

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Vliv požárů na psamofilní vegetaci jihovýchodní Moravy

Diplomová práce

Bc. Štěpánka Šímová

Školitel: prof. RNDr. Karel Prach Csc.

České Budějovice 2020

Šímová, Š. (2020). *Vliv požárů na psammofilní vegetaci jihovýchodní Moravy*. [The influence of fire on psammophilous vegetation in south-eastern Moravia. Mgr. Thesis, in Czech.] – 35 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation

The influence of a large accidental summer fire and experimental burning in different seasons on psammophilous vegetation was studied. Vegetation characteristics were described before and one year after the fires. There were determined which treatment supports occurring of target species of psammophilous grasslands and if prescribed burning can be used as a tool of management in nature conservation.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Dne 22. 5. 2020 v Havlíčkově Brodě

Podpis studenta

Poděkování

Děkuji svému školiteli profesoru Karlu Prachovi za vynikající odborné vedení, flexibilitu, trpělivost a za nadšení do vypalovacích experimentů. Zvláštní díky patří mému kolegovi Miguelovi Ballesteros Jiméneze za ochotnou pomoc při sběru dat a psychickou i odbornou podporu v terénu. Dále i ostatním členům skupiny ekologie obnovy a také všem z botanické katedry Přf JČU za mnohé rady a pomoc především s determinací rostlin a statistickým zpracováním dat. Velké díky patří také Ivaně Jongepierové za odborné i technické zázemí a taktéž za nadšení do vypalovacích pokusů. A v neposlední řadě patří velké díky mé rodině za důležitou podporu během celého studia i při sepisování této práce.

Obsah

1 Úvod.....	1
1. 1 Oheň jako ekologický faktor.....	1
1. 1. 1 Výskyt požárů a biotopy vázané na oheň.....	1
1. 1. 2 Fyzikálně-chemické aspekty požárů.....	3
1. 1. 3 Adaptace druhů.....	5
1. 2 Oheň v travinných společenstvech.....	6
1. 2. 1 Tradičně plošně vypalovaná travinná společenstva.....	6
1. 2. 2 Vypalování polopřirozených travinných společenstev v Evropě.....	7
1. 3 Řízené vypalování jako nástroj ochrany přírody.....	7
1. 3. 1 Oheň v celosvětové ochraně přírody.....	7
1. 3. 2 Řízené vypalování v České republice.....	8
1. 4 Psamofilní vegetace jihovýchodní Moravy.....	10
1. 4. 1 Rámcová vegetační charakteristika.....	10
1. 4. 2 Ekologické skupiny rostlin.....	11
2 Cíl práce.....	12
3 Metodika.....	12
3. 1 Charakteristika území.....	12
3. 1. 1 NPP Váté písky.....	13
3. 1. 2 PP Pánov.....	14

3. 2 Uspořádání pokusu a sběr dat.....	14
3. 2. 1 Hodnocení vlivu neúmyslně založeného požáru v následujícím roce.....	14
3. 2. 2 Experiment vlivu sezonality vypalování.....	16
3. 3 Metodika zpracování dat.....	16
4 Výsledky.....	18
4.1 Souhrnná data z obou lokalit.....	18
4. 2 Hodnocení vlivu požáru na vegetaci v následujícím roce.....	19
4. 3 Experiment vlivu sezonality vypalování.....	21
5 Diskuze.....	24
5. 1 Počet druhů.....	24
5. 2 Druhové složení.....	25
5. 3 Sezonalita vypalování.....	25
5. 4 Vypalování a jiné ochranné zásahy do psamofilní vegetace na jihovýchodní Moravě.....	26
6 Závěr.....	27
7 Literatura.....	28
P1 Seznam nalezených taxonů.....	33

1 Úvod

Oheň působí na vegetaci jako disturbanční činitel s řadou specifických účinků. Pravidelné vypalování potlačuje hromadění opadu a suchého odumřelého dřeva. Dále potlačuje sukcesi dřevin, rozvolňuje příliš hustý porost (Valkó et al. 2014) a podněcuje klíčení semen některých druhů rostlin (Snyman & van Wyk 2005). Přesný účinek ohně na vegetaci je však velice těžko předvídatelný, záleží na řadě velmi variabilních faktorů, jako je počasí při a těsně po požáru, nepravidelné rozmístění hořlavého materiálu a charakter terénu (Johnson 1992). Dále zde hrají roli složité ekologické vazby mezi druhy a nepředvídatelné jsou také reakce nepůvodních druhů (Pyke et al. 2010).

Nicméně přes veškerou heterogenitu, kterou oheň přináší (a možná právě kvůli ní), dává vzniknout řadě jedinečných adaptací a reakcí rostlin na vypalování a může být v přírodních (Wilgen et al. 2000) i sekundárních (Hobbs & Gimingham 1984) biotopech zajímavým nástrojem ochrany přírody (Valkó et al. 2014). Studium vlivu ohně na vegetaci má tudíž jak teoretický, tak praktický význam.

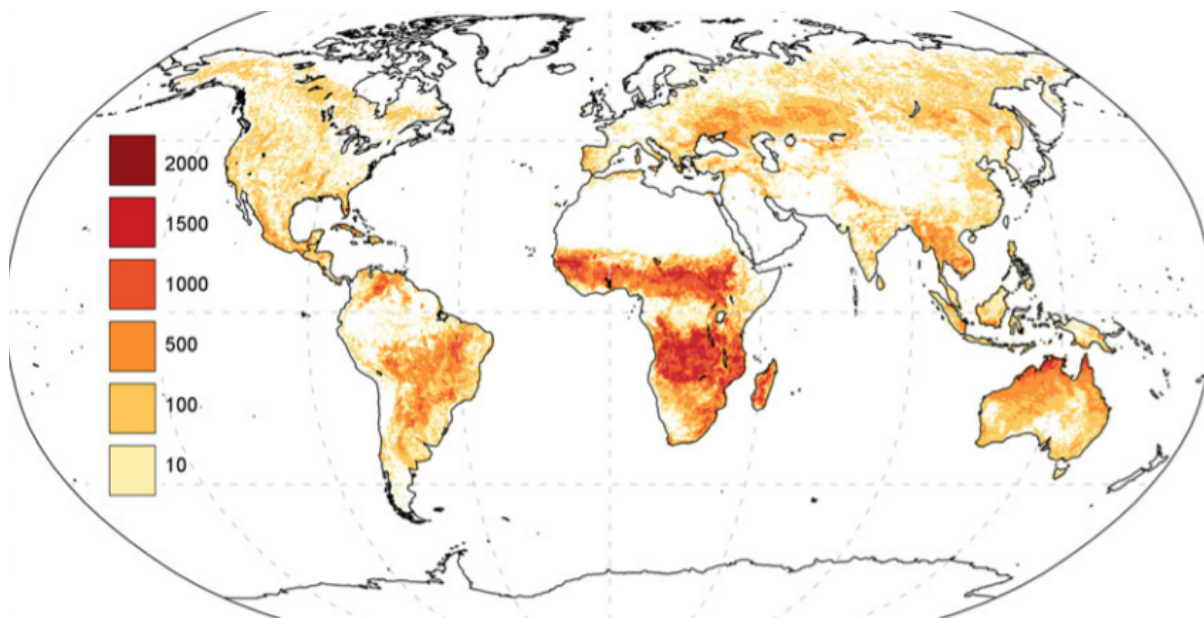
1. 1 Oheň jako ekologický faktor

1. 1. 1 Výskyt požárů a biotopy vázané na oheň

Oheň se přirozeně objevuje ve všech terestrických biotopech (Sousa 1984). Do jaké míry se však jeho vliv projeví, závisí na řadě faktorů. První a velmi zásadní faktor je, jak často v daném místě hoří. Díky paleoekologickým záznamům kupříkladu víme, že na území střední Evropy (před významnějším lidským vlivem cca před starší dobou bronzovou) hořelo v průměru jednou za 500 let a oheň pravděpodobně nijak významně biotop evropských temperátních lesů mírného pásma neovlivnil (Carter et al. 2018, Bobek et al. 2018). Mapa na obr. 1 ukazuje, ve kterých biomech hoří nejčastěji. Jde především o travinné ekosystémy a savany. To však neznamená, že by lokality s nižší frekvencí požárů byly ohněm méně ovlivněny. Požáry v lesních ekosystémech jsou sice méně časté, zato však patří mezi ty nejrozsáhlejší a nejničivější (Johnson 1992).

Biotopy, ve kterých se významně projevuje vliv ohně, lze rozdělit do tří kategorií podle jejich struktury: biotopy lesní (především boreální lesy, sušší tropické a subtropické lesy a

horské borové lesy mírného pásma), biotopy mediteránního typu (vlastní vegetace mediteránu, jihoafrický fynbos, kalifornský chaparal, matorral v Chile a vegetace jihozápadní Austrálie) a biotopy travinné (nebo převážně travinné). O travinných biotopech je pojednáváno v samostatné kapitole.



Obr. 1: Počet dní, ve kterých hořelo v jednotlivých oblastech světa od srpna roku 2000 do prosince 2013 (4900 dní) (di Giuseppe et al. 2016).

Lesní požáry jsou typické velkou intenzitou, velkou rozlohou a relativně malou četností. Boreální les v Kanadě hořívá v průměru jednou za sto let a požáry větší než 100 000 ha zde nejsou neobvyklé. Tyto požáry se vyznačují značnou heterogenitou v intenzitě a v různých způsobů hoření – zda se oheň dostal do korun stromů, a když je tomu tak, zda hoří jen v místě, kam plameny zespodu dosáhnou, nebo hoří koruny nezávisle na spodním ohni (Johnson 1992). Jako příklad lesního požáru nelze opomenout rozsáhlý požár Yellowstonekého národního parku v roce 1988. Událost, která byla veřejností zpočátku vnímána jako národní katastrofa, na druhou stranu umožnila jedinečný výzkum a přinesla řadu nových poznatků ohledně chování ohně a následných doporučení pro lepší péči o tento biotop (Christensen et al. 1989, Turner et al. 1999).

Dalším typickým ohněm ovlivněným biotopem je tvrdolistá vegetace mediteránního typu. Samotná mediteránní oblast byla po tisíciletí pod silným lidským vlivem, nicméně po roce

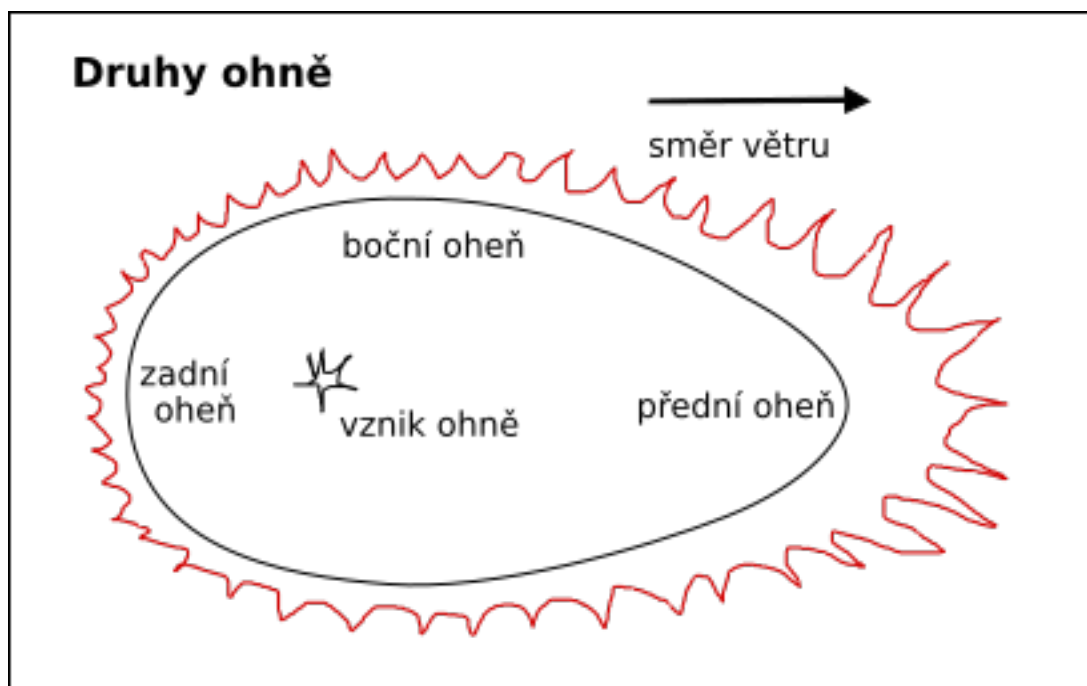
1950 započal proces upouštění od hospodaření na méně úživných polích, snižoval se vliv pastvy i tlak na využívání dříví z lesa. V nevyužívaných oblastech se v průběhu sukcese hromadila suchá biomasa a díky tomu vzrostl celkový počet i intenzita požárů (Baeza et al. 2002, Kutiel 1994). Charakterově podobnou vegetací je jihoafrický fynbos. Oheň zde působí jako regenerační činitel – např. pro rostliny z čeledi Proteaceae (které jsou pro fynbos typické), které se zde nejlépe obnovují po letních až pozdně letních požárech (Brown et al. 1991).

1. 1. 2 Fyzikálně-chemické aspekty požárů

Hlavní příčinou přirozeného vznícení vegetace napříč různými biomy je v drtivé většině případů blesk. Svoji roli ovšem místně hrají i jiné příčiny, jako např. vulkanická činnost, jiskry od padajících kamenů či samovznícení působením slunečního záření (Daubenmire 1968).

Oheň se nejvíce rozšiřuje ve směru větru, ale hoří i po stranách a proti směru větru, kde vytváří tzv. zpětný a boční oheň. Především zpětný oheň je na rozdíl od ohně čelního nižší, hoří delší dobu a více u země, čímž spaluje nejvíce odumřelého opadu (obr. 2). Toho se využívá např. při řízeném vypalování vřesovišť. Plochy řízeného vypalování jsou na britských vřesovištích zakládány tak, že se zapalují od zábrany proti větru (pouze zpětný oheň), proti větru postupně ve středu plochy (zpětný a boční) nebo se zapálí zpětný oheň a proti němu v příslušném rozmezí čelní – když narazí dvě hořící linie na sebe, oheň se již dále nešíří a postupně uhasne, jelikož již spotřeboval veškerou dostupnou biomasu v okolí (Anonymus c 2019).

Teplota požáru je značně závislá na celé řadě faktorů. Je velmi proměnlivá v čase i prostoru. Velkou roli hrají specifické podmínky daného mikrostanoviště, které se navíc mění v řádu vteřin. Velký význam má charakter vegetace, vlhkost a také např. obsah hořlavých silicí, díky kterým bude naměřená teplota vyšší. Udává se, že až 700 °C může být průměrná teplota při zemském povrchu u nejhořlavějších typů vegetace, křovinném chaparralu a eukalyptových lesech, u ostatních typů jsou průměrné teploty u zemského povrchu mezi 200–500 °C (Rundel 1981).



Obr. 2: Druhy ohně podle toho, jak se šíří vzhledem ke směru větru (Anonymus c 2019).

I když je výška teploty plamene v mnohých směrech zásadní, disturbanční sílu ohně určuje mnohem více, jaké množství tepla vydá plamen do okolí a jak dlouho bude oheň hořet. To se odvíjí od množství dostupného paliva a jeho výhřevnosti (Johnson 1992). Účinky požáru na bezlesí budou tudíž mnohonásobně nižší než účinky lesního požáru. Opravdu ničivé pak budou lesní požáry, kde se hromadila odumřelá vysoce výhřevná biomasa (dřevo) po dlouhou dobu (Christensen et al. 1989). Vliv na vegetaci dále ovlivňuje četnost požárů, která byla popsána v úvodu kap. 1. 1.

Co se týče vlivu na chemické podmínky stanoviště, oheň ovlivňuje dostupnost živin v půdě. Zvyšuje dostupnost dusíku a fosforu především tím, že se část dusíku převede do anorganických a pro rostlinu lépe dostupných sloučenin (Cui et al. 2010, Certini 2005). Část dusíku však může uniknout do ovzduší (Certini 2005). Přesné poměry se však mj. odvíjejí i od intenzity požáru – při řízeném vypalování travinných společenstev nejsou živinové posuny téměř patrné (Brockway et al. 2002), zatímco při rozsáhlém požáru tropického pralesa se může až polovina dusíku vázaného v tomto biotopu uvolňovat do atmosféry (Crutzen & Andreae 1991). Oheň také snižuje množství organického materiálu v půdě. Ten začíná hořet při teplotách cca 200–250 °C. Při teplotách nad 450 °C (které se lokálně mohou objevovat i např. 10 cm pod povrchem borového lesa) shoří téměř všechno organický materiál (Certini 2005).

Odstranění nadzemní biomasy i půdní organické vrstvy zvyšuje náchylnost půdy k vodní a větrné erozi. Nicméně díky rychlému nástupu po-požární kolonizační fáze sekundární sukcese (Certini 2005, Kutiel 1994) (také viz předchozí kap. 1. 1. 2) a např. ukotvení půdy shořelými torzy stromů (Kutiel 1994), je celkový odnos půdy většinou minimální (Certini 2005, Kutiel 1994).

1. 1. 3 Adaptační druhy

Ve společenstvech rostlin, kde hraje oheň klíčovou roli, lze vysledovat řadu strategií přizpůsobení se tomuto činiteli. Dva vysoce hořlavé biotopy – kalifornský charrapal a vegetace v mediteránní oblasti – mají řadu druhů s podobnými adaptacemi na přežití a zachování druhu (di Castri et al. 1981, Carpenter & Recher 1979). První způsob, jak lze požár přečkat, je velká investice do semen. Je zapotřebí vytvořit co nejdříve, co nejčastěji a co největší počet semen a zároveň také vytvořit co nejpevnější ochranné obaly, které umožní semenům přečkat požár (di Castri et al. 1981). Druhou skupinu adaptací tvoří přeživší rostliny, které nejvíce investují do tvorby podzemních orgánů, ze kterých jsou po požáru schopny znovu obnovit své nadzemní části. Přežívání požárů ovšem nemusí probíhat pouze pod zemí, např. některé dřeviny dokáží vytvořit tak tlustou a odolnou borku, že jsou schopné přežít požár i v nadzemních částech (Carpenter & Recher 1979).

Zajímavá je adaptace borovice pokroucené (*Pinus concorta*), která vedle klasických šišek produkuje také tzv. serotinní šišky. Ty mohou být uzavřené po mnoho let a otevřou se pouze díky vlivu vysokých teplot při požáru. Druh je tak schopen velmi rychle osídlit prázdné plochy uvolněné vypalováním (Knapp & Anderson 1980).

Dalším přizpůsobením, umožňujícím rychlé osídlení volného prostoru, je stratifikace semen působením vysokých teplot při požáru. Tato adaptace je důležitá především pro rostliny iniciálních sukcesních stádií v biotopech, kde je oheň častý (Snyman & van Wyk 2005).

1. 2 Oheň v travinných společenstvech

1. 2. 1 Tradičně plošně vypalovaná travinná společenstva

Původní názor, že je oheň pro ekosystém severoamerických prérií škodlivý a mělo by se mu tudíž bránit, vyvrací řada moderních studií (Briggs at al. 2002, Collins 1992). Potvrzují, že pro udržení typického stepního charakteru (travinného porostu s minimem dřevin) je oheň naprosto klíčový faktor. Pravděpodobně již původní obyvatelé Ameriky zapalovali prerie, aby zabránili sukcesi a přeměně tohoto biotopu, do kterého se kvůli pastvě stahovala stáda bizona amerického (Collins & Wallace 1990). Někteří autoři vidí jako zásadní faktor udržující bezlesí právě pastvu velkých zvířat (Vera 2000), která sice ovlivnila charakter vegetace v oblasti dnešních prérií, nicméně se jeví jako nedostatečná pro údržbu travinného bezlesí – bez požárů se vegetace posunuje spíše k lesostepním formacím, samotná pastva na udržení travinného bezlesí s nízkým zastoupením dřevin pravděpodobně nestačí (Briggs at al. 2002). Americké vysokostébelné prerie (*tallgrass prairies*) hořely během celého roku, nejčastěji však buď v pozdním jaru, nebo na konci léta v červenci a srpnu (Collins & Wallace 1990). Některé plochy hořely každoročně, většinou však jednou za tři až čtyři roky (Briggs at al. 2002).

V euroasijských stepích hraje oheň klíčovou roli stejně jako v amerických prériích. Dnes zde hoří především díky lidskému přičinění, ať už se jedná o nehody (např. jiskry od žacích strojů), nebo zde farmáři cíleně zapalují posklizňové zbytky, a to navzdory tomu, že to např. v Kazachstánu zákon zakazuje. Velkou změnu ve využívání krajiny zde přinesl rozpad Sovětského svazu. Mezi roky 1990 až 2015 se počet požárů zněkolikanásobil a vzrostla i jejich rozloha (Dara et al. 2019). Důvodem je častější pálení biomasy a také upouštění od tradičního způsobu pastvy a s tím spojeného hromadění suché biomasy.

V Jižní Americe se travnatá společenstva rozprostírají od subtropů po teplejší zóny mírného pásu. Podmínky jsou zde poměrně příznivé pro růst lesů či řidších keřovitých formací. Nicméně nápadná absence fanerofytů je do značné míry způsobena častým vypalováním těchto porostů (Overbeck & Pfadenhauer 2005).

1. 2. 2 Vypalování polopřirozených travinných společenstev v Evropě

Tradiční luční hospodaření se napříč Evropou potýká s úbytkem dobytka, a tudíž omezením využívání lučních porostů na pastvu i sečení. Pro potřeby ochrany přírody jsou tyto způsoby “údržby” luk čím dál tím finančně i organizačně náročnější. Proto se vypalování nabízí jako levná a snadno proveditelná alternativa. Řada legislativních omezení ve většině zemí komplikuje nejen aplikaci řízeného vypalování, ale i jeho výzkum pro použití jako nástroje péče o travinné biotopy. Většina evropských studií drží jednoduchý model vypalování jednou ročně, nejčastěji v zimě, po mnoho let (náhrada za kosení či pastvu). Což je pravděpodobně od “ideálního” způsobu vypalování velmi vzdálené (Valkó et al. 2014). Studie v amerických prériích oproti tomu zkoumají využití vypalování mnohem sofistikovaněji. Často zkoumají vliv na vegetaci vypalováním v různou roční dobu a v různých intervalech (např. Brockway et al. 2002), což by mohlo být inspirací pro evropské podmínky. Je však nutné důkladně zvážit rozdíly mezi těmito dvěma biotopy (jeden z rozdílů, na který se poukazuje je, že se na amerických prériích vyskytuje daleko víc trav s metabolismem než v evropských travinných ekosystémech) a experimentálně ověřit převzaté modely (Valkó et al. 2014).

Experimentální vypalování travinných společenstev ukazuje pozitivní efekt na některé druhy rostlin a obecně na suchomilnou vegetaci. Neutrální se zdá být vliv na celkovou druhovou pestrost, v některých případech mírně negativní, především na loukách s dominantou *Brachypodium pinnatum*. Zdá se, že vypalování nahrává této dominantě oproti ostatním druhům. Vliv na živinovou bohatost je neutrální. Vypalováním se účinně redukuje opad i nežádoucí sukcese dřevin. Vliv na invazní druhy je sporný (Valkó et al. 2014).

1. 3 Řízené vypalování jako nástroj ochrany přírody

1. 3. 1 Oheň v celosvětové ochraně přírody

Lidé využívali oheň k údržbě krajiny odnepaměti. Domorodí obyvatelé Austrálie udržovali ohněm vhodný terén pro lov, v jiných případech se jím potlačovaly nevhodné rostliny, opad a dřevinná sukcese na pastvinách, ničily se posklizňové zbytky kvůli výskytu patogenů. Vypalování sloužilo také jako prevence před ničivými požáry (Pyke et al. 2010). V drtivé většině krajiny ovlivňované lidmi bylo však vypalování vegetace posléze zakázáno. Na

některých místech se ovšem krajina bez ohně neobešla. Bylo přistoupeno k řízenému vypalování, které ovšem, aby fungovalo, musí velmi dobře respektovat přirozené podmínky daného biotopu.

Příkladem může být Národní park Kruger, nacházející se v jižní Africe. Park vznikl roku 1926 a jedná se o rozsáhlé území africké savany, kterou obývá mnoho druhů velkých savců. V tomto území v minulosti poměrně často hořelo. Zaměstnanci parku se zpočátku snažili oheň co nejvíce omezit, nicméně kvůli nebezpečí velkých požárů díky nahromaděné biomase a pro obnovení čerstvé pastvy pro zvířata se od r. 1957 povolilo řízené vypalování, které probíhalo systematicky co tři roky. Což ale nereflektovalo přirozený režim požárů, které se objevovaly na různých místech různě často, a přivodilo nevhodnou změnu vegetace. Nakonec, i přes drobné úpravy, např. vypalování vhodných míst vícekrát během zmíněných třech let, se od řízeného vypalování r. 1992 opět ustoupilo, ale nadále nebylo zabráňováno přirozenému ohni. Nicméně i to přineslo další otázky: co je „přirozený“ oheň? Je to požár vzniklý pouze přírodní cestou, tudíž od blesku? Co s požáry, které vznikly lidským přičiněním, byť jen nedopatřením? (Wilgen et al. 2000).

Dalším zajímavým tématem je využití řízeného vypalování v sekundárně vzniklých biotopech – např. na skotských vřesovištích. Vřesoviště zde vznikla jako náhradní biotop po vykácení lesů. Vřes potřebuje pro svou obnovu pravidelné silné narušení bez kterého není schopen se obnovovat ze semen a biotop zarůstá expanzivními travami a dřevinami a degraduje. Vypalování právě takovou disturbancí přináší. Oheň dále přispívá k obecně vyšší produkci biomasy, je proto pro farmáře zajímavým zásahem a je vhodný k pravidelné údržbě těchto ploch v kombinaci s pastvou (Hobbs & Gimingham 1984).

1. 3. 2 Řízené vypalování v České republice

Velkou překážku v realizování řízeného vypalování v na území České republiky představuje řada legislativních omezení. V první řadě jde o zákon o požární ochraně (133/1985 Sb.), kde je jasně řečeno, že fyzická ani právnická osoba nesmí vypalovat porosty, naopak je zde povinnost požár hlásit a při spalování hořlavých látek na volném prostranství zajistit ochranu proti vzniku a šíření požáru v porostu. Dále o protipožární ochraně mluví zákon o myslivosti

(449/2001 Sb.) a zákon o lesích (289/1995 Sb.), kde je zmíněn zákaz rozdělování ohně do vzdálenosti 50 m od lesa.

I přes různé komplikace se však podařilo realizovat několik pionýrských projektů především ve spolupráci se státní ochranou přírody. Nejvíce mediálně známou událostí se stalo vypalování vřesovišť na dopadových plochách bývalého vojenského újezdu Brdy (Sedláček et al. 2015). Díky specifickému využívání armády (disturbance po dopadu dělostřeleckých granátů, občasně požáry, pojezdy těžké techniky) zde vznikly biologicky hodnotné porosty, které ovšem po opuštění armádou začaly zarůstat stromovou vegetací a degradovat. Na třech lokalitách (Brda, Jordán a Tok) bylo realizováno experimentální vypalování za účelem potlačení nežádoucí sukcese. Účastnili se ho pracovníci státní ochrany přírody ve spolupráci s dobrovolnými hasiči. Výsledek měl mimo jiné i ukázat, jak by do budoucna mohlo být řízené vypalování v našich podmínkách realizováno. Projekt neměl striktně vědecký charakter a vhodný experimentální design – čerpalo se ze zkušeností a vědeckého výzkumu spojeného s vypalováním vřesovišť v Británii a jinde v Evropě – šlo spíše o zjištění, jak by se tento zásah dal realizovat v praxi a na jaká úskalí by se při provádění tohoto zásahu mohlo narážet (Sedláček et al. 2015, Pešout 2016). Na základě této zkušenosti vypracovali autoři podrobnou metodiku, podle které by se mohlo podobné vypalování provádět v našich podmínkách (Sedláček et al. 2015).

Další projekt se taktéž zabíral vřesovištěm. Proběhl v ochranném pásmu v NP Podyjí u obce Havraníky. Projekt zahrnoval hodnocení vlivu různých druhů zásahů, především kosení, pastvy, strhávání drnu a vypalování a jejich kombinací, na vegetaci. Vypalovaly se plochy 4x4 m a vliv požáru byl hodnocen pomocí fytoecologických snímků (před zásahem, pak každý rok po následujících 10 let). Výsledky ukázaly celkovou regeneraci porostu, kolem 3. roku byla zaznamenána velká obnova vřesu ze semen. Vypalování je doporučeno kombinovat s pastvou. Doporučený interval pro vypalování je u vřesovišť jednou za 10-20 let (Sedláková & Chytrý 1999).

Další studie vznikaly a byly psány na přelomu tisíciletí. Jednou z nich je rozsáhlý projekt zahrnující experimentální kosení, pastvu, manipulaci s bryofórou a vypalování na třech místech v Českém středohoří. Vypalování se konkrétně provádělo v PP Tobiášův vrch, kde se nachází tři významné stepní chráněné druhy – hlaváček jarní (*Adonis vernalis*), koniklec otevřený (*Pulsatilla patens*) a koniklec luční český (*Pulsatilla pratensis* subs. *bohemica*), dále se zde zkoumalo rozšíření vegetace s dominantou kavylu Ivanova (*Stipa pennata*) a vliv

vypalování na expanzivní vikev úzkolistou (*Vicia tenuifolia*). Vypalovalo se v zimě za holomrazů, či velmi časně zjara. Na všechny zmíněné druhy měl oheň stimulační účinky (bohužel i na výše zmiňovanou expanzivní vikev) (Hamerský & Bělohoubek 2002).

Ve stejných letech v rámci stejného projektu také probíhalo experimentální vypalování na NPR Pouzdřanská step a Kolby (okres Břeclav), které zahrnovalo sledování vlivu řízeného požáru na vegetaci stepních trávníků s dominantou kavylu sličného (*Stipa pulcherrima*). Porost byl jednou vypálen (v zimě) a následně byla vegetace sledována po dobu tří let. Již v sezoně těsně po vypalování měl porost jen o 10–20 % menší pokryvnost než před zásahem a v dalších letech stejnou jako při zásahu. Mírně se snížila pokryvnost dominantního kavylu ve prospěch subdominant, především kostřavy waliské (*Festuca valesiaca*) a mírně narostl celkový počet druhů (Paukertová 2003). Z psamofytních porostů zatím nebyly známy žádné kvantitativní údaje o vlivu požárů, předkládaná práce je v tomto směru průkopnická.

1. 4 Psamofilní vegetace jihovýchodní Moravy

1. 4. 1 Rámcová vegetační charakteristika

Vegetace písčitých oblastí jižní Moravy je řazena do třídy *Koelerio-Corynephoretea*. Nejvíce je zde z této třídy zastoupen svaz *Corynephorion canescentis*, který zahrnuje vegetaci vátých písků. Částečně se zde uplatňuje i svaz ostřavových trávníků písčin (*Armerion elongatae*), který ovšem není ve zkoumaných lokalitách významněji zastoupen. Značnou část vegetace tvoří přechody do písčných stepí třídy *Festucetea vaginatae*, konkrétně svazu *Festucion vaginatae*. Druhově se tyto třídy poměrně výrazně překrývají, písčné stepi jsou však druhově bohatší s celou řadou kontinentálních druhů (např. *Helichrysum arenarium*, *Stipa borysthenica*).

Obecně tato vegetace patří mezi biotopy, kde jsou druhy více ovlivněny faktory prostředí a méně kompeticí mezi jedinci. Důvodem jsou extrémní podmínky, se kterými se musí rostliny vypořádat. Za prvé je zde značný stres ze sucha díky velké propustnosti písčitých vrstev a nižšímu množství srážek. Další stres přináší rostlinám velké výkyvy denních a nočních teplot. Také intenzivní eroze, většinou kyselá reakce podloží a nestabilní podklad, které spolu s živinově chudým stanovištěm neumožňují vývoj hlubších půd. Proto se zde uplatňují především konkurenčně slabé, ale ke stresu tolerantní druhy (Chytrý 2010).

Na převážné většině území vátých písků, kde se tato vegetace vyskytuje, se jedná o sekundární bezlesí, klimaxovým optimumem jsou zde doubravy (Neuhäuslová et al. 2001). Této vegetaci tedy hrozí degradace a zánik díky pozvolné sukcesi, je proto závislá na disturbancích, které sukcesi blokují. V prvotní sukcesní fázi po narušení jsou ve vegetaci velmi výrazné efemery a dobře se generativně uchycuje i travní dominanta *Corynephorus canescens*. Pokročilejší sukcesní fáze jsou typické převahou ostatních druhů trav (např. *Agrostis capillaris*, *Festuca ovina*) a vyšší pokrývností mechů a lišejníků (Chytrý 2010).

1. 4. 2 Ekologické skupiny rostlin

Prvním příkladem specializace rostlin na vátých pískách jsou terofyty neboli efemery. Jsou to rostliny, které žijí jen krátkou dobu, během které jsou schopny vytvořit velké množství semen. Časově to mají naplánované nejčastěji tak, že začnou růst velmi brzy z jara, aby stihly odplodit, než je přerostou ostatní rostliny (březen – květen). Jedná se např. o rostliny *Spergula morisonii*, *Veronica dillenii* či *Filago minima* (Chytrý 2010).

Druhá funkční skupina zahrnuje rostliny, které jsou vytrvalé, nicméně mají podobný životní cyklus jako rostliny z předchozí skupiny. Rozdíl je v tom, že nepřežívají do další sezony v semenech, ale v hlízách nebo cibulích pod zemí. Příkladem může být např. *Gagea bohemica*, či *G. pusilla*, které mají početnou populaci v PP Pánov (vlastní pozorování).

Třetí skupinu tvoří rostliny přizpůsobené extrémnímu suchu, známé jsou především z aridních oblastí. Jedná se o tzv. sukulentní rostliny. Jejich přizpůsobení spočívá v silných kutikulách a voscích na povrchu těla, tlustých listech plných vody a speciálního typu metabolismu (CAM), díky kterému šetří značné množství vody při fotosyntéze (Larcher 1988). Tento metabolismus mají např. rostliny z čeledi Crassulaceae (Lüttge 2004). Příkladem může být *Sedum sexangulare*, běžný druh na Hodonínsku.

Další druhy úspěšně kolonizující toto extrémní prostředí patří do méně vyhraněného typu hemikryptofyt. Především druhům z čeledi *Poaceae* a jim podobným slouží rozsáhlý kořenový systém nebo dlouhé oddenky k ukotvení v nestabilním substrátu. Příkladem rostlin z této skupiny je dominanta vátých písků *Corynephorus canescens* či ostřice *Carex hirta*. Úspěšným druhem je zde i např. *Thymus serpyllum* typický svým polštářkovitým vzrůstem, který je znám u jiných rostlin např. z extrémních podmínek vysokých hor.

Jako poslední funkční i systematickou skupinu, kterým se na pískách daří, tvoří mechy a lišejníky. Velice se jim zde hodí jejich schopnost vyschnout a při dostatečné vláze zase oživnout (poikilohydrie). Dále jsou schopny poměrně rychle kolonizovat nestabilní substrát vegetativním množením – pomocí přenosu různých úlomků jejich těl. Druhy vyskytující se na vátých pískách patří převážně do skupiny apokarpních mechů (např. *Ceratodon purpureus*) a mezi lišejníky převažují různé druhy z rodu *Cladonia* (Chytrý 2010).

2 Cíl práce

Cílem této práce je:

- Zhodnotit vliv požáru na psamofilní vegetaci vátých písků na jihovýchodní Moravě v následujícím roce po vypálení.
- Zjistit, zda se od sebe liší vlivem na vegetaci vypalování v různou roční dobu.
- Pokusit se zhodnotit vhodnost či nevhodnost vypalování pro tento typ vegetace jako nástroje ochrany přírody.

3 Metodika

3.1 Charakteristika území

Jihomoravské váté písky leží v geografické oblasti Dolnomoravského úvalu, který svou východní částí (nížiny kolem dolního toku Moravy) vybíhá jako klín do karpatského masivu a odděluje Kyjovskou pahorkatinu od Vizovické vrchoviny a Bílých Karpat. V rámci tohoto úvalu lze ještě vylišit Ratiškovickou pahorkatinu, kam spadá zkoumané území bezprostředně sousedící s nivou řeky Moravy (Demek et al. 2006).

Klimaticky se toto území řadí do teplé oblasti T4, která má průměrné roční teploty 8–9,5 °C (průměrné červencové teploty 19–20 °C, průměrné lednové teploty -2 až -3 °C). Průměrný roční úhrn srážek zde činí 500–600 mm (Quitt 1971).

Charakter vegetace i celé krajiny určuje geologické podloží, které je zde tvořeno usazeninami neogenního moře (střídají se zde vápnité jíly a slíny), které jsou převrstveny kvarténními písečnými lavicemi naplavenými řekou Moravou. Na tomto nestabilním podkladě díky větrné erozi vznikly během poslední doby ledové rozsáhlé oblasti vátých písků. Tyto písky jsou křemité a kyselé. Písečné lože je hluboké místy přes 36 m (Kadlec et al. 2015). Půdy jsou zde spíše chudší, kyselé a vysoce propustné. V zalesněných oblastech se nacházejí kambizemě arenické, v oblastech s bezlesím převažují regozemě arenické (Anonymus d 2020).

Původní vegetační kryt byl pravděpodobně podle rekonstrukčních vegetačních map tvořen acidofilní doubravou svazu *Genisto germanicae-Quercion* a částečně také *Aceri tatarici-Quercion* (Neuhäuslová et al. 2001). Na většině území les ustoupil již ve středověku vlivem těžby a lesní pastvy. Vzniklo charakteristické bezlesí přesýpavých písečných dun s intenzivní větrnou erozí a zachováním stádií primární sukcese (Jongepier & Ambrozek 1990). V druhé polovině devatenáctého století bylo území, dnes zvané jako “moravská Sahara” (v okolí obce Bzenec), znovu zalesněno borovou monokulturou. Dnes jsou nezalesněná především místa, kde se těží písek, dále pak vojenská cvičiště (Jedlička et al. 2019) a pás podél železniční trati (Jongepier & Ambrozek 1990).

3. 1. 1 NPP Váté písky

Národní přírodní památka Váté písky se rozkládá mezi obcemi Rohatec a Moravský Písek a tvoří ji úzký pás bezlesí podél železniční trati o šířce max. 60 m a délce kolem 10 km. Zhruba ve dvou třetinách je NPP rozdělena na 2 části vlakovou zastávkou Bzenec – Přívoz. Nadmořská výška území je 180–190 m (Anonymus b 2019).

Tento pás byl udržovaný bez stromů za dob parních lokomotiv kvůli riziku požáru lesa. Drobné požáry travinné vegetace na náspech a blízkém okolí byly běžné, ne však ničivé. Po ukončení provozu parních lokomotiv zde ale požáry neustaly – nejčastěji lidským přičiněním v podobě nedopalku, nebo jiskrami vzniklými vniknutím křemitého kamene mezi kola

vlakové soupravy (ústní sdělení členů místního hasičského sboru). Tyto malé požáry jsou místními ochránci přírody vnímány spíše jako pozitivní. Další věcí, kterou se zde ochrana přírody dlouhodobě zabývá, je odstraňování náletů borovice a akátu (Jongepier & Ambrozek 1990, Anonymus b 2019).

3. 1. 2 PP Pánov

Přírodní památka Pánov se nachází cca 2 km severovýchodně od města Hodonín. Tvoří jí bezlesí, nazývané též Hrubá louka, vklíněné do lesního komplexu Dúbrava. Území je součástí EVL Hodoníská doubrava. Průměrná nadmořská výška lokality je 207 m.

Jedná se o bývalé vojenské cvičiště, které bylo využíváno do 80. let minulého století pro výcvik jízdy v bojových vozidlech. Díky tomuto využívání se zde uchovala rozsáhlá plocha bezlesí s různými sukcesními stádii suchých psamofilních trávníků (přírodní biotopy tohoto typu se nacházejí na téměř 60 % plochy přírodní památky) (Losík 2012).

Momentálně na lokalitě probíhá projekt financovaný z evropského fondu Life podaný firmou Beleco z. s. Projekt se zabývá obnovou a managementem několika bývalých vojenských cvičišť. Na této lokalitě se provádí především pojezdy vojenskou technikou (Anonymus d 2020).

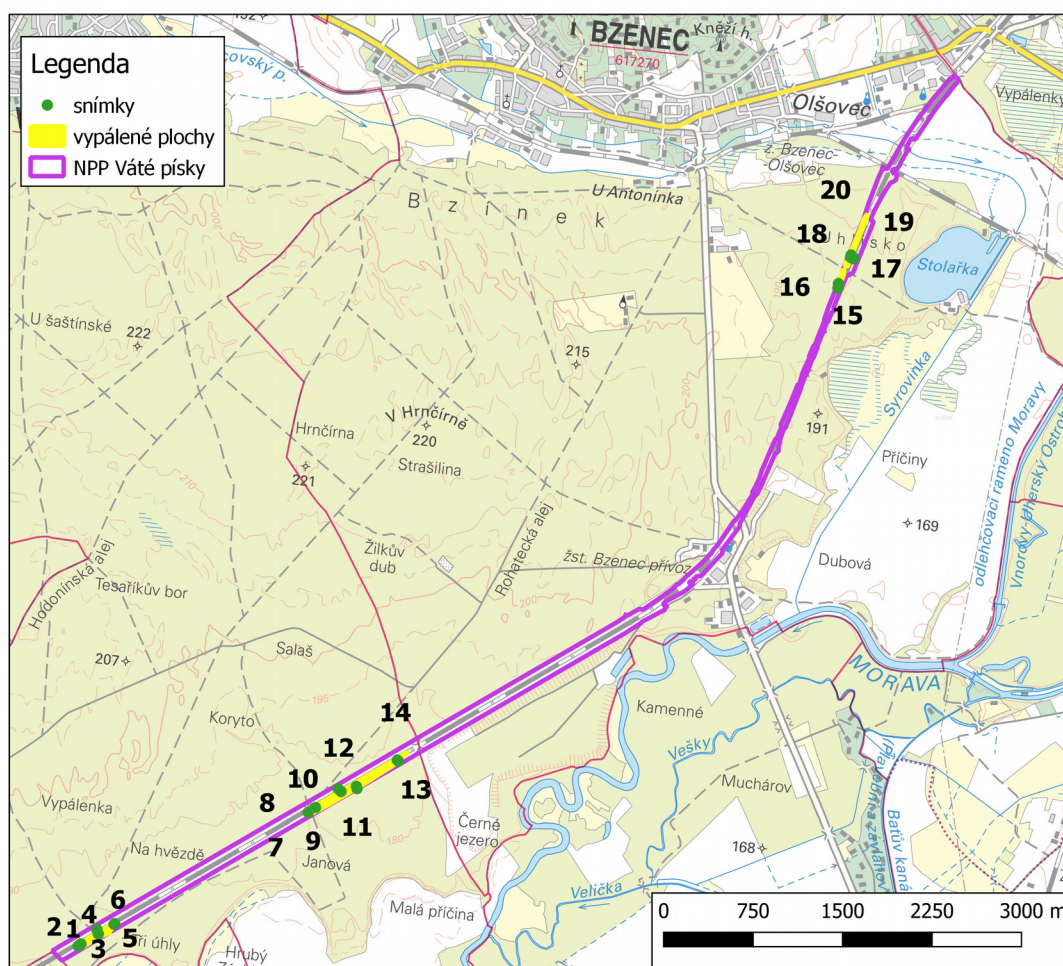
3. 2 Uspořádání pokusu a sběr dat

3. 2. 1 Hodnocení vlivu neúmyslně založeného požáru v následujícím roce

Hodnocen byl vliv neúmyslně vzniklého požáru na lokalitě NPP Váté písky ze dne 21. 6. 2018. Podle ústního sdělení místních hasičů, účastnících se hašení, byly příčinou požáru jiskry odletující od kol vlakové soupravy, když se do soukolí dostal křemenný kámen. Jiskry tak kropily suchou trávu podél tratě a na několika místech se porost vzňal a vytvořilo se několik ohnisek požáru. “Výhodou” této nehody bylo celkem pravidelné rozmístění ploch vypálených v jednom čase po téměř celém území NPP.

Pro hodnocení byly v červnu roku 2019 vybrány 3 větší vypálené plochy (obr. 3). Na každé ploše byla dle možností vybrána 3–4 místa pro vegetační snímkování. Snímkovány byly vždy dvě párové plochy 4 x 4 m, jedna na vypáleném, druhá na nevypáleném nejbližším místě se stejným či velmi podobným charakterem vegetace, v převážné většině případů ve vzdálenosti do jednotek metrů od sebe (většinou šlo o víceméně homogenní vegetaci, kterou protínala hranice požáru, ve výjimečných případech šlo o snímkování dvou vzdálenější ploch, např. mezi kterými vedla cesta – to bylo uplatněno pouze v případě, byla-li na druhé straně podobná vegetace).

Bylo použito standardní fytoocenologické snímkování s odhadem pokryvnosti v procentech. Byly determinovány jednotlivé druhy vyšších rostlin, pokryvnost mechů a lišejníků byla zaznamenána pouze celková bez determinace druhů. Dále byla zaznamenána pokryvnost opadu a holého písku.



Obr. 3: Situační mapa vypálených míst (žlutá barva) a snímkových ploch (zelené body) v NPP Váté písky (QGIS Development Team 2020, Anonymua a 2019).

3. 2. 2 Experiment vlivu sezonality vypalování

Pokus se uskutečnil na lokalitě PP Pánov. Během roku 2018 zde proběhlo řízené vypalování pokusných ploch. Vypalovány byly čtverce o rozměrech 3 x 3 m, které se nacházely v jednom bloku (17 x 21 m). Čtverce jsou v rámci bloku uspořádány do designu zvaného latinský čtverec, v pěti opakováních, jak naznačuje obr. 4. Jednalo se tedy o 20 ploch se 4 druhy zásahů. Vegetace zde byla vypalována ve třech obdobích – na jaře (5. 4.), v létě (10. 7.) a na podzim (17. 10.). Část ploch byla ponechána bez vypalování jako kontrola.

Snímkovány byly plochy 2 x 2 m uprostřed vypalovaných čtverců z důvodu omezení okrajového efektu. Snímkování probíhalo v červnu v roce 2018 (druhé složení před zásahem s výjimkou ploch vypálených na jaře) a následně v roce 2019 (sledování vlivu v prvním roce po požáru). Tento termín byl zvolen z důvodu nejvhodnější vegetační doby pro většinu druhů – a tudíž nejlepší a nejpřesnější determinaci. Nevýhodou ovšem je, že data z jara 2018 byla sebrána až po požáru, takže musela být vyjmuta z hodnocení vegetace před a po požáru (více viz kap. 3. 3. 2).



Obr. 4: Uspořádání čtverců v rámci bloku.

1=jarní vypalování, 2=letní vypalování,
3=podzimní vypalování, K=kontrola.

Data byla získávána standardní metodou fytoecologického snímání stejně jako v případě přechodného experimentu (viz kap. 3. 2. 1).

3. 3 Metodika zpracování dat

Pro statistická zpracování byly z nalezených druhů vybrány druhy do 3 skupin. První obsahuje diagnostické druhy podle Chytrý et al. (2010) pro svazy *Corynephorion canescens* a *Festucion vaginatae*. Druhá skupina zahrnuje nalezené druhy Červeného seznamu České republiky. Klasifikace stupně ohrožení (Národní seznam a kategorie IUCN) byly převzaty z

Grulich & Chobot (2017). Poslední skupina obsahuje druhy trav bez druhu *Corynephorus canescens* – tato skupina slouží jako ukazatel degradece porostu, jelikož v sukcesně pokročilejších fázích je u tohoto společenstva vyšší pokryvnost trav (Chytrý 2010).

Rozdíly v počtu druhů (celkově, chráněných druhů a diagnostických druhů) na spálených a nespálených plochách při jednorázovém požáru byly hodnoceny párovým T-testem. Pokryvnosti druhů jednotlivých skupin (ohrožené druhy, diagnostické druhy, trávy bez *Corynephorus canescens*) byly hodnoceny pro rozdíl mezi spálenými a nespálenými plochami taktéž párovým T-testem. Dále bylo T-testem porovnány výše zmíněné charakteristiky mezi roky 2018 a 2019 na plochách vypalovaných v různou dobu.

Pro srovnání počtu druhů nalezených na jednotlivých způsobech vypalování (jarní, letní, podzimní a nevypalovaná kontrola) v roce 2019 byla v prvním kroku spočtena analýza variance a následně byla doplněna Tukeyho testem pro přesnější identifikaci rozdílů mezi jednotlivými variantami. Pro zhodnocení počtu druhů mezi jednotlivými roky byla použita analýza variance pro opakovaná měření (*repeated measurements ANOVA*).

Pokryvnosti jednotlivých druhů v případě jednorázového vypálení a snímkování párových ploch byly hodnoceny mnohorozměrnými metodami CCA (*Canonical Correspondence Analysis*) pro výpočet vlivu vypalování na vegetaci a DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) pro vizualizaci celkové variability v sesbíraných datech. K výpočtu byla použita jako kovariáta příslušnost k danému odběrovému místu (stejná pro oba snímky v páru), aby se odstranila variabilita napříč různými místy. Do neomezené analýzy byly pasivně promítnuty některé doplňující proměnné (*supplementary variables*). Pro analýzu pokryvnosti druhů u zásahů v různou roční dobu byly použité mnohorozměrné metody RDA (*redundancy analysis*) pro zjištění vlivu vypalování v různou roční dobu a PCA (*principal component analysis*) pro zobrazení celkové variability v získaných datech.

Data byla zpracována pomocí programů Canoco 5 pro mnohorozměrné analýzy (ter Braak & Šmilauer 2012) a programu R pro ostatní analýzy (RStudio Team 2015). Informace ohledně použitých testů byly čerpány z publikace Šmilauer & Lepš (2014).

4 Výsledky

4.1 Souhrnná data z obou lokalit

Tab. I: Diagnostické druhy nalezené na zkoumaných plochách (dle Chytrý 2010).

Diagnostické druhy	svaz	svaz
taxon	<i>Corynephorion canescenis</i>	<i>Festucion vaginatae</i>
<i>Agrostis vinealis</i>		x
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		
agg.		x
<i>Armeria elongata</i>		
sups. <i>elongata</i>	x	
<i>Carex supina</i>		x
<i>Corynephorus</i>		
<i>canescens</i>	x	x
<i>Erysimum diffusum</i>		x
<i>Filago minima</i>	x	x
<i>Helichrysum</i>		
<i>arenarium</i>		x
<i>Jasione montana</i>	x	x
<i>Linaria genistifolia</i>		x
<i>Rumex acetosella</i>	x	x
<i>Silene otites</i>		x
<i>Silene viscosa</i>		x
<i>Spergula morisonii</i>	x	x
<i>Thymus serpyllum</i>	x	x
<i>Trifolium arvense</i>		x
<i>Trifolium campestre</i>		x
<i>Veronica dillenii</i>		x

Tab. II: Zaznamenané ohrožené druhy (dle Grulich & Chobot 2017).

Ohrožené druhy	Nár.	kat.
taxon	seznam	IUCN
<i>Armeria elongata</i> sups.	C4a	nt
<i>elongata</i>		
<i>Carex supina</i>	C3	nt
<i>Chondrilla juncea</i>	C3	vu
<i>Corynephorus</i>	C4a	nt
<i>canescens</i>		
<i>Dianthus pontederiae</i>	C4a	lc
<i>Erysimum diffusum</i>	C3	nt
<i>Filago minima</i>	C3	nt
<i>Helichrysum arenarium</i>	C2	en
<i>Linaria genistifolia</i>	C3	nt
<i>Petrorhagia prolifera</i>	C4a	nt
<i>Peucedanum</i>	C4a	nt
<i>oreoselinum</i>		
<i>Scleranthus polycarpus</i>	C3	nt
<i>Seseli osseum</i>	C4a	lc
<i>Silene otites</i>	C3	nt
<i>Silene viscosa</i>	C1	cr
<i>Spergula morisonii</i>	C3	nt
<i>Stipa borysthena</i>	C1	en
<i>Teucrium chamaedrys</i>	C4a	lc
<i>Thymus pannonicus</i>	C4a	lc
<i>Thymus serpyllum</i>	C4a	nt
<i>Verbascum densiflorum</i>	C4a	nt
<i>Verbascum phoeniceum</i>	C3	nt
<i>Veronica dillenii</i>	C4a	lc
<i>Veronica spicata</i>	C4a	lc
<i>Plantago arenaria</i>	C2	en

Celkem bylo na obou zájmových lokalitách ve 40 fytoocenologických snímcích zaznamenáno 86 druhů vyšších rostlin. Na experimentální ploše na lokalitě Pánov bylo celkově nalezeno 49 druhů (20 snímků 2 x 2 m). Převážná většina nalezených druhů byla zjištěna i v NPP Váté písky, kde bylo ve 20 snímcích 4 x 4 m zaznamenáno 78 druhů. Výčet těchto druhů je možné nalézt v příloze (P1). Nomenklatura byla sjednocena podle Danihelka et al. (2012).

Bylo nalezeno 17 diagnostických druhů pro vegetaci vátých písků svazu *Corynephorion canescenis* a vegetaci psamofilních stepí svazu *Festucion vaginatae* (viz Tab. I). Tento typ vegetace hostí celou řadu ohrožených druhů. Celkem bylo na obou lokalitách nalezeno 25 druhů rostlin různého stupně ohrožení (Tab. II).

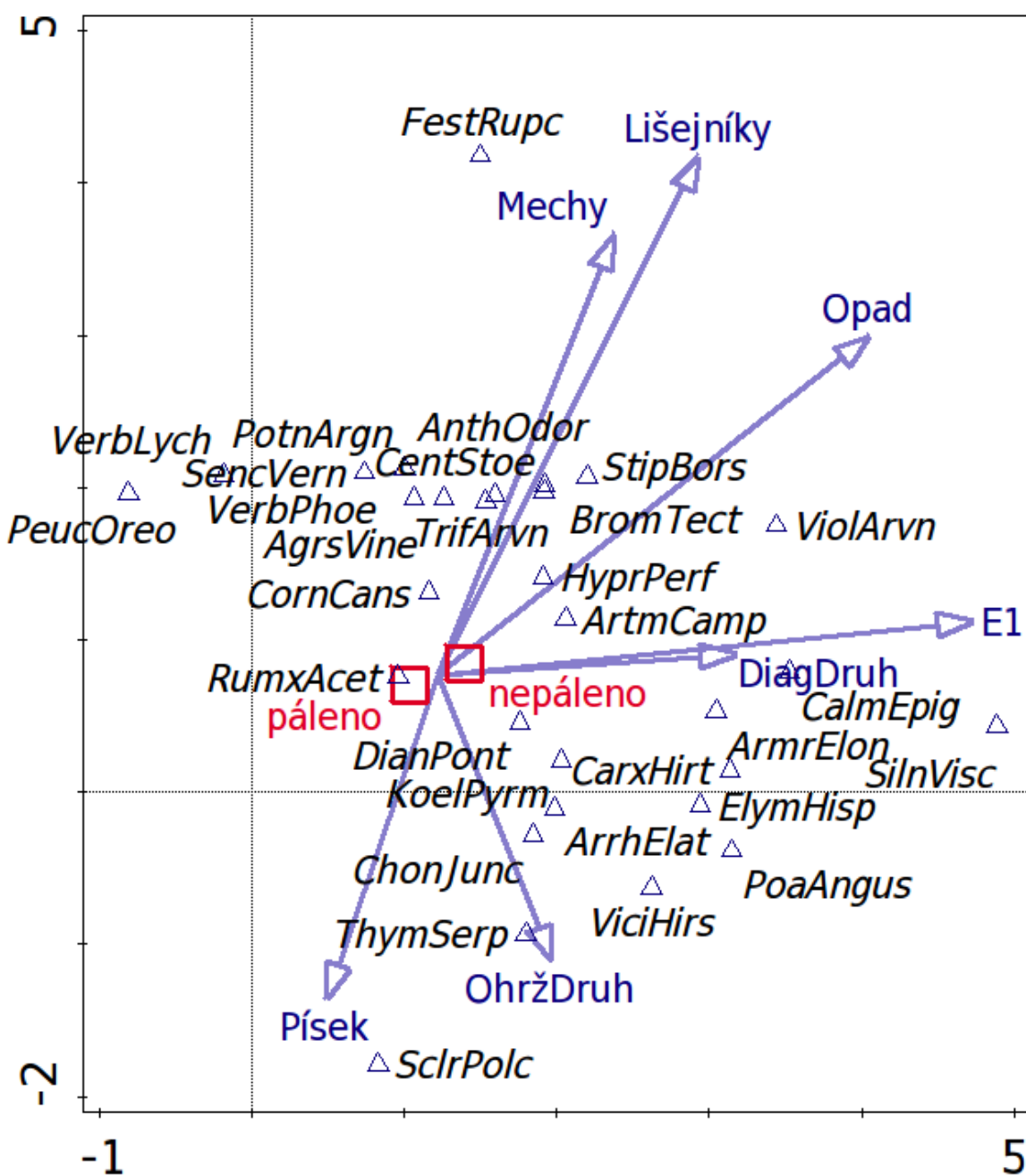
4. 2 Hodnocení vlivu požáru na vegetaci v následujícím roce

Průměrný počet nalezených druhů ve snímku (16 m²) ve VPP Váté písky byl 20,3 na spálených a 19,6 na nespálených plochách. Rozdíl vyšel statisticky neprůkazně (T-test: $t = -0,4$, $df = 9$, $p = 0,681$).

Další analýzy ukázaly, že se neliší počty chráněných (T-test, $t = -1,63$, $df = 9$, $p = 0,137$) a diagnostických druhů (T-test, $t = -1,03$, $df = 9$, $p = 0,327$) ani se průkazně nezměnila jejich pokryvnost. Statisticky průkazně se na spálených plochách snížila pokryvnost trav, mechů a lišejníků a naopak přibýly plochy s volným pískem (Tab. III).

Tab. III: Přehled pokryvností [%] zvolených skupin porovnávající spálené a nespálené plochy v procentech (ns – statisticky neprůkazně; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

	nespálené	spálené	T-test
pokryvnost mechů a lišejníků	24,6	7,7	**
pokryvnost volného písku	4,3	25,8	***
pokryvnost opadu	19	2,8	***
pokryvnost ohrožených druhů	20,3	19,8	ns
pokryvnost diagnostických druhů	32,6	21,5	ns
pokryvnost trav	31,2	14,6	*

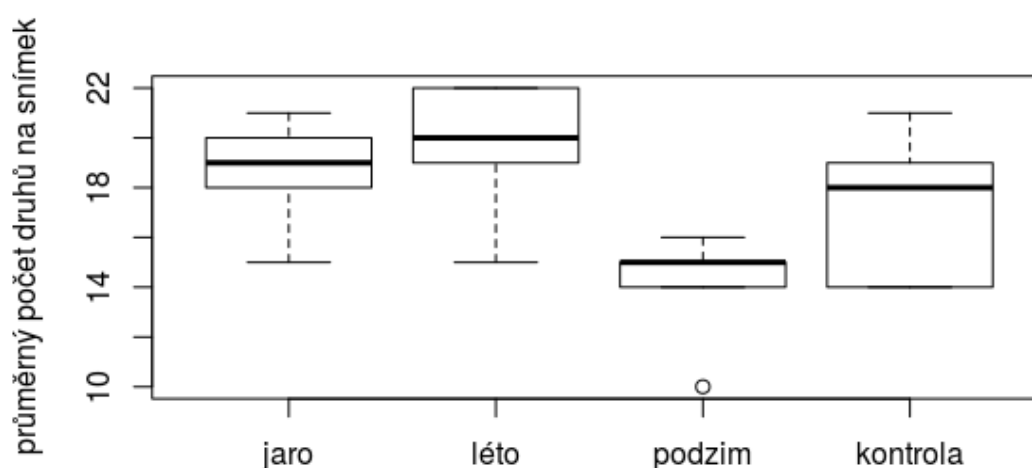


Obr. 5: Ordinační diagram DCA párových ploch, pasivně je promítnuta vysvětlující proměnná vliv ohně a další doplňující proměnné: 1. osa vysvětluje 22,6 % a druhá 17,2 % variability. Zobrazeno je prvních 30 nejlépe fitujících druhů.

Mnohorozměrné analýzy pokryvností jednotlivých druhů neukázaly průkazný rozdíl ve spálených a nespálených plochách (CCA, pseudo-F=1,2, p=0,158), nicméně jsou zde jisté trendy. Na obr. 5 můžeme vidět neomezenou ordinaci DCA. Z doplňujících proměnných mají tendenci se vyskytovat na nespálených plochách mechy a lišejníky. Zajímavý je trend diagnostických druhů, kterých přibývá se zvyšující se pokryvností bylinného patra (E1) a které jsou spíše na nespálených plochách, podobně jako např. stepní druh *Stipa borhystenica*. Což ukazuje na to, že druhy náležející do svazu *Festucion vaginatae* (kam patří téměř všechny diagnostické druhy stejně jako zmíněný kavyl) se více uplatňují na nespálených plochách. Výskyt ohrožených druhů se zdá indiferentní ve vztahu k pálení/nepálení.

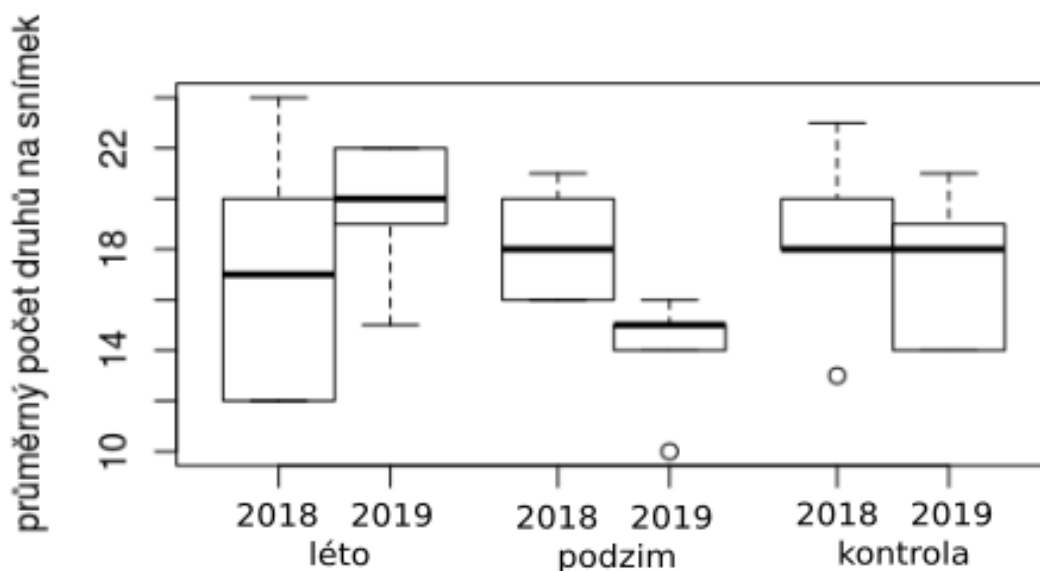
4. 3 Experiment vlivu sezonality vypalování

Vliv sezonality řízeného vypalování na vegetaci byl zkoumán na lokalitě PP Pánov (viz kap. 3. 2. 1). Analýza variance ukázala statisticky průkazné rozdíly v počtech druhů v jednotlivých obdobích (F = 4,14 p = 0,024, obr. 6). Ukázalo se, že plochy, které byly vypalovány na podzim, byly v následujícím roce na druhy nejchudší (Tukeyho test: průkazné: podzim-léto, p=0,021, neprůkazné, ale s jasným trendem: podzim-jaro, p=0,067). Ostatní varianty měly průměrný počet druhů mírně vyšší než kontrola, ale tyto rozdíly se ve výpočtech ukázaly jako statisticky neprůkazné.



Obr. 6: Průměrné počty druhů na snímek na plochách vypalovaných v různých obdobích a kontrolách bez vypalování následující rok po zásahu.

Počet druhů před a po zásahu na zkoumaných plochách se průkazně liší (ANOVA pro opakovaná měření: $F\text{-value} = 6,64$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0,011$, obr. 7). Podobně jako u analýzy pouze pro rok 2019 zde klesá počet druhů po podzimním vypalování (T-test, $t = 3,63$, $df = 4$, $p\text{-value} = 0,022$). Počet druhů po letním vypalování mírně, ale neprůkazně vzrostl (T-test, $t = -1,81$, $df = 4$, $p\text{-value} = 0,144$).



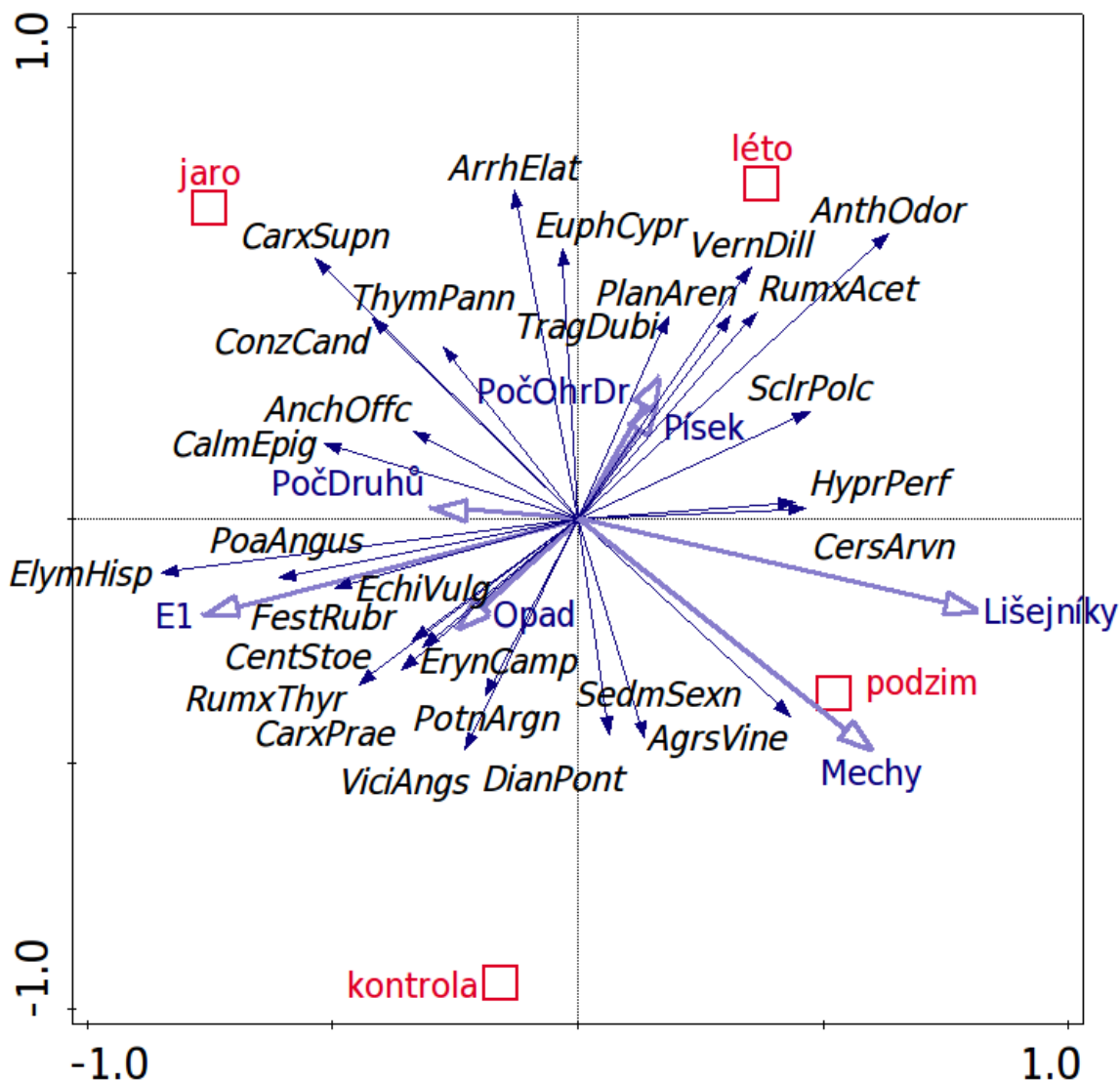
Obr. 7: Průměrný počet druhů na snímek pro jednotlivá vypalování, která byla snímkována před a po pálení (léto a podzim) a pro kontrolu.

Data pokryvnosti jednotlivých skupin druhů ukázala obecně nárůst množství diagnostických druhů v roce 2019. Překvapivě nejvíce narostla jejich procentuální pokryvnost v nevypalovaných plochách sloužících jako kontrola. Ohrožených druhů mírně přibylo ve všech typech zásahu kromě podzimního, žádný nárůst však nebyl statisticky průkazný. Pokryvnost trav viditelně poklesla u ploch, které byly prvním rokem snímkované nevypálené a v druhém roce vypálené (tj. letní a podzimní).

Tab. III: Průměrné pokryvnosti druhů z jednotlivých skupin pro různé termíny vypalování [%]. (ns – statisticky neprůkazné; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

		2018	2019	T-test
pokryvnost ohrožených druhů	jaro	9	15	ns
	léto	12	13	ns
	podzim	13	8	ns
	kontrola	7	12	ns
pokryvnost diagnostických druhů	jaro	10	21	ns
	léto	13	21	*
	podzim	14	19	ns
	kontrola	12	23	**
pokryvnost trav	jaro	35	33	ns
	léto	48	38	ns
	podzim	45	35	*
	kontrola	40	39	ns

Vliv různých dob vypalování na pokryvnosti jednotlivých druhů pro data za rok 2019 byl analyzován mnohorozměrnou metodou RDA, která však vyšla neprůkazně (Pseudo-F=0,9 $p=0,702$). Data zobrazená metodou PCA však i přesto jistou rozdílnost mezi jednotlivými zásahy ukázala (obr. 8). U podzimního vypalování je zřejmý nižší počet druhů, zato se však u něho ukázaly vyšší hodnoty pokryvnosti mechů a lišejníků. Počet ohrožených druhů, spolu s pokryvností volného písku v ordinačním prostoru směřuje k letnímu vypalování spolu např. s druhem *Veronica dillenii*, která se řadí mezi efemery.



Obr. 8: Ordinační diagram (PCA) vegetačních snímků z experimentálních ploch, 1. osa vysvětluje 27,4 % variability a 2. osa 12,1 %. Jednotlivé doby pálení byly přidány jako dodatečné proměnné (*supplementary variables*). Zobrazeno bylo prvních 30 nejlépe fitujících druhů.

5 Diskuze

5.1 Počet druhů

Z manipulativního experimentu i z pozorování neúmyslně založeného rozsáhlejšího požáru vyplývá, že se počet druhů díky vypalování nijak zvlášť nezměnil. Nemusí ovšem nutně jít o důkaz nevhodnosti vypalování pro zdejší vegetaci. Průměrný počet druhů na snímek o

velikosti 16–25 m² pro svaz *Corynephorion canescens* je pouze 10–15 druhů (Chytrý 2010), zatímco průměr počtů zjištěných druhů na plochu 16 m² byl v mém případě okolo 20. Na tuto hodnotu mají zřejmě vliv přechody do panonských stepních trávníků (svaz *Festucion vaginatae*), které jsou druhově bohatší (Chytrý 2010), nelze však předpokládat, že by se na lokalitě docílilo výraznějšího nárůstu počtu druhů. Nicméně experiment potvrdil, že druhy na lokalitě po jednorázovém vypalování neubývají, naopak už rok po požáru jsou na stejné (místy i vyšší) úrovni jako před vypalováním.

5. 2 Druhové složení

Vypalování vedle počtu druhů zachovává i počty ohrožených druhů. Diagnostické druhy náležející do vegetace panonských písečných stepí u rozsáhlejšího požáru jsou rok po požáru mírně častější na nevypálených plochách. To by mohlo ukazovat na to, že tyto druhy nemají optimum bezprostředně po požáru, ale regenerace jim nějaký čas trvá. Podle zkušeností z několika maďarských národních parků je nejvhodnější doba opakovaného vypalování panonských stepí kolem 3–5 let (Deák et al. 2004).

Snížení pokryvnosti trav, vyjma druhu *Corynephorus canescens*, spolu se snížením množství opadu, snížením pokryvnosti lišejníků a mechů a zvýšením pokryvnosti holého písku ukazují na to, že oheň mohl mírně přispět k blokování sukcese a jejím posunutí do iniciálních fází (Chytrý 2010).

Další klíčovou skupinou pro vegetaci vátých písků jsou jarní efemery (viz kap. 1. 4. 1), které ale nebyly samostatně hodnoceny, jelikož mají fenologické optimum dříve než většina ostatních druhů a v době, kdy byla lokalita snímkována, již nebylo možné o nich shromáždit plně vypovídající data.

5. 3 Sezonalita vypalování

Pokus ukázal mírné snížení počtu druhů u jednorázového podzimního vypalování. A to jak ve srovnání konkrétních ploch před a po vypalování, tak i pro porovnání vypalování v různou roční dobu. Na základě této studie by podzimní vypalování mohlo přinést mírné komplikace. Na druhou stranu byl tento výsledek potvrzen pouze hodnocením relativně

malých ploch (2 x 2 m²) a nebyla brána v potaz heterogenita ploch ve větším měřítku. Nebyla dohledána studie, která by se zabývala podzimmím vypalováním. Nejčastěji se podobně plánované experimenty zabývají rozdílem mezi vypalováním během (léto) a mimo vegetační sezonu (zima až brzké jaro). Z těchto studií vyplývá, že vypalování mimo vegetační období v různých druzích travinných společenstvech podporuje druhovou diverzitu více než vypalování ve vegetačním období (Brockway et al. 2002, Deák et al. 2004). Což tento pokus nepotvrdil. Na plochách obou experimentů vypalovaných v letních měsících byl nalezen stejný, až mírně vyšší počet druhů než na jiných druzích vypalování a na nespálené kontrole. Důvodem může být velká tolerance vegetace vátých písků vůči stresu a různým druhům disturbancí.

Opakovaná vypalování nebyla touto studií zkoumána, nicméně je vhodné zmínit, že účinky ohně se mohou značně lišit podle toho, jak často se vegetace vypaluje. Studie z maďarských stepí poukazují na to, že při každoročním vypalování není tato vegetace schopná vhodné regenerace a postupně se ochuzuje o druhy a mění se její struktura (Deák et al. 2004).

Pro zhodnocení vhodné sezonality vypalování je třeba brát na zřetel i potřeby jiných organismů. Společenstva členovců reagují na oheň částečně únikem, částečně jsou schopni přežít v různých fázích svého vývoje v zemi. Pro rychlou obnovu těchto společenstev bezobratlých po požáru je nejvhodnější vypalovat těsně před jejich neaktivnější sezonou, tudíž brzy z jara, nebo obecně mimo vegetační sezonu (Warren et al. 1987). Toto bude vhodné i pro další živočichy, např. kvůli hnízdění ptáků.

5. 4 Vypalování a jiné ochranné zásahy do psamofilní vegetace na jihovýchodní Moravě

Další zásah, který je dlouhodobě studován v NPP Váté písky, je skrývka svrchní vrstvy půdy. Tento zásah velmi dobře obnovuje cílová druhová společenstva na degradovaných místech s expanzivním druhem *Calamagrostis epigejos* v období do 4 let (Řehouňková & Jongepierová 2019). Díky radikálnímu odnosu živin z půdy bude pravděpodobně tento zásah účinnější než vypalování na eutrofizovanějších místech, na druhou stranu jde o nákladnější způsob zásahu, je zapotřebí příslušné těžké techniky a problematické je i následné uložení stržené vrstvy půdy. Jako optimální se tedy jeví kombinace s požáry, s upřednostněním skrývky svrchní vrstvy půdy na eutrofizovanějších a více degradovaných místech.

Dalším používaným a zkoumaným způsobem údržby vegetace vátých písků je její narušování pomocí vojenské techniky. Vychází z pozorování, že se této vegetaci daří na bývalých vojenských cvičištích narušovaných pojezdem těžkých strojů (Jentsch et al. 2009). Výhodou je skloubení rekreačního zážitkového využití s ochranou přírody. Podobný efekt také obstará např. bránování nebo jiné rozrývání povrchu. Způsobí narušení povrchu a tím snažší uchycení konkurenčně slabších druhů. Vliv je však pozorovatelný pouze po cca 2 roky a lze ho použít pouze v ne příliš eutrofizovaných částech. Díky rozrušení se mírně zvýší dostupnost živin v půdě, navíc pojezd technikou není schopen se dlouhodobě vypořádat s etrofizací zkrze atmosferický spad dusíku (Jentsch et al. 2009). Využití ohně bude mít pravděpodobně obdobné charakteristiky jako tento druh zásahu, ale bude finančně méně náročné. Zajímavá by mohla být jako doplněk k těmto zásahům pastva, podobně jako na vřesovištích, kde je pro odnos živin doporučováno ji kombinovat s vypalováním (Sedláková & Chytrý 1999), které v bezlesí většinou zvyšuje dostupnost živin v půdě (Cui et al. 2010).

6 Závěr

Oheň působí na ekosystémy jako disturbanční činitel. Vegetace vátých písků jihovýchodní Moravy je silně podmíněna neustálým narušováním a obnažováním holého písku, na kterém se rozvíjí iniciální sukcesní stádia.

Vliv ohně je zde na druhovou diverzitu i diverzitu cílových a chráněných druhů neutrální, až slabě pozitivní. Pozitivní je jeho vliv na strukturní charakteristiky vegetace (množství volného písku, opad, zastoupení trav apod.). Doba, kdy je porost vypalován, má vliv na druhovou bohatost, nejvíce druhů se vyskytuje na plochách vypálených v letním období. Z hlediska ochrany přírody se jednorázové vypalování jeví jako spíše přínosné, je vhodné ho kombinovat s dalšími druhy zásahů kvůli nebezpečí dlouhodobého hromadění atmosferického spadu dusíku.

Jednorázové vypalování se dle výsledků tedy jeví jako bezproblémové z hlediska udržení vhodné druhové skladby, dále je do určité míry schopno blokovat sukcesi vegetace a posunout ji do časnějších fází. Mohlo by se tedy jednat o způsob údržby vhodně zvolených míst chráněných oblastí psamofilní vegetace bezlesí na jihovýchodní Moravě.

7 Literatura

- Anonymus a (2019). Ortofoto České republiky. *Geoportal* [online]. [dostupné na: <https://geoportal.cuzk.cz>, cit: 19. 4. 2020].
- Anonymus b (2019). Plán péče o Národní přírodní památku Váté písky na období 2019-2024. [nepublikováno]. Archivuje AOPK ČR, Praha.
- Anonymus c (2019). The Muirburn code 2017 – Supplementary information 4: Fire behaviour and effects, wildfire and contingency planning. *Scottish Natural Heritage* [online]. [dostupné na: <http://muirburncode.org.uk/supplementary-information/>, cit: 19. 4. 2020].
- Anonymus d (2020). Projekt LIFE15 NAT/CZ/001028 Military LIFE for Nature. *Beleco z. s.* [online]. [dostupné na: <http://www.beleco.cz/militarylife/>, cit: 19. 4. 2020].
- Anonymus e (2020). Půdní mapa ČR, 1:50 000. Klad listů ZM50. *Česká geologická služba* [online]. [dostupné na: <https://mapy.geology.cz/pudy/>, cit: 19. 4. 2020].
- Baeza, M., De Luís, M., Raventós, J. & Escarré, A. (2002). Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk. *Environ Manage*, 65(2): 199–208.
- Bobek, P., Svitavská-Svobodová, H., Werchan, B., Švarcová, M. & Kuneš, P. (2018). Human-induced changes in fire regime and subsequent alteration of the sandstone landscape of Northern Bohemia (Czech Republic). *The Holocene*. 28(1): 427–443.
- ter Braak, C. & Šmilauer, P. (2012). *Canoco 5* [software], trial version. [dostupné na: <http://www.canoco5.com/>].
- Briggs, J., Knapp, A. & Brock, B. (2009). Expansion of woody plants in tallgrass prairie: A fifteen-year study of fire and fire-grazing interactions. *The American Midland Naturalist*, 147(1): 287–294.
- Brockway, D., Gatewood, R. & Paris, R. (2002). Restoring fire as an ecological process in shortgrass prairie ecosystems: Initial effects of prescribed burning during the dormant and growing seasons. *Journal of Environmental Management*. 65 (1): 135–152.
- Brown, P., Manders, P., Bands, D., Kruger, F. & Andrag, R. (1991). Prescribed burning as a conservation management practice: A case history from the Cederberg mountains, Cape province, South Africa. *Biological Conservation*, 56(2): 133–150.
- Carpenter, F. & Recher, H. (1979). Pollination, reproduction, and fire. *The American Naturalist*, 113(6): 871–879.
- Carter, V., Moravcová, A., Chiverrell, R., Clear, J., Finsinger, W., Dreslerová, D., Halsall, K. & Kuneš, P. (2018). Holocene-scale fire dynamics of central European temperate spruce-beech forests. *Quaternary Science Reviews*, 191(1): 15–30.

- di Castri, F., Goodall, D. & Specht, R. (eds.) (1981). *Ecosystems of the World II: Mediterranean-type Shrublands*. Amsterdam-Oxford-New York: Elsevier Scientific Publishing Co., 643s.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia* 143(1): 1–10.
- Christensen, N., Agee, J., Brussard, P., Hughes, J., Knight, D., Minshall, W., Peek, J., Pyne, S., Swanson, F., Thomas, J., Wells, S., Williams, S. & Wright, H. (1989). Fire impact on yellowstone. *BioScience*, 39 (10): 678–685.
- Chytrý, M. (ed.) (2010). *Vegetace České republiky: 1. Travinná a keříčková vegetace*. Praha: Academia, 525 p. ISBN 978-80-200-1896-0.
- Collins S. (1992). Fire frequency and community heterogeneity in tallgrass prairie vegetation. *Ecology*, 73(6): 2001–2006.
- Collins, S., & Wallace, L., (eds.) (1990). *Fire in Nord American Tallgrass Praires*. Norman: University of Oklahoma Press, 175 p. ISBN 0-8061-2281-1.
- Crutzen, P. & Andreae, M. (1991). Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science*, 250(16): 69–78.
- Cui, Q., Lü, X., Wang, Q. & Han, X. (2010). Nitrogen fertilization and fire act independently on foliar stoichiometry in a temperate steppe. *Plant Soil*, 334(1): 209–219.
- Danihelka J., Chrtěk J. & Kaplan Z. (2012): Checklist of vascular plants of the Czech Republic. *Preslia*, 84(1): 647–811.
- Dara, A., Baumann, M., Hölzel, N., Hostert, P., Kamp, J., Müller, D., Ullrich, B. & Kueemmerle, T. (2019). Post-soviet land-use change affected fire regimes on the Eurasian steppes. *Ecosystems*, 22(10):1–14.
- Daubenmire R. (1968). Ecology of fire in grasslands. *Advances in Ecological Research*, 5(1): 209–266.
- Demek, J., Mackovčín, P., Balatka, B., Buček, A., Cibulková, P., Culek, M., Čermák, P., Dobiáš, D., Havlíček, M., Hrádek, M., Kirchner, K., Lacina, J., Pánek, T., Slavík P. & Vašátko, J. (2006). *Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČR*. Brno: MŽP ČR, 582 s. ISBN: 80-86064-99-9.
- di Giuseppe, F., Pappenberger, F., Wetterhall, F., Krzeminski, B., Camia, A., & Libertà, G. & San-Miguel-Ayanz, J. (2016). The potential predictability of fire danger provided by numerical weather prediction. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 55(1): 2469–2491.

- Grulich, V. & Chobot, K. (eds.) (2017). Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Cévnaté rostliny. *Příroda*, 35(1): 1–178.
- Hamerský, R. & Bělohoubek, J. (2002). Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích: Zpráva dílčího úkolu grantu VaV 610/10/00 za rok 2002. [nepublikováno]. Archivuje: AOPK ČR, Praha.
- Hobbs, R. & Gimingham, C. (1984). Studies on fire in Scottish heathland communities: I. Fire characteristics. *Journal of Ecology*, 72(1): 223–240.
- Jedlička, J., Havlíček, M., Dostál, I., Huzlík, J. & Skokanová, H. (2019). Assessing relationships between land use changes and the development of a road network in the Hodonín region (Czech Republic). *Quaestiones Geographicae*, 38(1): 145–159.
- Jentsch, A., Friedrich, S., Steinlein, T., Beyschlag, W. & Nežadal, W. (2009). Assessing conservation action for substitution of missing dynamics on former military training areas in central Europe. *Restoration Ecology*, 17(1): 107–116.
- Johnson, E. (1992). *Fire and Vegetation Dynamics: Studies from the North American Boreal Forest*. Cambridge: Cambridge University Press, 144 s. ISBN: 9780511623516.
- Jongepier, J. & Ambrozek, L. (1990). Inventarizační průzkum CHPV Váté písky. [nepublikováno]. Archivuje: AOPK ČR, RP SCHKO Bílé Karpaty, Luhačovice.
- Kadlec, J., Kocurek, G., Mohrig, D., Shinde, D., Murari, M., Varma, V., Stehlík, F., Beneš, V. & Singhvi, A. (2015). Response of fluvial, aeolian, and lacustrine systems to late Pleistocene to Holocene climate change, Lower Moravian Basin, Czech Republic. *Geomorphology*, 232(1): 193–208.
- Knapp, A. & Anderson, J. (1980). Effect of heat on germination of seeds from serotinous lodgepole pine cones. *American Midland Naturalist*, 104(1): 370–372.
- Kutiel, P. (1994). Fire and ecosystem heterogeneity: A mediterranean case study. *Earth Surface Processes and Landforms*, 19(1): 187–194.
- Larcher W. (1988). Fyziologická ekologie rostlin. Praha: Academia, 361 s.
- Losík, J. (2012). Plán péče o Přírodní památku Pánov na období 2012–2021. [nepublikováno]. Archivuje AOPK ČR, Praha.
- Lüttge U. (2004). Ecophysiology of crassulacean acid metabolism (CAM). *Annals of Botany*, 93(6): 629–652.
- Neuhäuslová Z., Moravec J., Chytrý M., Ložek V., Rybníček K., Rybníčková E., Husová M., Grulich V., Jeník J., Sádlo J., Jirásek J., Kolbek J. & Wild J. (2001). Potential natural vegetation of the Czech Republic. *Braun-Blanquetia*, 30(1): 1–80.
- Overbeck, G. & Pfadenhauer, J. (2007). Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora*, 202(1): 27–49.

- Paukertová, I. (2003). Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích: Závěrečná zpráva dílčího úkolu grantu VaV 610/10/00 za rok 2003. [nepublikováno]. Archivuje: AOPK ČR, Praha.
- Pešout P. (2016). Řízené vypalování porostů: K vybraným otázkám praktické péče o chráněná území I. *Ochrana přírody*, 62(5): 12–15.
- Pyke, D., Brooks, M. & D'Antonio, C. (2010). Fire as a restoration tool: A decision framework for predicting the control or enhancement of plants using fire. *Restoration Ecology*, 18(1): 274–284.
- QGIS Development Team (2020). *QGIS Geographic Information System* [software], version 3.10.2 A Coruña [dostupné na: <http://qgis.osgeo.org>].
- Quitt, E. (1971). *Klimatické oblasti Československa*. Praha: Academia, 73 s.
- RStudio Team (2015). *RStudio: Integrated development for R* [software]. [dostupné na: <http://www.rstudio.com>].
- Rundel, P. (1981). Fire as an ecological factor. In Lange O., Nobel P., Osmond C. & Ziegler H. (eds). *Physiological Plant Ecology*. Berlin, Heidelberg: Springer, 578 s. ISBN 978-3-642-68092-2.
- Řehouňková, K. & Jongepierová, I. (2019) Restoration of open sand communities in southern Moravia 99–101. In Jongepierová, I., Pešout P. & Prach K. (eds) (2019). *Ecological restoration in the Czech Republic II*. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic, 204 s. ISBN 978-80-7620-040-1
- Sedláček, O., Marhoul, P. & Dušek, J. (2015). Využití řízených požárů v ochrannářském managementu se zvláštním zřetelem na jeho využití při managementu bezlesí navrhované CHKO Brdy. [nepublikováno]. Archivuje: Beleco z. s., Praha.
- Sedláková, I. & Chytrý, M. (1999). Regeneration patterns in a Central European dry heathland: Effects of burning, sod-cutting and cutting. *Plant Ecology*, 143(1): 77-87.
- Sousa, W. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15(1): 353–391.
- Snyman, H. & van Wyk, A. (2005). The effect of fire on the soil seed bank of a semi-arid grassland in South Africa. *South African Journal of Botany*, 71(1): 53–60.
- Šmilauer, P. & Lepš, J. (2014). *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO 5*. Cambridge University Press, 361s. ISBN: 9781139627061.
- Turner, M., Romme, W. & Gardner, R. (1999). Prefire heterogeneity, fire severity, and early postfire plant reestablishment in subalpine forests of Yellowstone National Park, Wyoming. *International Journal of Wildland Fire*, 9(1): 21–36.

Valkó, O., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2014). Review: Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 15(1): 26–33.

Vera F. (2000). *Grazing Ecology and Forest History*. Wallingford: CABI Publishing, 528 s. ISBN: 9780851994420.

Warren, S., Scifres, C. & Teel, P (1987). Response of grassland arthropods to burning: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 19(2): 105–130.

van Wilgen, B., Biggs, H., O'Regan, S. & Mare, N. (2000). Fire history of the savanna ecosystems in the Kruger National Park, South Africa, between 1941 and 1996. *South African Journal of Science*, 96(4): 167–178.

Zákon o lesích 289/1995 Sb. v platném znění §20 odst. 2

Zákon o myslivosti 449/2001 Sb. v platném znění §11

Zákon o požární ochraně 133/1985 Sb., v platném znění §17, odst. 3, písm. f), § 5, odst. 2

P1 Seznam nalezených taxonů

Achillea millefolium L.
Agrostis capillaris L.
Agrostis vinealis Schreb.
Anchusa officinalis L.
Anthoxanthum odoratum L.
Arenaria serpyllifolia agg. L.
Armeria elongata subsp. *elongata* W. D. J. Koch
Arrhenatherum elatius (L.) J. Presl et C. Presl
Artemisia campestris L.
Asparagus officinalis L.
Berteroa incana (L.) DC
Brachypodium pinnatum (L.) P. Beauv.
Bromus tectorum L.
Calamagrostis epigejos (L.) Roth
Carduus acanthoides L.
Carex caryophyllea Latourr.
Carex hirta L.
Carex praecox Schreb.
Carex supina Willd. ex Wahlenb.
Centaurea stoebe L.
Cerastium arvense L.
Cerastium holosteoides Fr.
Chondrilla juncea L.
Conyza canadensis L.
Corynephorus canescens (L.) Beauv.
Dianthus pontederiae A. Kern.
Digitaria sanguinalis (L.) Scop.
Echium vulgare L.
Elymus hispidus (Opiz) Melderis
Eryngium campestre L.
Erysimum diffusum Ehrh.
Euphorbia cyparissias L.
Fallopia convolvulus (L.) Á. Löve
Festuca rubra L.
Festuca rupicola Heuffel
Filago minima (Sm.) Pers.
Galium verum L.
Helichrysum arenarium (L.) Moench

Hylotelephium maximum (L.) Holub
Hypericum perforatum L.
Hypochaeris radicata L.
Jasione montana L.
Koeleria macrantha (Ledeb.) Schult.
Koeleria pyramidata (Lam.) P. Beauv.
Lepidium densiflorum Schrad.
Linaria genistifolia (L.) Mill.
Luzula campestris (L.) DC.
Melica transsilvanica Schur
Myosotis arvensis (L.) Hill
Petrorhagia prolifera (L.) P. W. Ball et Heywood
Peucedanum oreoselinum (L.) Moench
Phleum phleoides (L.) H. Karst.
Pilosella officinarum Vaill.
Plantago arenaria Waldst. et Kit.
Plantago lanceolata L.
Poa angustifolia L.
Potentilla argentea L.
Potentilla heptaphylla L.
Rumex acetosella L.
Rumex thyrsiflorus Fingerh.
Salvia pratensis L.
Scleranthus polycarpus L.
Securigera varia (L.) Lassen
Sedum sexangulare L.
Senecio jacobaea L.
Senecio vernalis Waldst. et Kit.
Seseli osseum Crantz
Silene otites (L.) Wib.
Silene viscosa (L.) Pers.
Spergula morisonii Boreau
Stipa borysthena Klokov ex Prokudin
Teucrium chamaedrys L.
Thymus pannonicus All.
Thymus serpyllum L.
Tragopogon dubius Scop.
Trifolium alpestre L.
Trifolium arvense L.

Trifolium campestre Schreb.
Verbascum densiflorum Bertol.
Verbascum lychnitis L.
Verbascum phoeniceum L.
Veronica dillenii Crantz
Veronica spicata L.
Vicia angustifolia L.
Vicia hirsuta (L.) Gray
Viola arvensis Murray