i>	SalAur	<i>Salix aurita</i>
EpiAng	<i>Epilobium angustifolium</i>	SalCap	<i>Salix caprea</i>
EpiSp	<i>Epilobium</i> sp.	SalCin	<i>Salix cinerea</i>
EquArv	<i>Equisetum arvense</i>	SalSp	<i>Salix</i> sp.
EquFlu	<i>Equisetum fluviatile</i>	SclAnn	<i>Scleranthus annuus</i>
EriAcr	<i>Erigeron acris</i>	ScuGal	<i>Scutellaria galericulata</i>
EriAng	<i>Eriophorum angustifolium</i>	SenSp	<i>Senecio</i> sp.
EriVag	<i>Eriophorum vaginatum</i>	SonSp	<i>Sonchus</i> sp.
EupRos	<i>Euphrasia rostkoviana</i>	SorAuc	<i>Sorbus aucuparia</i>
FraAln	<i>Frangula alnus</i>	SpeRub	<i>Spergularia rubra</i>
GalMol	<i>Galium mollugo</i>	SpiSal	<i>Spiraea salicifolia</i>
GalSp	<i>Galeopsis</i> sp.	SteSp	<i>Stelaria</i> sp.
GalVer	<i>Galium verum</i>	TarSp	<i>Taraxacum</i> sp.
GlyFlu	<i>Glyceria fluitans</i>	TusFar	<i>Tussilago farfara</i>
HieAur	<i>Hieracium auricula</i>	TypLat	<i>Typha latifolia</i>
HolLan	<i>Holcus lanatus</i>	VacMyr	<i>Vaccinium myrtillus</i>
HypPer	<i>Hypericum perforatum</i>	VacUli	<i>Vaccinium uliginosum</i>
HypRad	<i>Hypochaeris radicata</i>	VacVit	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
IlleVer	<i>Illecebrum verticillatum</i>	VerScu	<i>Veronica scutellata</i>
JunArt	<i>Juncus articulatus</i>	VicSp	<i>Vicia</i> sp.
JunBul	<i>Juncus bulbosus</i>	VioArv	<i>Viola arvensis</i>
JunEff	<i>Juncus effusus</i>	VioCan	<i>Viola canina</i>
LedPal	<i>Ledum palustre</i>		
LeoHis	<i>Leontodon hispidus</i>		
LeuVul	<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.		

Tabulka č. 1

Seznam druhů cévnatých rostlin

AulPal	<i>Aulacomnium palustre</i>
BazTri	<i>Bazzania trilobata</i>
CamInt	<i>Campylopus introflexus</i>
CerPur	<i>Ceratodon purpureus</i>
DicDen	<i>Dicranodontium denudatum</i>
DicPol	<i>Dicranum polysetum</i>
DicSp	<i>Dicranella</i> sp.
FunHyg	<i>Funaria hygrometrica</i>
HylSpl	<i>Hylocomium splendens</i>
LeuGla	<i>Leucobryum glaucum</i>
MarPol	<i>Marchantia polymorpha</i>
PleSch	<i>Pleurozium schreberi</i>
PohNut	<i>Pohlia nutans</i>
PolSp	<i>Polytrichum</i> sp.
SphCap	<i>Sphagnum capillifolium</i>
SphFle	<i>Sphagnum flexuosum</i>
SphMag	<i>Sphagnum magellanicum</i>
TetPel	<i>Tetraphis pellucida</i>

Tabulka č. 2

Seznam druhů mechorostů

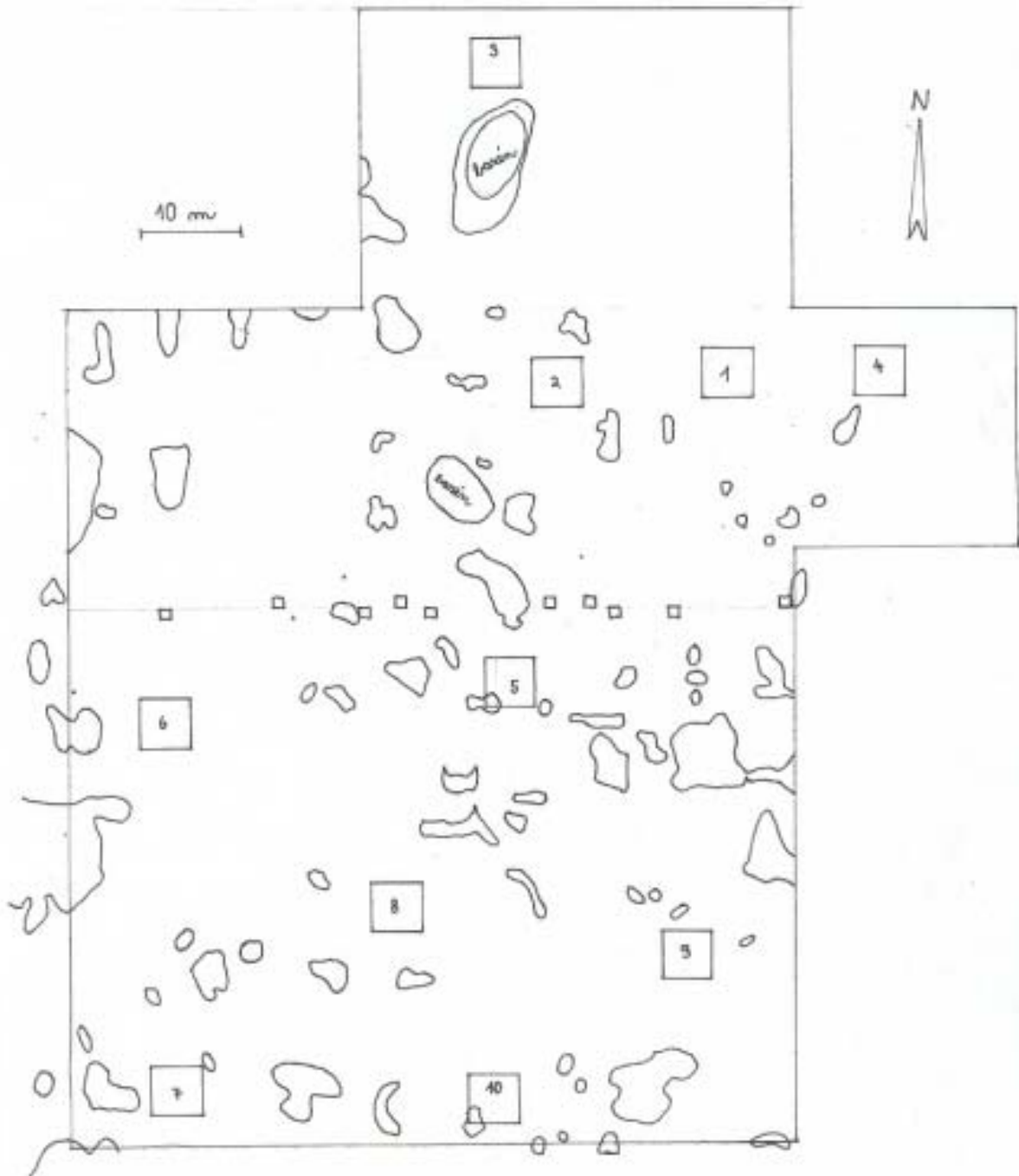
Fytopcenologické snímky ze shořelých ploch na lokalitě Žofinka II

		8 let od požáru																Doba od požáru	
		32	33	34	35	36	37	38	39	32	33	34	35	36	37	38	39	S nimek číslo	
	E	9	9	9	8	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	E	
	E3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	E3	
	<i>Pinus sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Pinus sylvestris</i>	
	<i>Pinus rotundata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Pinus rotundata</i>	
	<i>Picea abies</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Picea abies</i>	
	<i>Betula sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Betula sp.</i>	
	E2	3	3	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	E2	
	<i>Pinus sylvestris</i>	0	0	0	4	0	3	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	<i>Pinus sylvestris</i>	
	<i>Pinus rotundata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Pinus rotundata</i>	
	<i>Betula sp.</i>	3	3	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	<i>Betula sp.</i>	
	<i>Frangula alnus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Frangula alnus</i>	
	<i>Picea abies</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Picea abies</i>	
	E1	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	E1	
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	7	7	7	8	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	<i>Vaccinium myrtillus</i>	
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Vaccinium uliginosum</i>	
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	
	<i>Oxycoccus palustris</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	<i>Oxycoccus palustris</i>	
	<i>Calluna vulgaris</i>	6	5	6	6	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	<i>Calluna vulgaris</i>	
	<i>Molinia caerulea</i>	6	5	6	6	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	<i>Molinia caerulea</i>	
	<i>Epilobium angustifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Epilobium angustifolium</i>	
	<i>Epilobium sp.</i>	0	2	2	5	0	5	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	<i>Epilobium sp.</i>	
	<i>Ledum palustre</i>	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	<i>Ledum palustre</i>	
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	2	3	2	2	0	0	0	0	0	3	3	3	3	3	3	3	<i>Dryopteris carthusiana</i>	
	<i>Betula sp.</i>	5	3	3	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	<i>Betula sp.</i>	
	<i>Frangula alnus</i>	3	2	2	3	0	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	<i>Frangula alnus</i>	
	<i>Pinus sp.</i>	3	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Pinus sp.</i>	
	<i>Picea abies</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Picea abies</i>	
	<i>Avenella flexuosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Avenella flexuosa</i>	
	<i>Eriophorum vaginatum</i>	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Eriophorum vaginatum</i>	
	<i>Salix sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Salix sp.</i>	
	<i>Taraxacum sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Taraxacum sp.</i>	
	<i>Andromeda polifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Andromeda polifolia</i>	
	<i>Sonchus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Sonchus sp.</i>	
	<i>Crepis capillaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Crepis capillaris</i>	
	<i>Stelaria sp.</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Stelaria sp.</i>	
	<i>Cerastium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Cerastium vulgare</i>	
	<i>Senecio sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Senecio sp.</i>	
	<i>Epilobium hirsutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Epilobium hirsutum</i>	
	<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Sorbus aucuparia</i>	
	<i>Populus tremula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Populus tremula</i>	
	<i>Conyza canadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Conyza canadensis</i>	
	<i>Quercus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Quercus sp.</i>	
	<i>Oxalis acetosella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Oxalis acetosella</i>	
	<i>Rumex acetosella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Rumex acetosella</i>	
	<i>Hypochoeris radicata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Hypochoeris radicata</i>	
	E0	8	6	4	4	7	7	7	6	7	6	7	6	7	6	7	6	E0	
	<i>Funaria hygrometrica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Funaria hygrometrica</i>	
	<i>Sphagnum flexuosum</i>	5	3	5	5	4	5	5	3	5	5	4	5	5	3	5	3	<i>Sphagnum flexuosum</i>	
	<i>Sphagnum magellanicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Sphagnum magellanicum</i>	
	<i>Sphagnum capillifolium</i>	7	5	7	5	4	5	5	4	5	4	5	5	3	5	4	4	<i>Sphagnum capillifolium</i>	
	<i>Polytrichum sp.</i>	5	2	5	2	3	2	2	3	2	2	2	3	3	2	2	2	<i>Polytrichum sp.</i>	
	<i>Pleurozium schreberii</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Pleurozium schreberii</i>	
	<i>Aulacomnium palustre</i>	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Aulacomnium palustre</i>	
	<i>Hypncomium splendens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Hypncomium splendens</i>	
	<i>Dicranum polysetum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Dicranum polysetum</i>	
	<i>Pohlia nutans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Pohlia nutans</i>	
	<i>Ceratodon purpureus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Ceratodon purpureus</i>	
	<i>Marchantia polymorpha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Marchantia polymorpha</i>	
	<i>Leucobryum glaucum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Leucobryum glaucum</i>	
	<i>Dicranella sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Dicranella sp.</i>	
	<i>Bazania trilobata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<i>Bazania trilobata</i>	
	<i>Dicranodontium denudatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Dicranodontium denudatum</i>	
	<i>Tetraphis pellucida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Tetraphis pellucida</i>	
	<i>Campilopus introflexus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<i>Campilopus introflexus</i>	

Příloha 3

Přibližný plánec stavu vegetace na shořelé ploše bezprostředně po požáru

(v plánu jsou zakresleny vyměřené čtverce a ostrůvky neshořelé vegetace)





Ledum palustre regenerující ze svých podzemních částí



Stav vegetace 8 let po požáru



Stav vegetace 2 roky po požáru



Plocha postížená polomy a kůrovcovou kalamitou