Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí (B1601)

Studijní obor: Ochrana životního prostředí (1604R007)

Aneta Martinovská

Vzájemné interakce požárů s formami nadložního humusu a edafonem

Interactions of fire with humus forms and edaphon

Bakalářská práce

Vedoucí práce/Školitel: prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

Praha, 2021

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu. Dále prohlašuji, že předložená tištěná verze této práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne …….

……

Poděkování

Ráda bych poděkovala mému školiteli prof. Mgr. Ing. Janovi Frouzovi, CSc. za cenné rady a za to, že si na mě udělal čas i v nelehké době koronavirové pandemie. Současně bych chtěla poděkovat i mé rodině a příteli za morální podporu, trpělivost a zázemí, které mi při psaní této práce poskytli.

ABSTRAKT

Cílem bakalářské práce je prozkoumat otázku, zda existuje nějaké spojení mezi rychlostí dekompozice opadu, odstraňování opadu z povrchu půdy bioturbací a četností a intenzitou požárů. Práce detailně popisuje mechanismus požárů, faktory ovlivňující frekvenci a intenzitu požárů a jejich ekologické dopady. Všímá si zejména role dostupnosti paliva pro průběh požáru. Popisuje závislost mezi kvalitou paliva, jeho množstvím a rychlostí jeho akumulace a četností a intenzitou požárů. Zejména si pak všímá hromadění paliva na povrchu půdy v podobě více či méně rozloženého opadu. Práce poukazuje na to, že množství tohoto paliva závisí na kvalitě opadu, jeho produkci, ale také na rychlosti, s jakou se opad (palivo) na povrchu půdy rozkládá, a jak rychle je případně zapravován do půdy bioturbací půdních organismů.

Práce si dále všímá faktorů ovlivňujících intenzitu bioturbace a rychlost dekompozice a představuje faktory ovlivňující tvorbu forem nadložního humusu. Dále poukazuje na možnou závislost mezi těmito formami humusu a četností výskytu požárů. Zároveň uvádí, že i přes velmi intenzivní hledání v odborné literatuře takřka neexistují práce, jež by toto myšlenku explicitně testovaly, i když řada studií přináší pozorování, která nepřímo naznačují, že rychlejší odstraňování opadu z povrchu půdy snižuje riziko požárů, nebo přináší tuto myšlenku jako domněnku, se kterou pak případně pracují v dalších úvahách. Práce poukazuje na zjevnou mezeru v našich vědomostech a nutnost empirického testování vztahů mezi kvalitou opadu, půdními organismy, rychlostí dekompozice a bioturbace a výskytem a vlastnostmi požárů.

Klíčová slova: požáry, půdní organická hmota, formy nadložního humusu, edafon

ABSTRACT

The aim of this bachelor thesis is to examine the question if there is any connection between the rate of decomposition of litter, removal of litter from the soil surface by bioturbation and the frequency and intensity of wildfires. The work describes in detail the mechanism of fire, factors influencing the frequency and intensity of wildfires and their ecological impacts. It pays particular attention to the role of fuel availability for the fire. It describes the relationship between the quality of fuel, its quantity and the rate of its accumulation on soil surface and the frequency and intensity of wildfires. In particular, study brings forvard an idea that the accumulation of fuel on the soil surface in the form of more or less decomposed litter. The work points out that the amount of this fuel depends on the quality of the litter, but its production is based on the rate at which the litter (fuel) decomposes on the soil surface and how fast it is possibly incorporated into the soil by bioturbation of soil organisms.

The work also pays attention to factors influencing the intensity of bioturbation and the rate of decomposition, presents the factors influencing the formation of overlying forms of humus. The work points out the possible dependence between these forms of humus and the frequency of fires. At the same time, despite the very intensive search in the literature, there are almost no works that would explicitly test this idea, when the work brings observations that indirectly suggest that faster removal of soil debris reduces the risk of wildfires, som brings this idea as a presumption, on which they they often base their for further speculations. The work highligt an obvious gap in our knowledge and the need for rigorous testing of the relationships between the quality of litter, soil organisms, the speed of decomposition and bioturbation, and the occurrence and properties of wildfires.

Key words: wildfires, soil oranic metter, humus forms, edaphon

Obsah

1. Úvod 1
2. Požár v průběhu vývoje planety a soužití lidí s požárem 2
3. Oheň z chemicko-fyzikální stránky 4
4. Základní faktory ovlivňující vznik a průběh požáru 7
   4.1. Biomasa jako palivo a její vliv na požár 8
      4.1.1. Vliv vlhkosti paliva na hořlavost 9
      4.1.2. Vliv struktury a rozměrů paliva na hořlavost 10
      4.1.3. Vliv chemického složení na hořlavost 11
   4.2. Vliv zapojenosti porostu na požár 14
   4.3. Vliv počasí na požár 14
5. Požárový režim 16
   5.1. Základní vlastnosti požáru 16
   5.2. Požárový režim – rozdělení dle závažnosti požáru 19
   5.3. Požárový režim – rozdělení dle Archibald et al. (2013) 20
   5.4. Zjišťování historie požárů daného území 21
   5.5. Vliv lidské činnosti na požárový režim 22
6. Vliv požáru na ekosystém 23
7. Vliv požáru na půdní prostředí 25
   7.1. Ovlivnění fyzikálních vlastností 26
   7.2. Vliv požáru na chemické vlastnosti půdy 27
      7.2.1. Vliv požáru na mineralogii 27
      7.2.2. Vliv požáru na půdní uhlík a organickou půdní hmotu 28
      7.2.3. Vliv požáru na půdní dusík 29
      7.2.4. Vliv požáru na půdní fosfor 31
      7.2.5. Vliv požáru na další anorganické půdní ionty 32
      7.2.6. Vliv požáru na půdní pH, elektrickou vodivost a kationtovou výměnu půdy 33
   7.3. Vliv požáru na schopnost půdy odpuzovat vodu 33
   7.4. Vliv požáru na edafon 35
8. Interakce půdní organické hmoty s požáry 37
   8.1. Půdní organická hmota 37
   8.1. Formy nadložního humusu 38
   8.2. Vliv forem nadložního humusu na vlastnosti požáru 41
9. Inetrakce edafonu s požáry 42
   9.1. Popis edafonu 42
   9.2. Vliv činnosti edafonu na požár 44

10. Závěr 45
11. Seznam citované literatury 46

1. Úvod

S globální klimatickou změnou sužují velkou část naší planety stále častěji vysoké teploty a období sucha. Ta značně přispívají k vyšší frekvenci vzniku požárů, které se vyznačují značnou intenzitou a snadným šířením. V průběhu dvacátého století jsme zaznamenali hned několik případů, kdy takovéto požáry měly naprosto katastrofální dopad na životní prostředí (např. nedávno v Austrálii 2019-2020). Požáry mají velký ekonomický význam, jelikož mají dopad na primární produkci ekosystémů. Zároveň mají zásadní vliv na biodiverzitu. Přesto, že jsou často devastující pro existující společenstva, jsou pro řadu druhů nezbytné. Vytvářejí nové habitaty, které umožní růst nejrůznějších druhů rostlin, a tím mohou podpořit biodiverzitu. Požáry významně přímo či nepřímo ovlivňují podmínky zasažených míst a mají velký vliv na dostupnost živin a biogeochamické cykly. Vlivem požáru se též uvolňuje oxid uhličitý, který se řadí mezi tzv. skleníkové plyny, jejichž zvýšená koncentrace v atmosféře přispívá k oteplování planety. Je nutné zmínit, že požáry jsou běžnou součástí přírody a přesto, že mají ničivou sílu, hrají klíčovou roli v redistribuci živin a koloběhu uhlíku a udržování biodiverzity.

Požáry jsou schopny ovlivnit všechny složky ekosystému včetně půdního prostředí. Jednou ze tří základních podmínek požáru je, kromě kyslíku a tepla, palivo, které může být poskytnuto v podobě organické hmoty na povrchu půdy případně v ní. Vzhledem k tomu, že palivo hraje zásadní roli při určení vlastností požáru, může dostupnost a podoba organické půdní hmoty požár do určité míry ovlivnit. Zastoupení a podobu organické hmoty v půdě na daném stanovišti popisují formy nadložního humusu. Hlavními mechanismy zodpovědnými za přeměnu organické hmoty (a tedy úbytek paliva), je dekompozice a bioturbace. Na nichž se značně podílí edafon. Proto se domnívám, že činnost půdních organismů, může do jisté míry ovlivnit vlastnosti požáru.

V této práci se budu zabývat interakcemi požárů s půdním prostředím. Cílem této práce je shrnout dosavadní poznatky týkající se této problematiky. Zároveň se pokusím prozkoumat mou domněnku, že činnost edafonu může mít vliv na četnost a vlastnosti požáru.

2. Požár v průběhu vývoje planety a soužití lidí s požárem

Naše planeta je stará přibližně 4,6 miliard let. Už od počátku jejího vzniku byly přítomné jevy (pád meteoritů, sopečné erupce, blesky apod.), při nichž se uvolňovalo značné množství energie, které by mohlo zapříčinit vznik požárů. Přesto se po dlouhou dobu požáry nevyskytovaly. Důvodem byla absence dvou základních podmínek vzniku požáru – nedostatek kyslíku a vhodného paliva. Po vzniku fotosyntézy[1] na začátku období paleozoika (přibližně před 540 miliony lety) se atmosféra zaplnila dostatečným množstvím kyslíku, ovšem ke vzniku požáru stále chybělo kvalitní palivo. Tehdejší organismy byly totiž vázány na vodní prostředí tudíž neposkytovaly vhodné palivo. Přechod rostlin na souš se odhaduje do doby přibližně před 440 miliony lety. Právě v tomto období se na naší planetě začaly vyskytovat první požáry. V průběhu historie docházelo vlivem kolísání množství kyslíku v atmosféře Země ke značným změnám v požárovém režimu (Noss 2018). Např. v období rozvoje bezobratlých živočichů (před 360-300 miliony lety) se pohyboval obsah kyslíku v atmosféře kolem 35 %, což je o 14 % více než v současnosti (Beerling D. 2007). Díky tomu docházelo ke snadnému vznícení požárů, které se vyznačovaly ohromnou intenzitou a rychlým šířením (Noss 2018).

Požár, jakožto selekční nástroj, hrál podstatnou roli v evoluci rostlin i živočichů (McLauchlan et al. 2019). V průběhu historie se některé druhy organismů adaptovaly na daný požárový režim (Keeley et al. 2011). Např. u čeledi *Pinaceae* můžeme pozorovat hned několik mechanismů, kterými se přizpůsobila na vysoce intenzivní požáry. Mezi nejznámější adaptace patří vytvoření silné kůry, načasování uvolnění semen nebo shazování spodních větví. Semena řady druhů z čeledi *Pinaceae* se uvolní až po kontaktu s vysokou teplotou, tedy ve chvíli, kdy prostor zasažený požárem poskytuje živiny, světlo, vodu a konkurence o tyto zdroje je minimální. Tento mechanismus je spojen s výskytem korunových požárů. Naopak shazování větví je typické pro přízemní požáry. Jeho princip spočívá ve vytvoření mezery mezi povrchovým palivem a korunou stromu, která zamezuje šíření ohně do vyšších pater a vzniku korunových požárů (He et al. 2012).

Požáry se postupem času staly neodmyslitelnou složkou ekosystému. Jejich význam pro přírodu je ohromný (Pausas a Keeley 2019). Požáry hrají podstatnou roli v koloběhu uhlíku (Lasslop et al. 2019), redistribuci živin (Noss 2018), obnově lesa (Halfosky et al. 2020) a dokonce jsou

[1] Za první fotosyntetizující organismy se považují stromatolity. Jedná se o Cyanobakterie vázané na vodní prostředí. Které produkují $CaCO_3$ a O_2. Poprvé se na Zemi objevily před 3,5 miliardami lety a vyskytují se i dnes (Schopf W. J. 2011).

schopny ovlivnit i hydrologický režim prostředí (Neary a Ffolliott 2005, McLauchlan et al. 2020). Další velmi významnou funkcí požáru je otevírání nových habitatů, které se vyznačují značnou dostupností živin, světla, vody apod. Dostatek zdrojů v takto vzniklých stanovištích vede ke snížení kompetice, čímž je podpořena biodiverzita. Vlivem požáru je také značně podpořena heterogenita prostředí, jelikož dochází ke vzniku různě zasažených ploch (někde je vegetace zcela vypálena a vzniká tak holý prostor, jinde se může ukládat mrtvé dřevo, sloužící jako útočiště pro různé druhy hmyzu atd.). Vysoká heterogenita prostředí poskytuje široké spektrum ekologických nik, což se opět pozitivně projeví na biodiverzitě (Pausas a Keeley 2019).

Oheň provázel lidi po celou dobu jejich evoluce. Kdy se s ním však naučili zacházet je otázka, které se věnovalo mnoha odborníků. Richard Wrangham konstatoval, že Homo erectus byl prvním druhem, jehož jídelníček obsahoval tepelně upravenou stravu. Toto tvrzení potvrdil fylogenetický výzkum, který spojil první využívání ohně s příchodem rodu Homo erectus před přibližně 1,9 miliardou let. Dlouhou dobu však neexistoval žádný fyzický důkaz, který by toto tvrzení podpořil. Roku 2012 se tým vědců soustředil na nálezy sedimentů z jeskyně Wonderwerk, jež se nachází v Jižní Africe. Po provedení mikrospektrální analýzy vzorků zjistili, že obsahují zbytky ohořelých kostí a drobného rostlinného materiálu (trávy, listí, větviček apod.). Tento nález tedy potvrdil přítomnost ohně v jeskyních obývaných druhem Homo erectus. (Berna et al. 2012).

Z počátku lidé využívali oheň výhradně jako zdroj tepla a světla v jeskyních. Postupem času však přicházeli na další poznatky a možnosti jeho uplatnění, což značně přispělo k rozvoji lidské populace a lepší životní úrovni. Odhaduje se, že před 72 tisíci lety v oblasti Jižní Afriky začali lidé pomocí ohně vytvářet odolné nástroje, které vznikaly tepelným zpracováním svrchní vrstvy půdy, obsahující převážně písek a štěrk. Podobný princip se také využíval k výrobě keramiky a později došlo i ke zpracování kovů (Brown et al. 2009).

Lidé čím dál tím více využívali oheň k jejich prospěchu. Bývalí osadníci oblasti dnešní Sierra Nevada zakládali vlastní požáry z několika důvodů. Zjistili totiž, že oheň vede k vyšší produktivitě některých rostlin, jejichž plody sbírali (např. sběr žaludů z dubů). Dále si všimli, že po založení požáru a spálení původních stromů začnou růst nové s mladým a flexibilním dřevem, které je vhodným materiálem na výrobu košíků a jiných proutěných výrobků. Osadníci také zakládali menší kontrolovatelné požáry, aby předešli vzniku přírodních požárů o velké intenzitě, jenž by značně snížili jejich úrodu po několik let. Podobně se s ohněm naučil zacházet

i kmen Masajů, který požáry úmyslně zakládal jednou za osm let. Požáry se zakládaly zásadně mimo dosah obydlí a vysoce zalesněných ploch. Jako bariéry, které by měly zabránit v šíření ohně, využíval tento kmen toky řek a uměle vytvořené doprovodné kanály (Fowler a Welch 2018).

Vztah člověka k ohni se postupem času měnil. Rapidní změna přišla s průmyslovou revolucí, kdy s vynálezem nových technologií začal člověk zásadně narušovat a měnit okolní krajinu a s ní i přirozený řád požárů. Zásadní vliv měla například zvýšená stavba měst a dopravních sítí, které mohou přispět ke vzniku požáru, avšak působí také jako bariéra při jeho šíření. Člověk se snažil požáry omezovat a jejich vzniku předcházet, k tomu přispěla například i pastva dobytka, jenž spásá vegetaci sloužící jako palivo k iniciaci ohně. Ovšem sázením hustých lesních monokultur naopak vznik požáru a jeho šíření podněcoval (Noss 2018).

Soužití člověka s ohněm bylo vždy náročné, jak tvrdí Alvin Toffler. Oheň sice lidem otevřel nové obzory a v mnoha ohledech usnadnil život, na druhou stranu však představuje ohromnou sílu s ničivým potenciálem. Postupem času začala média propagovat negativní stránku požárů, čímž značně ovlivnila vnímání veřejnosti. Roku 1988 se začaly objevovat zprávy popisující závažnost a nebezpečnost požáru v Yelowstonském parku. Přičemž tyto požáry nebyly ničím neobvyklým, naopak byly součástí tamějšího ekosystému. Od té doby se zprávy o požárech staly mediální senzací. Lidé byli zaplavováni neobjektivními a zkreslenými informacemi. Vědci se do jisté míry snažili problematiku požárů prezentovat komplexně i z enviromentální stránky. Ovšem jejich projev neměl takový dosah jako celosvětová media (Jensen a McPherson 2008). Proto je důležité se této problematice dále věnovat a dostávat ji i do povědomí lidí kolem nás.

3. Oheň z chemicko-fyzikální stránky

Z chemicky fyzikálního hlediska je oheň projev spalování (hoření). To představuje oxidativně exotermickou reakci, při níž se spotřebovává organická složka za vzniku oxidu uhličitého, vody, oxidu uhelnatého a dalších produktů v závislosti na průběhu reakce a složení reaktantu. Dochází při ní k uvolnění značného množství energie v podobě tepla a světla (Cochrane a Ryan 2009). Spalování se dělí na dokonalé a nedokonalé. Při dokonalém spalováni vznikají plyny, které za běžných podmínek nelze dále oxidovat (např. CO_2, H_2O). Při nedokonalém spalování, které nastává v důsledku nedostatku kyslíku, vznikají sloučeniny (zejména CO), které se po přidání oxidačního činidla (kyslíku), dají dále zoxidovat do konečné formy. U lesních požárů se nejčastěji setkáváme s kombinací obou variant spalování. V případě požárů s vysokou

efektivitou hoření (zejména u rostlinných biomů) je uhlík přeměněn z 95 % na konečný produkt CO_2. Pouze 5 % uhlíku nepodlehne úplné oxidaci a uniká tak ve formě CO. S klesající účinností spalování požáru se bude poměr vznikajícího CO_2 a CO měnit ve prospěch CO (Ward 2001). Obecnou rovnici spalování bychom si tedy pro představu mohli popsat následovně:

$$uhlíkaté\ paivo + oxidační\ činidlo \rightarrow PDS + PNS + energie$$

Přičemž PDS představují produkty dokonalého spalování (zejména CO_2, H_2O) a PNS produkty nedokonalého spalování. Jak už bylo zmíněno pod produkty nedokonalého spalování si můžeme představit CO. V závislosti na složení paliva vzniká i řada dalších látek, mezi které patří např. NO_x, SO_x, dioxiny a jiné uhlovodíky. Podstatným produktem jsou i uvolňující se částice (Ward 2001). Vlivem spalování zároveň dochází k přeměně paliv na termicky stabilnější produkty (vzniká tak popel a dřevěné uhlí) (Cochrane a Ryan 2009). Jak již bylo zmíněno energie, která při reakci vzniká je v podobě tepla a světla. Právě tento projev reakce si lidé spojují s ohněm (Cochrane a Ryan 2009).

Palivo projde při spalování třemi různými fázemi (fáze předehřívání, fáze plamene, fáze dýmání). V první fázi dochází k zahřívání a dehydrataci paliva. (Cochrane a Ryan 2009). V okamžiku, kdy se při zahřívání překročí mez termické stability paliva, dojde k jeho rozpadu. To bývá doprovázeno nedostatkem kyslíku. Tento děj se nazývá pyrolýza. Pokud se při pyrolýze (zejména celulózy) uplatňují nižší teploty (200-280 °C), dochází k dehydrataci a následnému uvolňování H_2O, CO_2, CO a dalších sloučenin. Za vyšších teplot (280-340 °C) vzniká rozpadem biomasy levoglucosan[2], který podpoří hoření v druhé fázi (Ward 2001). Aby mohlo být palivo zahříváno a docházelo k dehydrataci a následně k pyrolýze, je nutné dodat určité množství energie. První fáze hoření je tedy endotermickým dějem. Čím vyšší je obsah vody v palivu, tím více energie musíme dodat. Vlhkost biomasy je velmi proměnlivá. Pokud bychom ji vyjádřili jako procenta hmotnosti suchého paliva, pak může vlhkost biomasy nabývat od 10 až po 300 %. Při vysokém obsahu vody se často se stává, že dodaná energie nestačí na ohřátí paliva a ke vzplanutí ohně tak nedochází (Cochrane a Ryan 2009).

V druhé fázi hoření dochází ke smíchání látek uvolněných při pyrolýze s kyslíkem a následnému vznícení plynných sloučenin (Ward 2001). Při tomto ději se uvolní množství energie, které je využito na pokračování pyrolýzy tuhých paliv v první fázi. Tento děj je klíčový

[2] Levoglucosan ($C_6H_{10}O_5$) je organická těkavá látka, která vzniká pyrolýzou uhlohydrátů (např. škrob, celulóza) (Lakshmanan a Hoelscher 1970).

pro šíření ohně. Hořící plyny jsou turbulentně promíchávány, což přispívá k vytvoření iluze plamene s typickým červeno-oranžovo-žlutým zbarvením. Částice, které neprojdou kompletním spálením a začnou chladnout, unikají v podobě kouře. Na vrcholu plamene se nacházejí nejvyšší teploty, které se běžně pohybují kolem 500 °C (Cochrane a Ryan 2009).

Třetí fáze přichází v okamžiku, kdy jsou látky podléhající pyrolýze, zredukovány do takového stupně, ve kterém již nepodléhají hoření. Nevznikají tak další pyrolýzní plyny, které by mohly vzplanout a podpořit hoření tuhého paliva. Třetí fáze může nastat i v případě, že není přístupné dostatečné množství kyslíku podporující hoření (např při velké hustotě paliva). V obou případech hořící palivo přechází na žhnoucí a postupně se z něj stává popel. Tento proces může vést až k zastavení hoření a následnému ukončení požáru. Pokud u požáru začne převažovat tato fáze hoření, klesá jejich intenzita a rychlost šíření se zpomalí. Delší setrvání na jedné ploše umožní přesun většího množství tepla do půdy, což má zásadní dopad na ekosystém (Cochrane a Ryan 2009). Zásadní vliv na prostředí má i uvolňování obrovského množství částic a CO, které unikají do ovzduší v podobě dýmu (Ward 2001). Proto se tato fáze nazývá fáze dýmání.

Proto aby mohl proces spalování bez problému probíhat a byl umožněn přechod mezi všemi jeho fázemi je naprosto klíčové předávání (šíření) vznikající energie. To probíhá pomocí tří mechanismů (kondukce, konvekce, radiace). Kondukce (vedení) je přenos tepla mezi sousedními částmi látky vlivem jejich chaotického pohybu. Dochází k němu u látek kapalného, plynného i tuhého skupenství (Dickinson a Johanson 2001, DeBano et al. 2005). Tento mechanismus se uplatňuje především na začátku ohně při vzplanutí a v poslední fázi hoření (dýmání) (Cochrane a Ryan 2009). Konvekce (proudění) je přenos tepla zprostředkovaný fyzickým přesunem látky s určitou vnitřní energií z jednoho místa na jiné. Nejčastěji se tento princip uplatňuje u kapalin a plynů (Dickinson a Johanson 2001, DeBano et al. 2005). V případě požáru představuje mobilní složku, která přenáší teplo atmosféra. V důsledku ohně dochází k ohřevu vzduchu. Ten se stává lehčím (má menší hustotu) a proto stoupá nahoru. Díky tomuto jevu dochází k častému vzplanutí korun stromů. Po tom, co se teplý vzduch přemístí nahoru vzniká ve spodních částí deficit. Ten se snaží rychle zaplnit okolní chladnější vzduch. Což vede k rychlému pohybu mas a možnému vzniku silného větru. Posledním mechanismem šíření tepla je radiace (sálání). Jedná se o přenos energie pomocí elektromagnetických vln. V případě požáru se jedná o elektromagnetické vlny o nižší energii tedy o části viditelného a infračerveného spektra. Radiace je zásadní pro fázi nahřívání paliva. Se zvětšující se vzdálenosti od zdroje šíření vln klesá jejich energetický tok. Plameny ohně vždy směřují vzhůru od bodu místa vzplanutí, díky tomu je přenos tepla nejefektivnější v této dráze (od bodu

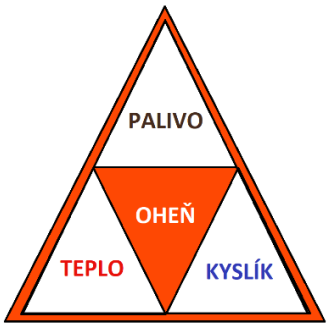
vzplanutí vzhůru). To má zásadní dopad na šíření požáru. Oheň se nejlépe šíří po směru větru do svahu (ne ze svahu) (Cochrane a Ryan 2009).

Značná část energie přechází při požáru do půdního prostředí (DeBano et al. 2005). Vedení tepla v půdě probíhá kombinací zmíněných mechanismů. Přičemž konvekce je podmíněná chováním půdního roztoku a půdních plynů a kondukce transportem mezi pevnými půdními částicemi. Podstatné však je, že půda má vlastnost teplotní gradient zásadně tlumit. Významné změny teploty můžeme pozorovat zpravidla pouze v horních 10-15 cm půdního profilu. Schopnost půdy tlumit teplo se odvíjí především od obsahu vody. Energie dodaná do půdy se totiž bude primárně spotřebovávat na ohřev a následné odpaření vody, tudíž se její přesun do nižších vrstev zásadně zbrzdí. U půd, které mají mocnější svrchní půdní horizonty (humusový, případně organický), dochází k větší akumulaci vody u povrchu (Rejšek a Vácha 2018 a). Teplo vyzářené při požáru tedy projde pouze do několika centimetrů půdy. Ještě je podstatné zmínit, že jelikož při požáru dochází k redukci vegetace (Smith et al. 2008), bude půda ztrácet absorbované teplo rychleji (Rejšek a Vácha 2018 a).

4. Základní faktory ovlivňující vznik a průběh požáru

Vznik ohně je vázán na přítomnost tří faktorů: iniciační energie, paliva a kyslíku (viz obr. č. 1). K zahájení hoření je nutné dodání aktivační energie. Ta je v přírodě zprostředkována například bleskem, dopadem žhavého materiálu z vulkanické erupce nebo lidskou činností (Wallace 2004, Noss 2018). Druhou podmínkou, která musí být splněna, aby došlo ke vzniku ohně, je přítomnost kyslíku (Ward 2001, Jensen a McPherson 2008, Cochrane a Ryan 2009, Noss 2018,). Množství kyslíku, které je potřebné k udržení spalovací reakce je závislé na okolní teplotě. Při teplotě 21 °C je spodní hranice obsahu kyslíku 16-14 %. Za běžných podmínek je obsah kyslíku v atmosféře 21 % (Braniš a Hůnová 2016), tudíž u materiálu vystavených přístupu vzduchu nebývá jeho koncentrace limitující. Se zvyšující se teplotou okolí se budou nároky na množství kyslíku snižovat. Spotřeba kyslíku je v každé fázi hoření odlišná. Nejmenší bývá při fázi dýmání. Přísun kyslíku je značně ovlivněn povětrnostními podmínkami. Rychlost a směr větru jsou jedny z klíčových faktorů, které ovlivní chování požáru, především jeho šíření. Jak už bylo zmíněno, požár se šíří nejlépe po směru větru. Čím vyšší rychlost bude vítr mít, tím více se budou plameny klonit k zemi. Tím stoupá pravděpodobnost vzplanutí dalšího paliva, což vede k většímu šíření požáru (Cochrane a Ryan 2009). Posledním faktorem

je přítomnost organického paliva, které je v přírodě poskytováno především biomasou[3] (Wallace 2004). Palivo má spoustu vlastností, které jsou schopné zásadně ovlivnit chování požáru[4] jako je např. vlhkost, chemické složení, struktura paliva (Zhao et al. 2014), hustota a sklon podloží, na kterém se palivo nachází (Cochrane a Ryan 2009).



Obr. 1 - Trojúhelník ohně shrnující závislost hoření na palivu, tepelné energiia kyslíku

4.1. Biomasa jako palivo a její vliv na požár

Jak již bylo zmíněno palivo je v přírodě zprostředkováváno biomasou. Ta se dělí na živou a neživou složku. Živá složka je tvořena rostlinami a jejich částmi (Cochrane a Ryan 2009). Pod neživou složkou si můžeme představit zejména opad tvořený různým rostlinným materiálem (např. různé větvičky, listy, jehličí, kusy kůry apod.) (Costes et al. 2017). Neživá část biomasy podléhá rozkladu, který vede k řadě strukturních i chemických změn (Zhao et al. 2014).

Biomasa se dá rozdělit do tří skupin. Každá z těchto skupin umožňuje vznik specifického požáru. Díky tomu můžeme rozdělit požáry do tři odpovídajících druhů (Nelson 2001). Prvním druhem jsou tzv. pozemní požáry, které postihují svrchní vrstvy půdy (humusový a organický horizont) (Neary et al. 2005). Tento typ požáru spaluje organický půdní materiál (Noss 2018) ve vysokém stupni rozkladu (Nelson 2001). Hoření tohoto materiálu se uplatňuje především v poslední fázi spalovacího procesu (fázi dýmání). Často k němu dochází i po několika hodinách po průchodu čela požáru[5]. Tento druh požáru se vyznačuje pomalým horizontálním šířením. Hoření je zde silně zpomalené. Běžně trvá několik dnů či dokonce týdnů. Podmínkou vzniku pozemních požárů je organický horizont hluboký minimálně 4 až 6 cm (Neary et al.

[3] Biomasa je rostlinná či živočišná hmota jedinců, populací nebo celého společenstva na určité ploše nebo v prostoru (Novotná 2001).

[4] Chování ohně popisuji jako souhrn vlastností ohně, které jsou charakteristické pro režim požáru (frekvence, intenzita, šíření apod.). Tyto vlastnosti budou popsány v další kapitole.

[5] Čelo požáru neboli fronta požáru je hořící část lesa nacházející se zpravidla na opačné straně směru, ze kterého fouká vítr, v jehož důsledku se oheň šíří nejrychleji, intenzivně hoří a způsobuje zpravidla největší škody (Berčák et al. 2018).

2005). Pokud k nim dojde, mají zásadní dopad na půdní prostředí (Nelson 2001). Druhým druhem požárů jsou přízemní požáry (Nelson 2001, Neary et al. 2005). Ty spalují opad stromů, odumřelou i živou travní vegetaci, rostliny bylinného patra a keře o maximální výšce 1,8 metru (Nelson 2001). Spalování tohoto materiálu je podstatné především pro první a poslední fázi hoření (Zhao et al. 2014). Za příznivých podmínek jsou přízemní požáry schopny se šířit v řádech několika metrů až kilometrů za den. Spalovací reakce u tohoto typu požárů probíhá běžně poměrně rychle (v řádech minut). Pokud se však vyskytne plocha s nahromaděným rostlinným materiálem (zvýšenou hustotou paliva), dojde k prodloužení doby spalování, což vede k zahřívání půdy. Má to velice negativní dopad na půdu a organismy v ní žijící. Ovšem je nutné si uvědomit, že takto postižená plocha, bývá velmi malá ve srovnáním s celkovou plochou zasaženou požárem. Přízemní požáry jsou schopné jak horizontálního, tak i vertikálního šíření a za příznivých podmínek mohou přecházet v požáry v korunách stromů. Požáry v korunách stromů představují poslední druh požárů. Jak už z názvu vyplývá jedná se o spalování jehličí, listů, větví a epifytů (Neary et al. 2005) v korunách stromů a keřů vyšších než 1,8 metru (Nelson 2001). Toto spalování probíhá velice rychle a dochází při něm k uvolnění obrovského množství energie (Neary et al. 2005). Požáry v korunách stromů jsou tedy charakteristické rychlým šířením a vysokou intenzitou (Nelson 2001).

Z celkového množství poskytnuté biomasy je pouze určitá část biomasy vhodná pro vznik a šíření požáru (Cochrane a Ryan 2009). Vhodnost (kvalitu) paliva v této práci připodobňuji k jeho hořlavosti. Ta je ovlivňována mnoha faktory především obsahem vlhkosti v palivu, jeho chemickým složením, hustotou a rozměry materiálu (Nelson 2001, Ward 2001, Neary et al. 2005, Zhao et al. 2014). Jak tyto faktory ovlivňují hořlavost a jaký mají dopad na průběh požáru podrobněji vysvětlím v následujících kapitolách.

4.1.1. Vliv vlhkosti paliva na hořlavost

Zásadní dopad na kvalitu paliva má jeho vlhkosti (Cochrane a Ryan 2009). Vlhkost paliva přímo souvisí s obsahem vody v palivu. Množství vody v palivu má podstatný dopad jak na průběh spalovací reakce, tak i na celkové chování požáru (Dimitrakopoulos et al. 2001). Obsah vody v palivu se nejčastěji vyjadřuje v procentech a je počítán jako podíl hmotnosti vody obsažené v palivu ku hmotnosti suchého paliva dle následující rovnice (Norum a Miller 1984):

$$obsah\ vlhkosti\ v\ \% = \frac{m_{obsažené\ vody}}{m_{suchého\ paliva}} \cdot 100$$

$$= \frac{m_{paliva\ před\ vysušením} - m_{vysušeného\ paliva}}{m_{suchého\ paliva}} \cdot 100$$

Voda obsažená v palivu ovlivňuje oheň několika způsoby. Jeden spočívá v prodloužení předehřívací fáze spalovací reakce (přesněji k prodloužení před vznícením paliva). Aby mohlo dojít ke vznícení paliva musí být dodáno určité množství energie na jeho ohřátí a dehydrataci. Toto množství energie se znatelně zvyšuje s rostoucím obsahem vody v palivu (Nelson 2001). Čím více vody palivo obsahuje, tím více energie je nutné na jeho ohřátí a tím déle bude trvat, než se palivo vznítí (Nelson 2001, Dimitrakopoulos et al. 2001, Cochrane a Ryan 2009). Při přechodu vody z kapalného skupenství do plynného dochází ke ztrátě energie, která se projeví na nižších teplotách požáru. Tento jev způsobuje změnu v procesu spalování spočívající v převaze vzniku termicky stabilních produktů (popelu) nad pyrolýzními plyny. Voda obsažená v palivu je také schopna ovlivnit přenos tepelné energie. Vlivem pohlcení tepla vodou nedochází k ohřevu hořlavých částic paliva, což vede ke zbrzdění spalovací reakce a šíření požáru (Nelson 2001).

U živé složky biomasy je obsah vlhkosti ovlivněn především fyziologickými pochody a schopnostmi rostliny zadržovat vodu. Toto je charakteristické pro daný druh rostliny. Obsah vody v odumřelé biomase je vázán na podmínky prostředí. Podstatnou roli hrají například meteorologické podmínky a vlhkostní poměry půdy. Vyšší teploty a vítr podporují evaporaci a přispívají tak ke ztrátám vody z paliva. Naopak srážky a vyšší relativní vlhkost vzduchu vedou k větší absorpci vody palivem. K absorpci vody palivem může přispět i půdní vlhkost (Cochrane a Ryan 2009).

Schopnost paliva vázat vodu je ovlivněna i jeho strukturou. U paliv větších rozměrů trvá absorpce i evaporace déle (Cochrane a Ryan 2009). Vlivem rozkladu rostlinného materiálu dochází ke značné změně struktury spočívající ve tvorbě pórů a dutin, snížení hustoty a zvětšení celkového povrchu materiálu. Díky tomu je částečně rozložený materiál schopen absorbovat větší množství vody. Na druhou stranu zvýšená pórovitost podporuje aeraci a vede tak k významnému posílení evaporace. Částečně rozložený materiál je tedy za vhodných meteorologických podmínek sice schopen absorbovat větší množství vody než čerstvý rostlinný materiál, ovšem tato voda se mnohem rychleji ztrácí. Tento efekt zásadně přispívá k větší hořlavosti částečně rozloženého rostlinného materiálu (Zhao et al. 2014).

4.1.2. Vliv struktury a rozměrů paliva na hořlavost

Jak již bylo zmíněno struktura a rozměry paliva jsou do jisté míry schopny ovlivnit vlhkostní poměry daného paliva, a tím přispět k výslednému chování požáru. Tvar a velikost opadu hrají zásadní roli při jeho ukládání na povrchu půdy, díky kterému dochází k formování jakési

palivové vrstvy. Například nahromaděním listů o větší velikosti dochází k tvorbě méně husté palivové vrstvy, která je lépe prostupná pro vzduch (Schwilk a Caprio 2011). Vlastnosti palivové vrstvy podstatně ovlivní vznik a chování přízemních požárů. Hořlavost palivové vrstvy je dána především její hustotou a poměru plochy ku objemu palivové vrstvy (Plucinski a Anderson 2008). Hustota palivové vrstvy zásadně ovlivní přístup kyslíku (Cochrane a Ryan 2009, Schwilk a Caprio 2011, McAllister 2019) a přenos vznikajícího tepla (Cochrane a Ryan 2009). Plucinski a Anderson (2008) ve své studii pozorovali, že materiál s nižší hustotou je ochoten vzplanout i při vyšším obsahu vody. Hustota palivové vrstvy je ovlivňována přítomností pórů a dutin (Zhao et al. 2014). Čím více je materiál porézní tím, nižší je hustota, což přispívá k většímu přístupu kyslíku (McAllister 2019).

4.1.3. Vliv chemického složení na hořlavost

Jak již bylo zmíněno organické palivo je v přírodě poskytováno biomasou – vegetací a odumřelými částmi rostlin. Každé palivo má charakteristické složení. Rostliny obsahují řadu prvků důležitých pro jejich existenci a správný pochod fyziologických funkcí. Nejvíce zastoupenými prvky jsou uhlík, kyslík, vodík, dusík, draslík, vápník, hořčík, fosfor a síra (Pavlová 2005). Z tohoto výčtu se podílí na tvorbě rostlinného materiálu především uhlík, kyslík, vápník, dusík a síra (Kirkby 2012). Zmíněné prvky vedou k tvorbě složitých organických látek, které slouží jako stavební jednotky[6] rostlinných tkání. Těmi je především celulóza, hemicelulóza a lignin. Jejich poměr se liší v závislosti na druhu rostliny. Dřevo obvykle obsahuje 41-53 % celulózou, 15-25 % hemicelulózou a 16-33 % ligninem (Ward 2001). U travin je obsah ligninu nižší a výrazně tedy převažuje celulóza a hemicelulóza (Cochrane a Ryan 2009). Co se týče hořlavosti těchto tří základních komponentů, nejméně termicky stabilní je hemicelulóza (vzplane již při 180 °C) následuje celulóza (Costes et al. 2017) a nejvíce energie ke vzplanutí potřebuje lignin (Zhao et al. 2014).

Rostlinné tkáně také obsahují určité látky, které jsou schopné hoření buďto zrychlovat nebo naopak zpomalovat. Látky, které jsou se vyznačují vlastnostmi zpomalování hoření jsou nejrůznější organické i anorganické sloučeniny. V průmyslu se jako zpomalovače hoření využívají zejména různé minerální, halogenované látky[7], dále látky na bázi přítomnosti hydroxidů kovů, fosforu, nanočástic a řada dalších (Hull et al. 2011). V přírodě se můžeme

[6] Pod základními stavebními jednotkami si můžeme představit sacharidy, proteiny, lipidy a nukleové kyseliny (Benešová et al. 2003).

[7] Halogenované látky mají zásadní negativní vliv na životní prostředí zejména atmosféru, proto je snaha od jejich používání opustit (Bar et al. 2015).

setkat s řadou sloučenin, které se do určité míry vyznačují podobnými vlastnostmi. Jedná se převážně o látky obsahující zvýšené množství fosforu, dusíku, minerálních prvků a hydroxidů kovů Přírodní zpomalovače hoření fungují na následujícím principu. Spálením zmíněných látek dochází ke vzniku termicky stabilních produktů, které tvoří na povrchu dotčeného materiálu izolační vrstvu. Tato izolační vrstva snižuje difuzi tepla a kyslíku a vznik těkavých látek (Costes et al. 2017), které značně přispívají k efektivnějšímu spalování (Cochrane a Ryan 2009).

Jednou z látek nacházejících se v rostlinách, která má značné schopnosti zpomalovat hoření je například kyselina fytová[8]. Její unikátní vlastnosti jsou přisuzovány především vysokému obsahu fosforu (25 hmot.%). Další skupinou látek, která je schopná zpomalovat hoření jsou proteiny. Díky nimž dochází k tvorbě kyslíkové bariéry a vyšší adsorpci vody. Velmi efektivní je kombinace proteinů s celulózou, při níž dochází k nižší efektivitě spalování, snížení teplot a intenzity hoření a delšímu času spalování. Tento fakt naznačuje, že i celulóza se vyznačuje určitými zpomalovacími schopnostmi hoření. Jak bylo zjištěno, tyto schopnosti je možné posílit přidáním některých anorganických solí (Costes et al. 2017). Toto tvrzení podpořili např. Williams a Horne (1994), kteří se ve své studii zaměřili na přidání metalických solí ($CuSO_4$, NaOH, Na_2CO_3, $NiCl_2$, NaCl) k celulóze. Což, jak zjistili, vede k vyšší produkci termicky stabilních látek tvořící popel. Podobné výsledky vykazovaly i další studie zaměřené na přídavky $MgCl_2$, $ZnCl_2$, K_2CO_3 a KCl. Dalšími látkami v tělech rostlin, které mohou vést ke zpomalení hoření je např. DNA (díky obsahu N a P), různé přírodní aromatické látky a rostlinné oleje. Rostlinné oleje jsou převážně složené z triglyceridů, glycerolu esterifikovanými mastnými kyselinami. Díky obsahu hydroxylových skupin jsou triglyceridy schopné při reakci s určitými látkami (např. na bázi fosforu) tvořit vysoce účinné biologické zpomalovače hoření. Poslední látkou mající zpomalovací vlastnosti hoření, kterou zde zmíním je suberin[9]. Jeho obsah je typický zejména pro dub korkový, který je díky svému složení výrazně odolnější než ostatní dřeviny (Costes et al. 2017).

Rostliny obsahují i některé látky, které jsou naopak schopny hoření podpořit a urychlit. Jedná se zejména o pryskyřice, oleje, vosky a esenciální oleje [10] (Cochrane a Ryan 2009). Skupinou

[8] Kyselina fytová je obsažena zejména v rostlinných semenech, kde poskytuje zásoby fosforu (Costes et al. 2017).

[9] Suberin je látka příbuzná vosku, složená z polyalifatických a polyaromatických domén vzájemně propojených glycerolem (Costes et al. 2017).

[10] Esenciální oleje jsou látky tvořené jakožto sekundární metabolity některých rostlin. Jejich chemické složení je značně komplikované a proměnlivé. Daný esenciální olej obsahuje směs přibližně 20-60 látek, jejichž koncentrace se mění v závislosti na druhu rostliny. Hlavními složkami jsou především terpeny, terpenoidy a další aromatické

látek, které se vyznačují nízkou teplotou vznícení a velmi efektivním hoření, jsou především organické těkavé látky (z angličtiny známé pod zkratkou VOC = volatile organic compounds). Skupina VOC obsahuje velkou škálu různých skupin organických látek. V přírodě jsou nejvýznamnějšími skupinami především terpeny a terpenoidy, fenylpropanoidy, deriváty mastných kyselin a aminokyselin a další látky vázané na určitý druh rostliny (Dudareva et al. 2013).

Jednou ze zmíněných skupin VOC přítomných v rostlinách jsou terpeny[11] a terpenoidy[12] (Küçük a Aktepe 2017). Terpeny se dělí podle počtu izoprenových jednotek do několika tříd (monotempery, sekviterpeny, hemiterpeny, diterpeny, triterpeny, tetraterpeny) (Bakkali et al. 2008). V rostlinných tkáních jsou obsažené monoterpeny a sekviterpeny (Pausas et al. 2015). Tyto látky byly pozorovány u většiny vyšších rostlin, ovšem jen některé druhy jsou schopny si tvořit jejich zásoby ve specializovaných orgánech (Küçük a Aktepe 2017). Například *Lamaceae* ukládají terpeny do žláznatých trichomů a *Myrtaceae* do sekrečních dutin. Značnou akumulací VOC se vyznačují rostliny ze skupiny *Coniferae* (jehličnany), které terpeny soustřeďují do pryskyřičných kanálků (Pausas et al. 2015). Zvýšené koncentrace terpenů byly sledovány také u opadu jehličnatých druhů, kde díky pomalejšímu rozkladu materiálu dochází ke značné akumulaci těchto látek (Ormeño et al. 2009).

Terpeny jsou schopny vznícení při relativně nízkých teplotách za nízkých koncentrací (Pausas et al. 2015). Vlivu přítomnosti terpenů na hořlavost rostlin se věnovala například studie Owens et al. (1998). Tento vědecký tým se zaměřil na přítomnost tří monoterpenoidů (camphor, bornyl acetát a limonen) u druhu *Juniperus ashei*. Výsledky této studie naznačovali rozdílný vliv limonenu a bornyl acetátu na hořlavost rostliny. Limonen je díky své nízké teplotě vzplanutí (70 °C) schopen zvýšit intenzitu hoření a přispět[13] tak k hořlavosti rostliny. Oproti tomu bornyl

a alifatické látky charakteristické svou nízkou molekulární hmotností. Funkce esenciálních olejů v rostlinách je různorodá. Slouží například jako chemická ochrana proti škůdcům (houbám, bakteriím, hmyzu apod.) nebo k přilákání opylovačů (Bakkali et al. 2008).

[11] Terpeny jsou organické sloučeniny, jejichž molekuly jsou tvořeny izoprenovými jednotkami, což jsou pětiuhlíkaté, většinou se opakující fragmenty izoprenu. Izopren je triviální název pro 2-methylbuta-1,3-dien. Jejich molekuly jsou většinou malé, ale jejich struktura je velmi rozmanitá. Je známo několik tisíc terpenů. (McMurry 2015).

[12] Terpenoidy jsou terpeny obsahující kyslík (Bakkali et al. 2008).

[13] V rozsahu koncentrací limnonenu zjištěných u zkoumaného druhu se mohla hořlavost zvýšit o 30 % (Owens et al. 1998).

acetát má hodnotu vzplanutí vyšší (107 °C) což vede k negativnímu ovlivnění hoření[14] (Owens et al. 1998). Této problematice se dále věnovala ve své studii Elena Ormeño et al. (2009), která se soustředila na vliv přítomnosti terpenů v opadu na hořlavost. Předmětem zkoumání byl opad několika druhů rostlin[15]. Nejvyšší koncentrací terpenů se vyznačoval opad *P. halepensis*, ve kterém bylo nalezeno 18 druhů monoterpenů a 16 druhů sekviterpenů. Pouze u opadu druhu *C. ladanifer* byla detekována přítomnost již zmíněného bornyl acetátu. Výsledkem této studie bylo následující zjištění. Vyšší koncentrace terpenů v opadu, přispívají k rychlejšímu vzplanutí, vyšší výšce plamene a šíření ohně. Dalo by se tedy říci, že s vyšším obsahem terpenů roste hořlavost materiálu (Ormeño et al. 2009).

4.2. Vliv zapojenosti porostu na požár

Jak již bylo zmíněno vegetace má nepopiratelný vliv na vznik a chování požáru. Podstatnou roli při určení vlastností vznikajícího požáru má zapojenost porostu[16]. V oblastech, kde porost není zapojený (jedná se především o travinné biomy), se biomasa snadno vznítí a požár se dále šíří. Ovšem jeho intenzita není tak vysoká. Se zapojeností porostu se můžeme setkat u lesních společenstev, kde dochází k propojení jednotlivých korun stromů, za vzniku celistvého korunového patra. Díky tomuto jevu dochází k hoření stromů ve shlucích, což má za následek vysokou intenzitou požáru (Jensen a McPherson 2008).

4.3. Vliv počasí na požár

Zásadní vliv na vznik a šíření požáru mají meteorologické podmínky. Jelikož jsou schopny ovlivnit všechny tři výše uvedené faktory. Iniciační energie nutná ke vzplanutí ohně může být zprostředkována bleskem. Ke vzniku a k jemu následnému šíření ohně mohou také přispět vysoké teploty a absence srážek (Jensen a McPherson 2008). Rychlost a směr šíření požáru určí především aktuální povětrnostní podmínky (Cochrane a Ryan 2009). Počasí má zásadní dopad na biomasu, která se může stát palivem (Bond 2019). Souhrn srážek a teplot se odrazí na kvalitě paliva. A to především skrze změnu jeho vlhkostních poměrů. Vysoké teploty a absence srážek značně podpoří evaporaci (Cochrane a Ryan 2009) a snížením obsahu vody se tak palivo stává

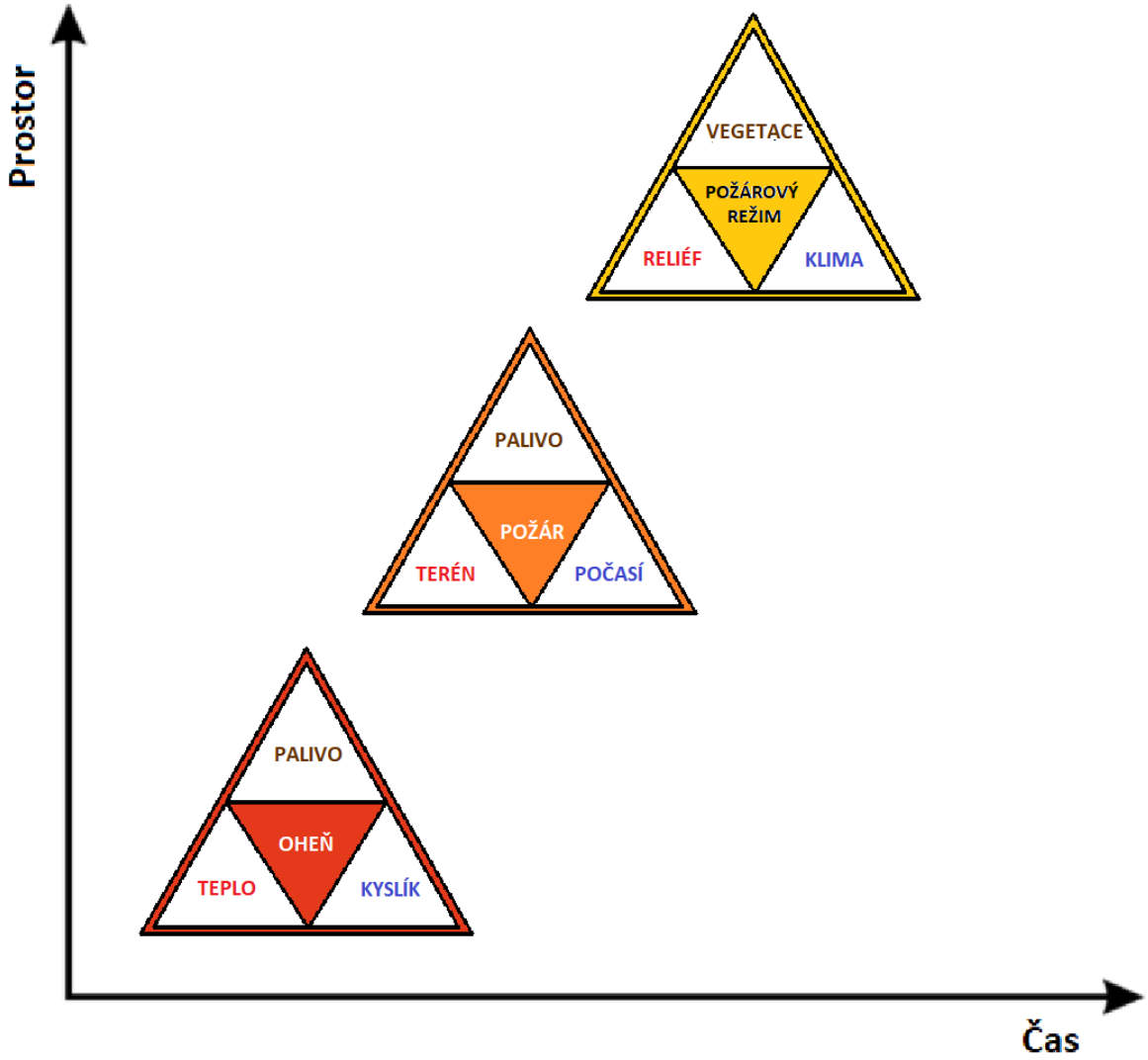
[14] Se zvýšením koncentrace bornyl acetátu o 1 mg/g klesá hořlavost o 2 % (Owens et al. 1998).

[15] Ve výzkumu Eleny Ormeño et al., 2009 byl zkoumán opad *P. halepensis, P. pinaster, P. pinea, C. albidus, C. ladanifer, C. laurifoliu* (Ormeño et al. 2009).

[16] Ve vyhlášce č. 189/2013 je zapojený porost definován jako porost dřevin, v němž se jejich nadzemní části vzájemně dotýkají, prorůstají nebo překrývají, a obvod kmene jednotlivých dřevin měřený ve výšce 130 cm nad zemí nepřesahuje 80 cm; jestliže některá z dřevin v porostu přesahuje uvedené rozměry, posuzuje se vždy jako jednotlivá dřevina.

více hořlavým (Nelson 2001, Dimitrakopoulos et al. 2001, Cochrane a Ryan 2009). Mohlo by se zdát, že srážky jsou zásadně negativním faktorem. Ovšem nesmíme zapomenout na to, že podporují růst a reprodukci vegetace, čímž přispívají k vzniku většího množství biomasy a tím i dostupného paliva (Jensen a McPherson 2008).

Pokud bychom se přesunuli od počasí ke klimatu, museli bychom konstatovat, že i klima zásadně ovlivňuje požáry (Archibald et al. 2013). Této problematice se věnuje například vědní obor zkoumající požárový režim. Toto téma podrobněji popíši v následující kapitole.



Obr. 2 – Diagram shrnující, jak se základní faktory ovlivňující vlastnosti požáru mění v průběhu času a prostoru (vytvořeno na základě informací dle Cochrane a Ryan 2009). Pro vznik ohně jsou podstatné tři základní faktory – iniciační energie (teplo), palivo a kyslík. Vzniku ohni je věnován první trojúhelník. S postupem času a s nárůstem prostoru musíme brát v potaz i další faktory, které jsou uvedeny ve zbývajících dvou trojúhelnících.

5. Požárový režim

Termín požárový režim slouží k charakterizování chování a vlastností požáru vázaného na dané území (Skinner a Chang 1996, Brown 2000) z dlouhodobého hlediska (Brown 2000). Díky jeho zkoumání můžeme lépe pochopit, jak podmínky prostředí (druh vegetace, klima a abiotické faktory) ovlivňují vznik a chování požáru (Skinner a Chang 1996, Archibald et al. 2013). Rozdělení požáru do určitých typů se věnovala řada vědců. Např. Brown (2000) ve své práci rozdělil požáry do čtyř skupin z hlediska jejich závažnosti (míry dopadu na prostředí), Archibald et al. (2013) se věnovala globálnímu rozložení požáru na planetě na základě satelitních dat a rozdělila požáry do pěti skupin. Rozdělení režimu požáru se budu věnovat níže. Nejprve však nastíním některé podstatné vlastnosti požárů.

5.1. Základní vlastnosti požáru

Abychom byli schopni požár popsat, musíme si uvést několik charakteristik/vlastností. V literatuře se můžeme setkat s řadou vlastností požárů, které se dají využít k popsání určitého požáru. Já zde ovšem uvedu jen několik základních. Mezi ně patří frekvence, sezónnost, intenzita, šíření, dopad na prostředí a doba hoření.

Velice podstatnou charakteristikou požáru je frekvence. Ta bývá v literatuře také uváděna jako cyklus požárů nebo interval návratu, jež specifikuje dobu mezi požáry na určité lokalitě (Cyr et al. 2016). Všechny zmíněné pojmy popisují, jak často se na daném území objevují ohně v rámci určitého časového úseku. Nejčastěji se frekvence udává jako počet požárů na dané lokalitě za rok (Skinner a Chang 1996). V oblastech travinných biomů je frekvence velmi vysoká. Například v Austrálii se požáry objevují až čtyřikrát do roka. Z toho vyplývá, že interval návratu zde je velmi krátký. Naopak delší interval návratu zaznamenáváme u lokalit boreálních biomů, kde se s požáry setkáváme poměrně zřídka (Archibald et al. 2013). Interval návratu požáru můžeme také vnímat jako dobu, po kterou se ekosystém obnovuje, dochází v něm k postupné sukcesi (Jensen a McPherson 2008).

S frekvencí souvisí sezónnost. Ta vyjadřuje roční dobu, ve které se na dané lokalitě vyskytují požáry nejčastěji. Udává se například v měsících, ročních obdobích či specifikovaných částech ročních období (jako je například pozdní léto apod.). Sezónnost je dána především počasím a přítomností vhodného paliva. Obecně se požáry vyskytují v sušších teplých měsících, kdy se naakumuluje dostatek suchého paliva (Noss 2018).

Další podstatnou charakteristikou ohně je intenzita. Ta je chápána jako množství energie, které se uvolní při spalováním okolní biomasy (Rossi et al. 2019). Existuje několik výpočetních rovnic, které mohou pomoci při odhadnutí intenzity požáru. Například v Kanadě se využívá Byramsovi definice, která se dá převést do následující reakce rovnice:

$$\mathbf{I = H \cdot w \cdot r}$$

Kde:

I = intenzitu přední linie požáru,
H = výhřevnost paliva [kW/kg paliva],
w = množství poskytnutého paliva [kg/m^2],
r = rychlost šíření požáru [m/s]

Je nutné podotknout, že tato rovnice se zaměřuje výhradně na intenzitu přední linie požáru a zanedbává jeho ostatní části. Jinou definici využívají odborníci v USA, kde je intenzita spojována s délkou plamene a je tedy vyjadřována v jednotkách kW/m^2 (Neary et al. 2005).

Jak již bylo zmíněno, energii je při spalovací reakci vydávána v podobě tepla a světla (Cochrane a Ryan 2009). Část tepla se při hoření nadzemní vegetace transportuje do půdy. Jedná se ovšem o velmi malé množství. Toto tvrzení podpořili vědci Packham a Pompe (1971), kteří při svých pokusech zjistili, že transportovaná část tepla do půdy tvořila pouze pět procent z celkového uvolněného tepla. Je nutné zmínit, že transport tepla do půdy je ovlivněn typem požáru. Například požáry v korunách stromů mají sice vysokou intenzitu, ale teplo se uvolňuje vysoko nad zemským povrchem což minimalizuje jeho přenos do půdy. Oproti tomu při hoření kořenů, které se vyznačuje podstatně nižší intenzitou, je díky bezprostřednímu kontaktu s plameny půda silně zasažena (Neary et al. 2005). Množství uvolněné energie je těsně vázáno na přísun paliva (Rossi et al. 2019). Pokud je dostupné velké množství kvalitního paliva, bude intenzita požáru za příznivých meteorologických podmínek obrovská (Neary et al. 2005).

Další vlastnost požáru, která se často používá k jeho popisu, je jeho šíření. To je nejčastěji počítáno z velikosti plochy, na které byla spálena přítomná biomasa (Hamilton et al. 2020). Tento způsob má však jedno úskalí. A sice, že požár nemusí být celistvý a může za sebou ponechat nedotčené plochy (Noss 2018).

Dále se dá požár popsat dle jeho závažnosti neboli míry dopadů na prostředí, ve kterém se vyskytuje. Dopady požáru představují souhrn přímých a druhotných následků (Parsons et al. 2010) na nadzemní i podzemní část ekosystému (Keeley 2009). Pod přímými dopady požáru si můžeme představit vliv procesu spalování na ekosystém, který lze sledovat bezprostředně po požáru (Parsons et al. 2010). Druhotné následky představují efekty, které se objeví až po určité době po požáru. Často jsou způsobeny interakcí požáru s jinými složky ekosystému (Parsons et

al. 2010, Hamilton et al. 2020). Mohli bychom také hovořit o souhrnu reakcí nebo odpovědí ekosystému na způsobenou disturbanci (Keeley, 2009, Reed F. Noss, 2018, Hamilton et al. 2020).

Pokud bychom se soustředili pouze na přímé následky požáru, mohli bychom jeho dopad měřit jako množství spálené a narušené vegetace. To jsme schopni zjistit např. pomocí satelitních snímků. Ve vztahu k půdě se dají přímé následky přirovnat k úbytku organické hmoty (Noss 2018). Jak už bylo zmíněno můžeme sledovat i druhotné následky požáru (Parsons et al. 2010, Hamilton et al. 2020). Tato problematika zahrnuje zkoumání toho, jak jednotlivé složky ekosystému (hydrosféra, atmosféra, pedosféra, biosféra) naloží s množstvím energie, které se při spalováním uvolní do prostředí (Neary et al. 2005). Podrobněji se dopadu požáru na prostředí budu věnovat v následujících kapitolách.

Mohlo by se zdát, že intenzita požáru jasně určí následky požáru a že by se tedy následky požáru dali přímo interpretovat jako dopad intenzity požáru. Ovšem není to tak snadné (Keeley 2009, Rossi et al. 2019,). Intenzita bezpochyby značně přispěje k určení míry závažnosti dopadu požáru na prostředí, ale hrají zde roli ještě další faktory (Keeley 2009). Jednou z charakteristik, která hraje podstatně ovlivní následky požáru je doba hoření (Neary et al. 2005).

Intenzita je spojována především s hořením nadzemní vegetace, na kterou má nepopiratelný ničivý dopad (Parsons et al. 2010). Avšak pro půdní prostředí je závažnější doba kontaktu požáru s danou plochou. Pokud požár (spalovací reakce) setrvá na zasažené ploše déle, půda bude schopna pohlcovat vznikající teplo po delší dobu (Neary et al. 2005). Čím více tepla stihne půda akumulovat, tím více se ohřeje, což bude mít zásadní dopad pro půdní prostředí (Keeley 2009). Pro intenzitu platí pravidlo: čím větší intenzita, tím kratší doba spalovací reakce. Při velkých intenzitách se tedy do půdy dostane pouze omezené množství energie, které prostoupí pouze těsně pod povrch. Také musíme také brát v potaz to, že nejvyšší intenzity zaznamenáváme v korunách stromů a jak již bylo zmíněno teplo, které při takovýchto požárech vzniká, často ani není schopné přechodu do nižších pater. Korunové požáry jsou schopny půdu ovlivnit spíše skrz produkty spalování, které tvoří na povrhu půdy minerální vrstvu, než svou intenzitou (Neary et al. 2005).

5.2. Požárový režim – rozdělení dle závažnosti požáru

Jedním ze základních rozdělení režimů požáru je do tří základních skupin podle míry závažnosti jejich dopadu na prostředí neboli jak moc jsou takové požáry rizikové (Skinner a Chang 1996, Neary et al. 2005, Jensen a McPherson 2008). Každá skupina představuje soubor specifických vlastností, které již byly zmíněny výše (především intenzita a chování požáru, typ přístupného paliva a vliv počasí na možnost vzniku a šíření požáru) (Jensen a McPherson 2008).

První skupinu představují požáry s méně závažným dopadem na ekosystém (Skinner a Chang 1996, Brown 2000, Jensen a McPherson 2008). Jejich vlivem většinou nedochází k zásadním změnám v druhovém složení původní vegetace. Procento přežití dominantních druhů rostlin tedy bývá vysoké – pohybuje se od 80 % výše (Brown 2000). Jedná se především o přízemní mírné požáry (Skinner a Chang 1996) vyskytující se v oblastech s dlouhodobě teplým suchým klimatem, kde je velmi nízká zapojenost porostu (Jensen a McPherson 2008). Jedná se o typ požárů charakteristický vysokou frekvencí a nízkou intenzitou. Tento typ požárů se dá poměrně snadno regulovat. Jedním preventivním opatřením je odklízení nahromaděné suché vegetace, která představuje palivo (Jensen a McPherson 2008).

Další skupinou jsou tvoří požáry, které mají devastační účinky, jež vedou k úhynu většiny nadzemní flóry (Skinner a Chang 1996, Brown 2000, Jensen a McPherson 2008). Brown (2000) uvádí, že vlivem těchto požárů dochází k úhynu až 80 % dominantních druhů vegetace. Po tomto zásahu jsou dominantní druhy nahrazeny nejprve rychle rostoucími a snadno se šířícími nenáročnými druhy (tzv. R – stratégy), které jsou v průběhu sukcese potlačovány konkurence schopnějšími druhy (Kolář et al. 2012). Požáry tohoto typu vznikají v oblastech s proměnlivým počasím, kde je vysoká zapojenost prostoru (Jensen a McPherson 2008). Typicky se jedná například o boreální lesy (Neary et al. 2005). Požáry této skupiny se vyznačují ohromnou intenzitou (Neary et al. 2005, Jensen a McPherson 2008). Co se frekvence týče, jedná se o pravidelné požáry vázané na určitou roční sezónu. Ovšem v důsledku častých změn meteorologických podmínek dochází i ke vzniku nahodilých požárů (Jensen a McPherson 2008).

Poslední skupinu představují požáry se středním nebo také smíšeným dopadem na prostředí (Skinner a Chang 1996, Jensen a McPherson 2008). Jedná se o kombinaci dvou výše zmíněných kategorií (Brown 2000, Jensen a McPherson 2008). Typicky se vyskytují v lesech středních poloh, kde vlivem topografie a nestálých meteorologických podmínek dochází ke vzniku značné diverzity prostředí (různé vlhkostní poměry, hustoty populací rostlinných druhů apod.).

Díky tomu zde mohou vedle sebe vznikat požáry s odlišnými vlastnostmi – intenzitou, frekvencí atd. (Jensen a McPherson 2008). Dopad na prostředí se může lišit i v rámci jednoho požáru. V místě s nejvyšší intenzitou požáru budou následky nejvážnější (Neary et al. 2005). Obvykle tímto místem bývá první linie neboli čelo požáru (Berčák et al. 2018).

5.3. Požárový režim – rozdělení dle Archibald et al. (2013)

Z výše uvedeného rozdělení vyplývá, že chování a vlastnosti požáru jsou dány podmínkami prostředí ve kterém se vyskytuje. Této myšlence se dále věnovala Sally Archibald et al. (2013) ve svém výzkumu „Defining pyromes and global syndromes of fire regimes“, ve kterém se zaměřila zejména na několik hlavních charakteristik požáru (velikost, frekvenci, intenzitu a míru šíření) a poukázala na jejich souvislost s podmínkami prostředí zejména tedy s klimatem, typem vegetace a lidskou činností. Výsledkem bylo rozdělení globálních režimů požárů do pěti skupin tzv. pyromů, které jsou popsány níže.

Čtyři základní pyromy si můžeme rozdělit do dvou skupin, které se od sebe zásadně liší frekvencí vyskytujících se požárů. První skupina představuje časté požáry, které mají za následek disturbanci velké rozlohy. Obsahuje dva pyromy, tzv. FIL a FCS. Do kategorie FIL (frequent-intense-large), jak už ze zkratky názvu vyplývá, spadají velké intenzivní požáry, které za sebou ponechávají obrovskou spálenou plochu. Maximální velikost u FIL je mnohonásobně vyšší v porovnání s ostatními pyromy a pohybuje se v rozmezí 155 až 1 437 km^2. FIL se typicky vyskytuje například v Austrálii. Druhou kategorií, FCS (frequent-cool-small), představují menší požáry s nižší intenzitou, které jsou charakteristické pro většinu Afriky. Obě zmíněné kategorie jsou vázány na oblasti travinných biomů. Toto si vědci vysvětlují faktem, že traviny jsou schopné velmi rychlé regenerace. Díky tomu tedy mohou poskytnout novou (dorostlou) biomasu jako palivo pro vznik a šíření nového ohně.

Druhá skupina představuje nepravidelné požáry s krátkým intervalem výskytu. Tuto charakteristiku sdílí pyromy RIL a RCS. Kategorie RIL (rare-intense-large) obsahuje obrovské požáry s nejvyšší intenzitou ze všech pyromů. Ze satelitních snímků bylo zjištěno, že množství energie uvolněné při požárech kategorie RIL se pohybuje od 283 do 844 MW [mega watt][17]. Takovéto požáry se však zaznamenají velmi zřídka. V průměru tomu tak bývá jednou za padesát let a více. RIL značně dominují v boreálních oblastech. Společně s další kategorií RCS zabírají 98 % celkové plochy těchto oblastí. Na rozdíl od RIL kategorie RCS postihuje z velké

[17] Pro představu elektrárna Prunéřov II, která se řadí mezi nejvýkonnějších tepelné elektrárny České republiky, má instalovaný výkon 750 MW (Polanecký et al. 2020).

části i listnaté či smíšené lesní porosty. Ze zkratky RCS (rare-cool-small) vyplývá, že se jedná o pyrom vyznačující se menšími požáry s podstatně nižší intenzitou, jež představuje uvolněnou energii pohybující se kolem 187 MW.

Poslední pátý pyrom tzv. ICS (intermediate-cool-small) je schválně vyčleněn z výše uvedeného rozdělení. Jedná se totiž o naprosto jedinečný režim požárů, jenž je svým výskytem vázán na lidskou činnost, kterou si v tomto kontextu můžeme představit např. jako odlesňování nebo práci spjatou se zemědělstvím. Z pojmenování tohoto pyromu vyplývá, že se jedná o částečně pravidelné malé požáry s nižší intenzitou. Velikost požárů je zde značně limitována bariéry vytvořenými člověkem. Typ ICS se vyskytuje po celém světě. Téměř každý biom je minimálně z 20 % zastoupen právě tímto pyromem. Hojně se vyskytuje v oblastech Střední Ameriky a biomu tropických deštných lesů, kde díky zvyšující se lidské činnosti představuje více jak 50 % z celkového úhrnu požárů (Archibald et al. 2013).

5.4. Zjišťování historie požárů daného území

Abychom mohli sledovat dlouhodobý vývoj režimu požárů je nutné znát historii daného území a výskytu požáru. Existuje několik možností, jak zjistit informace o historii požáru vázaných na určité území. Využívá se například fotografií (Jensen a McPherson 2008) či satelitních snímků (Archibald et al. 2013, Hamilton et al. 2020). Hojně využívanou metodou je také analýza letokruhů stromů nacházejících se ve zkoumané oblasti (McBride 1983, Jensen a McPherson 2008). Požár zanechá na letokruzích zasažených stromů jizvy (Jensen a McPherson 2008) ve dvou případech (McBride 1983). Prvním je, pokud požár ohřeje kambium[18] nad kritickou teplotu (60 °C) a druhým je shoření kůry, kambia a části xylému (McBride 1983). Tato metoda má však svá úskalí. Abychom mohli určit požár z letokruhu, museli bychom zkoumat letokruhy stromu, který tento požár přežil (Jensen a McPherson 2008). Jak bylo zmíněno výše při požárech s devastačními účinky dochází k úhynu kolem 80 % dominantní vegetace (Brown 2000). Jedinců, kteří takovýto požár přežijí a dochovají se až do okamžiku analýzy letokruhů, bude velmi málo (Jensen a McPherson 2008).

[18] Kambium je trvalé rostlinné pletivo, jehož činností vzniká druhotná kůra (Benešová et al. 2003).

5.5. Vliv lidské činnosti na požárový režim

První člověk, který se naučil rozdělávat oheň, byl pravděpodobně Homo erectus (Berna et al. 2012). Tento člověk žil v soužití s přírodou a nijak podstatně ji neovlivňoval. V průběhu historie, s nárůstem lidské populace a vývojem technologií, však tlak antropogenní činnosti na životní prostředí (Šlégl et al. 2002) i na požárové režimy sílil (Halofsky et al. 2020). Jak tvrdí Pausus a Keeley (2009), lidská činnost ovlivňovala požárové režimy odnepaměti avšak v posledních desetiletích dochází k významným změnám v globálním měřítku. Např. v oblasti Pacific Northwest (oblast USA zahrnující státy: Oregon, Washington, Idaho a západní Montanu) byly v průběhu dvacátého století pozorovány časté obrovské požáry, které za sebou ponechaly velké spálené plochy. Ve Washington byly mezi roky 2008 a 2015 zaznamenány tři požáry, přičemž jeden z nich (v roce 2014) byl největším požárem v historii tohoto státu. Další rekordní požár, tzv. Biscuit Fire, byl zaznamenán v Oregonu roku 2002. V důsledku Biscuit Fire shořelo více jak 200 000 ha (Halfosky et al. 2020). Významnou změnu v požárovém režimu zpozoroval také Pausas a Fernández-Muñoz (2012) v oblasti západního Středomoří, kde se od roku 1970 zdvojnásobila frekvence požárů a zvětšila se celková spálená plocha. Posledním příkladem, na kterém můžeme pozorovat vliv antropogenní činnosti na požárový režim, který zde uvedu, je vznik extrémních požárů v Austrálii v období roků 2019-2020. Tyto požáry jsou spojovány s vysokými teplotami a suchem způsobenými změnou klimatu (Abram et al. 2021).

Lidé jsou schopni ovlivnit požárový režim skrze změnu frekvence, sezónnosti, závažnosti a šíření požárů několika způsoby – přímým zakládáním požárů, potlačováním požárů, funkčním využitím krajiny a změnou klimatu (Halfosky et al. 2020, McLauchlan et al. 2020). Zásadní dopad na požáry má managment prostředí. V průběhu posledního století média značně propagovala negativní dopady požárů. To vyústilo ve značný tlak veřejnosti na potlačování jejich vzniku. Řada přírodních parků proto přijala nový managment s cílem zabránit vzniku požárů (Jensen a McPherson 2008). I když se tato myšlenka nemusí zdát jako špatná, má fatální následky pro požárový režim i samotný ekosystém. Požáry totiž podstatnou roli v obnově některých ekosystémů (Cornelissen 2017) navíc tento managment sice eliminuje mírné frekventované požáry, avšak značně posílí riziko vzniku extrémních požárů s katastrofickými následky (Halfosky et al. 2020, McLauchlan et al. 2020). Významný dopad na požárový režim má i funkční využití krajiny (prostoru). Urbanizace, pastevectví apod. určuje množství přítomné vegetace (paliva), čímž jasně ovlivňuje vznik požáru (Halfosky et al. 2020). To se např. projevilo ve zmíněné oblasti západního Středomoří, kde od roku 1970 docházelo k opouštění

obydlí a snížení intenzity pastevectví apod., což vedlo ke zvýšené akumulaci paliva a následnému zvýšení frekvence požárů a celkové spálené plochy. Postupem času se pro požárový režim této lokality stala podstatnější změna klimatu (Pausas a Fernández-Muñoz 2012). V důsledku lidské činnosti je do atmosféry uvolňováno velké množství skleníkových plynů, které má za následek globální změnu klimatu (McLauchlan et al. 2020). Tento jev má naprosto zásadní dopad na režimy po celé planetě (Pausus a keeley 2009, Archibald et al. 2013, Halfosky et al. 2020, McLauchlan et al. 2020). Vlivem oteplování se prodlužuje sezóna, ve které se požáry vyskytují (McLauchlan et al. 2020). Vyšší teploty podporují růst rostlin a evaporaci, což vede k akumulaci kvalitního paliva, které umožňuje snadné vzplanutí a následné šíření požáru (Halfosky et al. 2020).

Požáry souvisí s obnovou a primární produkcí ekosystému (Pausas a Keeley 2019). Nesmíme zapomínat na to, že požár může skrz vegetaci ovlivnit i hydrologický režim daného stanoviště. Při snaze potlačit požáry dochází k akumulaci vegetace, která odčerpává více vody. Tento problém se projevil např. v Sierra Nevada mezi roky 2012-2014 masivním vadnutím stromů. Pokud je les vystaven požáru je schopen akumulovat větší množství sněhové pokrývky, která se v letním období pomaleji rozpouští a poskytuje zásoby vody pro vegetaci i v sušším období (McLauchlan et al. 2020).

S postupující změnou klimatu a tlakem lidské činnosti na krajinu můžeme očekávat další změny požárového režimu i v budoucnosti (Pausus a Keeley 2009). Jakékoliv odchýlení od stávajícího požárového režimu bude mít podstatný dopad na celý ekosystém včetně člověka, proto je nutné se této problematice věnovat (McLauchlan et al. 2020).

6. Vliv požáru na ekosystém

Požáry jsou do značné míry schopny ovlivnit prostředí. O tom svědčí i to, že se řadí mezi tzv. disturbanční faktory ekosystému (Novotná 2001, Jiménez-Morillo et al. 2020, Noss 2018). White a Pickett (1985) definují disturbanci jako jakoukoli konkrétní událost v čase, která vede k narušení ekosystému, společenstev nebo struktury populace či ke změně ve zdrojích prostředí, dostupnosti substrátu nebo k fyzické změně prostředí. Po takovémto zásahu následně dochází k obnově ekosystému, která směřuje ke stabilizovanému stavu prostředí (Šlégl et al. 2002). Dalšími disturbančními faktory jsou například záplavy, zemětřesení či silné větrné bouře. Požár se však od těchto faktorů v několika bodech liší (Noss 2018). Požár ke svému vzniku a šíření potřebuje palivo na bázi uhlíku (Cochrane a Ryan 2009). Díky tomu jsou lidé schopni ho do určité míry regulovat (Jensen a McPherson 2008). Někteří vědci označují požár spíše jako

stresový faktor než disturbanční. Do jaké míry požár ekosystém ovlivní závisí na mnoha faktorech především na intenzitě a frekvenci (Noss 2018).

Dopady požáru na ekosystém jsou velmi komplexní. Požár ovlivňuje ekosystém přímo skrze spalování biomasy, uvolnění množství tepla a nově vznikajících látek (emisí a popelu) a zároveň podněcuje odpovědi ekosystému na vzniklé změny (Keeley 2009, Parsons et al. 2010, Hamilton et al. 2020). Vlivem požáru tak dochází k ovlivnění všech složek prostředí (biosféry (Smith et al. 2008), atmosféry (Ward 2001), pedosféry (DeBano a Neary 2005, Pereira et al. 2019), hydrosféry (Neary a Ffolliott 2005)). Problematice dopadů požáru na prostředí se věnovala a doposud věnuje řada odborníků. Toto téma je velmi obsáhlé. Já zde ovšem uvedu pouze několik příkladů toho, jak je požár schopen ekosystém ovlivnit. Následně blíže popíši jeho vliv na půdní prostředí.

Spalováním biomasy dochází k uvolňování značného množství emisí (Lobert et al. 1993, Levine 2000, Ward 2001, Levine 2003, van der Werf et al. 2006). Emise představují směs plynů a částic. Směs plynů je tvořena především CO_2, CO, CH_4, NO_x, NH_3 (Levine 2000, Ward 2001) a H_2O (Cochrane a Ryan 2009). Procentuální zastoupení těchto plynů ve směsi je poměrně proměnlivé. Záleží zejména na podmínkách spalování (především na dostupnosti kyslíku) a složení paliva (biomasy) (Ward 2001). Produkce plynu se tak může měnit i během jednoho požáru. K tomu dochází například u dusíkatých plynů, kde ve fázi plamene převažuje vznik NO_x a s přechodem do fáze dýmání začne vzrůstat produkce NH_3 (Lobert a Warnatz 1993). Uhlík se při spalování uvolňuje v několika formách. Nejvíce v podobě CO_2, poté CO a dále jako CH_4 a uhlovodíky neobsahující methan. Poměr CO_2 a CO je určen podmínkami spalování. Za příznivých podmínek značně převažuje CO_2. Pokud by však došlo k nedostatku kyslíku, efektivita spalování by se snížila, čímž by se začala zvyšovat produkce CO (Ward 2001). Množství uhlíku, které se do atmosféry uvolňuje vlivem požáru, je proměnlivé. Nejvíce emisí uhlíku vlivem pálení vegetace vzniká nad územím Afriky, Jižní Ameriky, rovníkové Asie a boreálních oblastí. Průměrná globální produkce emisí uhlíku mezi roky 1997-2004 činila 2.5 Pg C/yr[19] (van der Werf et al. 2006). Při požárech dochází také k uvolňování síry. Ta může do ovzduší unikat například v podobě SO_2 nebo je navázána na uhlovodíky (Lobert a Warnatz 1993). Množství emisí síry je ovlivněno složením biomasy (Ward 2001). Při požáru dochází

[19] Pg C/yr je jednotka používána k popisu množství uvolněného či vázaného uhlíku za rok. 1 PgC = 10^{15} g C (Ciais et al. 2013).

k úniku značného množství uhlíku, dusíku, síry a dalších látek do atmosféry. Většina těchto látek se však opět do ekosystému vrátí prostřednictvím mokré či suché depozice (Noss 2018).

Požáry mají bezpochyby podstatný vliv na vegetaci. Bezprostředně po požáru dochází k redukci vegetace (Smith et al. 2008). I když se tento dopad může zdát jako zásadně negativní, přináší i jistá pozitiva (Noss 2018). Požár přispívá ke vzniku nových neosídlených habitatů (Pausas a Keeley 2019), kde vlivem redukce vegetace dochází ke snížení kompetice o zdroje (světlo, vodu, živiny), což podpoří růst rostlin, které byly původně utlačovány konkurenceschopnějšími druhy (Noss 2018, Lamont et al. 2019). V oblastech Savany byl dokonce pozorován pozitivní vliv požáru na zvýšení biodiverzity (Noss 2018). Požár také do jisté míry přispívá k reprodukci rostlin tím, že podporuje uvolňování a klíčení semen některých druhů rostlin (Brown et al. 2003, Lamont et al. 2019). Díky teplu, které při spalování vzniká, dochází k narušení pevných obalů semene, což usnadní klíčení. K tomu dochází například u některých zástupců rostlin z čeledi *Fabaceae* (Lamont et al. 2019). Klíčení může být stimulováno i kouřem a popelem, jelikož obsahují určité látky, které jsou schopné narušit obaly semene a zvýší propustnost vody k semenu (Brown et al. 2003, Lamont et al. 2019). Tento jev byl pozorován především u zástupců skupin *Asteraceae, Bruniaceae, Crassulaceae, Ericaceae, Geraniaceae, Mesembryanthemaceae, Proteaceae* a *Restionaceae* (Brown et al. 2003). Dalším mechanismem, kterým požár přispívá k růstu rostlin, je recyklace živin (Noss 2018). Spálením biomasy vzniká popel, který obsahuje řadu látek, které se postupně uvolňují do půdy, kde představují rostlinám dostupné živiny (Dennis et al. 2013, Noss 2018).

Změna ve vegetaci má podstatný vliv na celý ekosystém. Jak již bylo zmíněno, pálením biomasy dochází ke vzniku emisí, které obsahují některé skleníkové plyny, jež jsou schopné přispět k oteplování Země (Miranda et al. 1994). S redukcí vegetace dochází ke snížení albeda, což opět přispěje k oteplování povrchu Země (Smith et al. 2008). Poslední, co bych chtěla u ovlivnění požáru vegetace zmínit je, že změna v rostlinném společenství může mít dopad na celou potravní síť (tento jev se nazývá bottom-up effect) (Power 1992).

7. Vliv požáru na půdní prostředí

Již víme, že požár svou činností zasahuje i do půdního prostředí. Půda je ovlivněna přímo spalováním opadu a organické půdní hmoty a uvolněním tepla ale také popelem, který při ohni vzniká. V důsledku požáru dochází ke změnám ve fyzikálních a chemických vlastnostech půdy, které můžou způsobit náchylnost půdy k erozi. Zároveň je ovlivněn vodní režim a edafon (Pereira et al. 2019). Jaký dopad bude mít požár na půdní prostředí a jaké změny v něm vyvolá,

určí zejména intenzita a doba kontaktu požáru s půdou. Mohlo by se zdát, že čím vyšší bude intenzita, tím závažnější bude dopad požáru na prostředí. Ovšem jak již bylo uvedeno v předchozí kapitole (o základních vlastnostech požáru), půdu nevíce zasáhnou frekventované, pomalu se šířící požáry o nižší intenzitě (Page-Dumroese et al. 2003, Stoof et al. 2013), jelikož se při nich do půdy transportuje více tepla (Neary et al. 2005).

7.1. Ovlivnění fyzikálních vlastností

Vlivem spalování organické půdní hmoty a opadu dochází ke změnám ve fyzikálních vlastnostech půdy. Ovlivněna je zejména pórovitost a hustota půdy (DeBano et al. 2005). Dennis et al. (2013) pozoroval snížení pórovitosti po požáru o 10 %. Tento jev může být z části způsoben zaplněním pórů vznikajícím popelem (Dennis et al. 2013). Snížení pórovitosti následně přispívá k vyšší hustotě půdy (DeBano et al. 2005, Dennis et al. 2013). Vlivem zahřívání půdy dochází také k narušení stability půdních agregátů, což může vést ke změně půdní struktury (Smith et al. 2008, Dennis et al. 2013, Zhang et al. 2018). Zhang et al. (2018) pozoroval zvýšenou agregaci částic při teplotě nad 400°C. Vlivem vzrůstajících teplot docházelo k tvorbě větších agregátů zaobleného tvaru (Zhang et al. 2018). Vlivem vysokých teplot může také do jisté míry docházet ke změně zrnitosti půdy (DeBano et al. 2005, Dennis et al. 2013, Zhang et al. 2018). Nejméně termostabilní půdní frakcí je jíl. K narušení jílových částic dochází kolem 400 °C a mezi 700-800 °C můžeme pozorovat destrukci této frakce (DeBano et al. 2005). S těmito teplotami se při běžném lesním požáru můžeme setkat pouze ve svrchní vrstvě půdy (ve hloubce několika centimetrů). Smith et al. 2008 uvádí, že teploty povrchu při požáru stoupají až k 1000°C. Ve větších hloubkách se s teplotami potřebnými k přeměně jílové frakce setkáváme jen zřídka vlivem nahromadění množství vysoce hořlavého materiálu (kupa klád apod.) (Badía a Martí 2019). Dennis et al. (2013) při svých pokusech pozorovali zvýšení písčité frakce a snížení podílu jílu. Je však nutné zdůraznit, že se jednalo pouze o částečné ovlivnění půdní zrnitosti, ne o celkovou změnu půdního druhu (Dennis et al. 2013). Do jaké míry požár ovlivní fyzikální vlastnosti půdy závisí především na teplotě spalování, době kontaktu půdy s požárem, závažnosti požáru a původním stavu půdy (Pereira et al. 2019). Změny půdní pórovitosti, struktury a zrnitosti vyvolané požárem, mohou přispět k půdní erozi (DeBano et al. 2005, Dennis et al. 2013).

7.2. Vliv požáru na chemické vlastnosti půdy

Energie, která je uvolňována při požáru, vyvolává v opadu a půdě řadu chemických přeměn, které mají dopad na pH, elektrickou vodivost a kationtovou výměnu půdy. Při požáru bývá zasažena zejména organická hmota, některé minerály, nutrienty a řada iontů (DeBano et al. 2005). Jaké látky budou při požáru podléhat přeměně, závisí na změně půdní teploty. Průběh některých chemických reakcí můžeme sledovat jako projev změny barvy popele. S rostoucími teplotami nejprve dochází k odpařování vody. Při 150 °C dochází ke kompletní dehydrataci. Kolem 200-300 °C můžeme pozorovat přeměnu oxidů železa, která se projeví načervenalým zbarvením popele. Ten se postupně stává černým v důsledku spalování organického uhlíku (k tomuto dochází při 300 °C). S nárůstem teplot (při 350-450 °C) se zbarvení mění v šedé a kolem 450-550 °C se popel stává bílým v důsledku kompletního spalování organické hmoty a tvorby $CaCO_3$ (Pereira et al. 2019). Teploty, při kterých můžeme pozorovat tyto barevné změny, se mohou u různého druhu paliva lišit. U opadu obsahujícího hořlavější příměsi (terpeny, pryskyřice apod. (Ormeño et al. 2009) začnou převažovat světlejší barvy při nižších teplotách. K tomu dochází například u opadu rodu *Pinus*. Opačný trend bychom mohli pozorovat například u opadu rodu *Quercus,* kde ke kompletnímu spálení organické hmoty a tvorbě $CaCO_3$ dochází při vyšších teplotách (Pereira et al. 2019). Zhang et al. (2018) pozoroval u půdních vzorků podobné barevné změny spjaté se změnou mineralogických poměrů, která byla vyvolaná zahříváním půdy. Při teplotách nad 300 °C měla půda světle žluté zbarvení, které kolem 300-600 °C přešlo na odstín červené (Zhang et al. 2018). Tento přechod je nejspíše způsoben přeměnou minerálů železa (goethit ($FeO(OH)$) bývá dehydroxylován na magnetit (Fe_3O_4) a hematit (Fe_2O_3, α- Fe_2O_3)) (Badía a Martí 2019). S nárůstem teploty nad 800 °C se půda zbarvuje do šeda pravděpodobně z důvodu transformace krystalických fází (Zhang et al. 2018). Změna barev se lépe projeví ve svrchních vrstvách půdního profilu (Badía a Martí 2019).

7.2.1. Vliv požáru na mineralogii

Jak vyplývá z výše uvedených barevných změn probíhajících při ohřívání půdy, v průběhu požáru dochází ke značným změnám v mineralogii půdy. Do 200 °C dochází zejména k dehydrataci a minerální složka půdy není zásadně narušena. To se mění při 300 °C, kdy můžeme pozorovat vznik hydratovaných oxidů železa (Zhang et al. 2018). Lugassi et al. (2014) pozoroval mezi 250-450 °C přeměnu geothitu ($FeO(OH)$) na hematit (Fe_2O_3, α-Fe_2O_3). Kolem 400 °C dochází k dehydroxylaci kaolinitu ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$) (Zhang et al. 2018), hydroxidu vápenatého a hydroxidu hořečnatého za vzniku oxidů (CaO, MgO) (Liodakis et al. 2005). Následně dochází k rozkladu karbonátů (Pereira et al. 2019). Prvním karbonátem, který při

nárůstu teplot podléhá rozkladu, je $MgCO_3$ (mezi 500-600 °C) (Liodakis et al. 2005). Kolem 600-800 °C pak dochází k dekarbonizaci kalcitu ($CaCO_3$) za vzniku CaO (Zhang et al. 2018, Liodakis et al. 2005) a posledním karbonátem, který zaniká, je K_2CO_3 (Liodakis et al. 2005). Díky rozkladu karbonátů se uvolňuje množství bazických kationtů, což ovlivní půdní pH (Liodakis et al. 2005, Zhang et al. 2018). Zároveň také dochází k poklesu $CaCO_3$ (Pereira et al. 2019).

7.2.2. Vliv požáru na půdní uhlík a organickou půdní hmotu

Při požáru je zásadně ovlivněn uhlík přítomný v půdě (Knoepp et al. 2005). Ten je zastoupen v organické i anorganické formě (Santín a Doerr 2019). Organický půdní uhlík hraje zásadní roli v globálním koloběhu uhlíku. Půda obsahuje dvě třetiny celkových zásob uhlíku v suchozemských ekosystémech (Post et al. 1982). V půdě je uhlík neodmyslitelnou součástí tzv. půdní organické hmoty (známé pod zkratkou SOM – soil organic metter), která obsahuje mimo jiné i řadu dalších prvků (kyslík, vodík, dusík, fosfor atd.). Zastoupení SOM v půdě má vliv na chemické, fyzikální i biologické vlastnosti půdy (Knoepp et al. 2005), jako je např. tvorba půdních agregátů, schopnost půdy zadržovat vodu, dostupnost živin a výměna kationtů (Rejšek a Vácha 2018 b, Santín a Doerr 2019).

Dopady požáru na půdní uhlík mohou být různé. Liší se především v závislosti na frekvenci a závažnosti požáru (Santín a Doerr 2019). Bird et al. (2000) uvádí, že jistou roli může mít i zrnitost půdy. V půdách s větším zastoupením písčité frakce dochází ke znatelně většímu snížení obsahu uhlíku v porovnání s půdou, kde převládá jílová frakce (Bird et al. 2000).

Ke ztrátám anorganického uhlíku dochází při teplotách kolem 600 °C zejména vlivem dekarbonizace kalcitu (Zhang et al. 2018). Organický půdní uhlík může být ovlivňován přímo skrze chemické změny vyvolané zvýšenými teplotami a nepřímo narušením mechanismů rozkladu SOM (Knoepp et al. 2005). K tepelnému narušení SOM může docházet již při 100 °C (Knoepp et al. 2005, Santín a Doerr 2019). Většina organické hmoty je uložena ve svrchních vrstvách půdního profilu, kde se při požáru vyskytují nejvyšší teploty, a tak snadno dochází k jejímu ohřevu (Knoepp et al. 2005). Zvýšené půdní teploty následně vyvolají chemické přeměny organických látek (Knicker 2007). První přeměny, které můžeme pozorovat, jsou dehydratace a dehydrogenace (Knoepp et al. 2005), které vedou k redukci některých funkčních skupin, zejména funkčních skupin bohatých na kyslík (Knicker 2005, Knoepp et al. 2005). To může ovlivnit schopnost půdy zadržovat vodu, kationty a jiné látky. Ztráta skupin bohatých na

kyslík může mít také vliv na interakci jílového materiálu s organickou hmotou a s oxidy kovů. Výsledný spálený materiál se skládá především z aromatických sloučenin (Knicker 2005).

Vlivem spalování dochází k rozkladu organické hmoty. Některé studie prokazují, že ke zvýšení rozkladu po požáru může docházet vlivem uvolnění nutrientů a mírně zvýšených teplot, které stimulují biologickou činnost. Tento jev se však značí jako krátkodobý, jelikož se snadno dostupná organická hmota rychle snižuje, což vede ke zpomalení rozkladu. Existuje však řada studií, které popisovaly opačný trend, kdy vlivem požáru došlo k poklesu míry rozkladu bezprostředně po požáru i v horizontu deseti let. Často frekventované požáry mohou vést k snížení diverzity nadzemní vegetace, která pak může mít vliv na uvolňování živin do půdy a narušit tak celý mechanismus rozkladu (Knoepp et al. 2005). Wikars (1997) uvádí, že v chladném a vlhkém podnebí (např. v boreálních oblastech) mohou požáry aktivovat rozklad a uvolňování živin díky značnému množství organické půdní hmoty. Zatímco u půd v suchých a teplých biomech, které jsou chudší na uhlík a živiny, často dochází vlivem spalování ke ztrátě organické hmoty (Wikars 1997). Knicker 2005 tvrdí, že bezprostředně po požáru lze pozorovat značnou ztrátu původního humusu, avšak díky nahromaděné vrstvě shořelé vegetace (popelu) dochází postupně k obnovení podmínek, které poskytoval.

Doposud není jasno, jaký má požár efekt na celkové zásoby organického půdního uhlíku (Santín a Doerr 2019). Existuje řada studií, které při spálení půdy pozorovaly pokles uhlíku především ve svrchních vrstvách profilu (např. Badía et al. 2017). Často se však můžeme setkat s řadou výsledků studií, které poukazují na absenci změn v množství půdního uhlíku po požáru (např. Alexis et al. 2007). Některé dokonce zaznamenaly nárůst celkového organického uhlíku po spalování půdy (např. Dennis et al. 2013). Nárůst uhlíku po požáru je nejčastěji interpretován jako důsledek návratu živin z popelu (Knicker 2005). Značná rozmanitost dopadů požáru na množství organického uhlíku je nejspíše způsobena rozdílnými podmínkami experimentů, především závažností požáru (Jiménez-Esquilín et al. 2008, Santín a Doerr 2019) a původním obsahem organické hmoty v půdě (Santín a Doerr 2019).

7.2.3. Vliv požáru na půdní dusík

Dusík je jeden z nejvíce limitujících prvku v terestrických ekosystémech (Knoepp et al. 2005). V půdě je přítomný v anorganické podobě nebo je vázán v organické hmotě. Tyto dvě formy dusíku podléhají v půdě řadě transformací. Jednou z nejpodstatnějších je mineralizace, kdy je organicky vázaný dusík přeměňován na NH_4^+. Amonné ionty dále podléhají nitrifikaci, při níž jsou za pomoci mikroorganismů (MO) transformovány na NO_2^- a následně na NO_3^- (Hofman a

Van Cleemput 2004). Anorganické ionty dusíku jsou velmi podstatné jak pro půdní MO, tak i pro rostliny, které je přijímají svými kořeny (Knoepp et al. 2005).

V důsledku zahřívání půdy podléhá dusík podobně jako uhlík volatilizaci, čímž dochází k uvolnění emisí těchto prvků do atmosféry (Quintana et al. 2007, Ferreira et al. 2019). To se projeví na poklesu půdního C:N poměru bezprostředně po požáru (Quintana et al. 2007). Organicky vázaný dusík ubývá nejen volatilizací, ale také v důsledku jeho přeměny na anorganické formy (Wang et al. 2014). Zbylý organicky vázaný dusík bývá převážně v heterocyklických formách nebo v podobě amidu [20] (Knicker 2005).

Efekty tepla na anorganické formy dusíku jsou různé (Smith et al. 2008). Bezprostředně po požáru můžeme pozorovat nárůst NH_4^+, avšak postupem času jeho koncentrace klesá (Stock a Lewis 1986, Nardoto a da Cunha Bustamante 2003, Wang et al. 2014). U NO_3^- můžeme pozorovat opačný trend, kdy jsou jeho koncentrace těsně po požáru radikálně sníženy a s postupem času dochází k jejich navýšení (Stock a Lewis 1986, Wang et al. 2014). Toto má pravděpodobně spojitost s ovlivněním nitrifikace požárem. Wang et al. (2014) ve své studii uvádí, že po jednom týdnu lze sledovat pokles nitrifikace, ovšem po šesti měsících dochází k jejímu navýšení. Na zastoupení anorganických forem dusíku může mít vliv také sezónnost (Nardoto a da Cunha Bustamante 2003). V deštivějších obdobích dochází ke zvýšené akumulaci NO_3^- (Stock a Lewis 1986, Nardoto a da Cunha Bustamante 2003).

Co se celkového množství půdního dusíku týče, opět se můžeme setkat s různými výsledky studií, jako tomu bylo u uhlíku. Řada z nich poukazuje na to, že v důsledku spalování dochází ke značným ztrátám dusíku (Knoepp et al. 2005, Quintana et al. 2007). Quintana et al. (2007) také uvádí, že po požáru zbudou v půdě formy dusíku, které se snadno vymývají, což vede k dalším ztrátám. Na druhou stranu se můžeme setkat i s výsledky studií, které prokazují nárůst celkového dusíku v půdě (Dennis et al. 2013, Smith et al. 2008). Nárůst dusíku po požáru může být způsoben zpětným návratem dostupných živin z popelu (Smith et al. 2008) nebo zvýšenou fixací vzdušného dusíku[21] (Nardoto a da Cunha Bustamante 2003).

[20] Přítomnost amidů po požáru svědčí o tom, že nebyly přeměněny všechny peptidové struktury nekromasy. Ovšem může to být odůvodněno i tím, že amidy jsou součástí melanoidizovaných sloučenin, které vznikají při tepelném zpracování směsí obsahující sacharidy a aminokyseliny (Knicker 2005).

[21] Nardoto a da Cunha Bustamante (2003) uvádí, že vlivem požáru může dojít k podpoře MO fixujících dusík.

7.2.4. Vliv požáru na půdní fosfor

Podobně jako dusík je i fosfor jeden z prvků, které jsou pro růst rostlin nejvíce limitující (Darcy et al. 2018). Fosfor je naprosto klíčový pro správné fungování fyziologických dějů rostlin. Podílí se například na přenosu energie pomocí ATP a hraje podstatnou roli při fotosyntéze. Celkový půdní fosfor se skládá z organické a anorganické části (Muindi 2019). Organicky vázaný půdní fosfor je přítomen v rostlinných a živočišných tkání, jejichž rozkladem se uvolňuje do půdy. Obsah organického fosforu se liší v závislosti na daném půdním druhu. Anorganická složka půdního fosforu je tvořena převážně ortofosforečnanovým aniontem ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}, PO_4^{3-}), který velmi ochotně vstupuje do vazeb s oxidy a hydroxidy železa a hliníku (ve slabě kyselých půdách) či s vápníkem nebo hořčíkem (za vyšších hodnot půdního pH) (Rejšek 2018, Muindi 2019). Vzniklé minerální sloučeniny fosforu jsou v půdě převážně nerozpustné a málo mobilní. Pouze velmi malá část fosforu je rozpuštěna v půdním roztoku. Koncentrace orthofosforečnanového aniontů v půdním roztoku jsou nízké. Obvykle se pohybují v rozmezí 0,001 až 1 mg P/l (Muindi 2019). Přijatelnou formou jsou již zmíněné $H_2PO_4^-$, HPO_4. Ty jsou odčerpávány rostlinami a MO, které ho zabudovávají do svých těl nebo z něj vytváří složitější (nerozpustné) sloučeniny. Tímto mechanismem se fosfor stává opět imobilizovaným (Rejšek 2018).

Požár má podstatný vliv na přítomnost fosforu a jeho podobu. Řada studií pozorovala, že po požáru dochází ke značnému navýšení obsahu anorganického fosforu a snížení organické části fosforu v půdě (Saa et al. 1993, Marco et al. 2010, Turrion et al. 2010). Tento trend může být vysvětlen několika mechanismy. Se zvyšujícími se teplotami dochází k podpoře mineralizace, což vede k přeměně značného množství organicky vázáného fosforu na fosfor anorganické podoby (Saa et al. 1993, Turrion et al. 2010). Navýšení anorganického fosforu může být způsobeno tím, že se po požáru zabudovávají do půdy látky bohaté na fosfor přítomné ve vzniklém popelu (Turrion et al. 2010).

Požár je také schopen ovlivnit dostupnost fosforu v půdě. Při požáru totiž dochází ke zvýšení pH, čímž je podpořena reakce fosforu s vápníkem za vzniku amorfního fosforečnanu vápenatého, který se a rostoucím pH stává méně rozpustný. Po požáru tedy dochází k vytvoření více stabilních půdních forem fosforu, které jsou méně dostupné pro odčerpávání rostlinami. S příchodem prvního deště půdní fosfor stává opět lépe dostupným (Quintana et al. 2007).

Bezprostředně po požáru dochází ke ztrátám celkového půdního fosforu (Quintana et al. 2007, Dennis et al. 2013) vlivem volatilizace, ke která dochází při teplotách nad 550 °C (Pereira et al.

2019). Mnohé prameny však uvádějí, že vlivem požáru po určitém čase dochází ke zvýšení koncentrací přítomného půdního fosforu (Smith et al. 2008, Turrion et al. 2010), což je pravděpodobně způsobeno zabudováním popelu do půdy (Dennis et al. 2013, Noss 2018, Pereira et al. 2019).

7.2.5. Vliv požáru na další anorganické půdní ionty

Půda obsahuje řadu anorganických iontů. V této kapitole uvedu vliv požáru na následující ionty: Mg^{2+}, Ca^{2+}, K^{+}, Na^{+}, SO_4^{2-}, Cl^{-}. Tyto ionty jsou velmi důležité. Hrají významnou roli pro růst rostlin a při funkci různých fyziologických dějů (Kirkby 2012). Jejich přítomnost má také nepopiratelný dopad na pH půdy (Tavakkoli et al. 2015).

Při požáru mohou jmenované půdní ionty podléhat volatilizaci. Tímto mechanismem dochází k jejich unikání do atmosféry v podobě poletavých částic. Jak velké množství iontů se do atmosféry při požáru uvolní, záleží především na závažnosti požáru a na složení a celkové kvalitě paliva (Ferreira et al. 2019). Vlivem rostoucích teplot také dochází ke snížení dostupnosti některých iontů, zejména Ca^{2+}. Vápenatý kationt při vyšších teplotách reaguje s CO_3^{2-} za vzniku hůře rozpustného minerálů ($CaCO_3$) (Quintana et al. 2007, Pereira et al. 2019).

Na druhou stranu, jak bylo zmíněno, spálením biomasy vzniká popel, který je schopný půdě poskytnout řadu snadno dostupných živin (Dennis et al. 2013, Ferreira et al. 2019, Pereira et al. 2019, Noss 2018). Dřívější studie uvádí, že popel vzniklý ze dřeva je bohatý především na Ca, K, Mg, Si, Mn, Fe, S, P, Al, Na a Zn. Se vzrůstajícími teplotami má koncentrace Ca, Mg, Na, Si, Fe, P, Cu v popelu tendenci přibývat naopak K, Zn a Al ubývá a obsah Pb a Mn se jeví jako konstantní (Liodakis et al. 2005). Tyto prvky obsažené v popelu se vlivem mineralizace stávají lépe rozpustné a snadno dostupné pro rostliny. Jak snadno se budou prvky z popelu zabudovávat do půdy závisí především na spalovacích teplotách, času kontaktu půdy s ohněm, typu paliva, závažnosti požáru, pH a obsahu $CaCO_3$ v popelu. U půd, které jsou zasaženy frekventovanými požáry, bude obnova živin pomocí popele znesnadněna. Tyto půdy se po požáru stávají náchylnější k erozi. (Pereira et al. 2019).

Jak je to tedy s obsahem zmíněných iontů po požáru v půdě? Co se obsahu kationtů týká, můžeme se setkat s různými výsledky studií. Existují studie, které nepozorovaly významné změny v koncentracích půdních kationtů po požáru (Pereira et al. 2019). Quintana et al. (2007) ve své studii pozoroval nepatrný pokles koncentrací Na^{+}, K^{+}, Mg^{2+} zejména v rozmezí 200-300 °C a Ca^{2+}. Nejmenší změna byla zaznamenána u K^{+}, což může být vysvětleno tvorbou

oxidů, hydroxidů a karbonátu ve vznikajícím popelu (Quintana et al. 2007). Odlišný trend sledoval Dennis et al. (2013), kdy koncentrace Ca^{2+}, Mg^{2+} a K^{+} po požáru vzrostly a koncentrace Na^{+} se snížila. Stejné výsledky vykazovala studie Norouzi a Ramezanpour (2013). Nárůst K^{+} a Mg^{+} uvádí také Smith et al. (2008). U půdních aniontů patrně dochází k nárůstu koncentrace SO_4^{2-} po požáru a u Cl^{-} můžeme sledovat nepatrný pokles (Quintana et al. 2007).

7.2.6. Vliv požáru na půdní pH, elektrickou vodivost a kationtovou výměnu půdy

Vlivem požáru dochází ke změně pH. To je nejspíše způsobeno přísunem bazických kationtů, obsažených v popelu (Knoepp et al. 2005, Smith et al. 2008, Dennis et al. 2013, Noss 2018, Paulo Perira et al. 2019,). Quintana et al. 2007 pozoroval maximální nárůst pH při teplotách kolem 500 °C. Výsledná změna pH může mít vliv na dostupnost živin (např. fosforu). Zvýšení pH se však jeví jako dočasné. Jak dlouho vydrží pH po požáru pozměněné, záleží především na původním pH zasažené půdy, množství a chemickém složení uvolněného popelu a vlhkosti klimatu (Knoepp et al. 2005).

Řada studií poukazuje na to, že po požáru dochází k vyšší nasycenosti půdy bázemi, avšak kationtová výměnná kapacita (KVK) vlivem požáru klesá (Knoepp et al. 2005, Badía a Martí 2019). KVK je totiž podmíněna především přítomností huminových látek a jílových minerálů, které jsou schopné na sebe navázat kationty. Jak již bylo zmíněno po požáru dochází k úbytku jílové frakce (Dennis et al. 2013, Zhang et al. 2018, Knoepp et al. 2005) a organické půdní hmoty včetně huminových látek, což pravděpodobně vede ke snížení KVK (Knoepp et al. 2005).

Quintana et al. 2007 ve své studii pozoroval změnu elektrické vodivosti při zahřívání půdy na 500°C. Zjistil, že elektrické vodivost rostla se zvyšováním teplot do 300 °C a poté začala nepatrně klesat. To odpovídalo změně koncentrace síranů ve vzorku půdy.

7.3. Vliv požáru na schopnost půdy odpuzovat vodu

Schopnost půdy odpuzovat nebo naopak infiltrovat vodu je dána poměrem mezi adhezivními a kohezními (soudružnými) silami. Pokud jsou adhezivní síly větší než soudržné, voda se snadno vsakuje do půdy. Naopak když převládají síly kohezivní, voda neproniká skrz a úhel mezi půdním povrchem a kapkou vody je větší než 90°. To, jestli má půda tendenci vodu odpuzovat či infiltrovat, má zásadní dopad na celý hydrologický režim půdy (Arcenegui et al. 2019).

Mnohé zdroje vypovídají o tom, že je požár schopen ovlivnit schopnost půdy odpuzovat vodu (WR = water repellence) (DeBano et al. 2005, Smith et al. 2008, Wieting et al. 2017, Arcenegui

et al. 2019). WR je dána vznikem hydrofobní vrstvy (DeBano et al. 2005). Za normálních podmínek se tato vrstva nachází ve svrchním půdním horizontu a vzniká vlivem přítomnosti minerálních částic, jež jsou pokryty látkami (epikutikulární vosky, aromatické oleje nebo huminové substráty (Arcenegui et al. 2019)), které mají schopnost odpuzovat vodu. Hydrofobní vrstva může vznikat v důsledku např. nevratného vysušení organické hmoty, přítomnosti rostlin a mycelií hub, které jsou schopny tvořit hydrofobní látky nebo smíchání vysušené minerální i organické půdní hmoty (DeBano et al. 2005). Při požáru vzniká hydrofobní vrstva následujícím principem. Vlivem vyšších teplot dochází k částečným spalováním organické hmoty (nacházející se převážně u povrchu) za vzniku těkavých organických látek. Ty jsou následně přesouvány do hlubších vrstev půdy, kde kondenzují na chladnějších minerálních částicích a tvoří tak vrstvu odpuzující vodu (DeBano et al. 2005, Wieting et al. 2017, Arcenegui et al. 2019).

Jak bude WR požárem ovlivněna, určuje několik faktorů (DeBano et al. 2005, Arcenegui et al. 2019). Zásadním je především závažnost požárů, se kterou souvisí teplota půdy (DeBano et al. 2005, Wieting et al. 2017, Arcenegui et al. 2019). Při méně závažných požárech a nízkých teplotách nedochází ke změnám WR (Arcenegui et al. 2019). U středně závažných požárů se zvyšujícími se teploty můžeme pozorovat posílení WR půdy. Naopak při vysokých teplotách typických pro závažné požáry, dochází ke snížení a případné ztrátě WR (Wieting et al. 2017, Arcenegui et al. 2019). To je nejspíše způsobeno rapidním spalováním organické hmoty a následných VOC, které se podílejí na tvorbě hydrofobní vrstvy (Hamman et al. 2007). Dalším faktorem, který určí WR po požáru, je půdní textura. Bylo zjištěno, že písčité půdy a půdy s hrubou texturou jsou po požáru náchylnější k vytvoření hydrofobní vrstvy (DeBano et al. 2005, Arcenegui et al. 2019). Dále stav WR po požáru může ovlivnit obsah a typ organické hmoty, velikost gradientu teplot v půdním profilu (za větších teplotních gradientů je podpořen přesun vzniklých VOC do hlubších vrstev, kde snadněji kondenzují) a obsah vody v půdě, jelikož voda ovlivňuje pohyb hydrofobních látek a přenos tepla, jenž má dopad na teplotní gradient (DeBano et al. 2005).

Posílení WR způsobené požárem (Arcenegui et al. 2019), vede k většímu odtoku vody. Na infiltraci a odtok vody může mít vliv i snížení pórovitosti půdy vyvolané požárem (Neary et al. 2005). Půdy, kde dochází ke zmíněnému narušení půdního režimu, se stávají více náchylnými k erozi (DeBano et al. 2005, Smith et al. 2008, Arcenegui et al. 2019).

7.4. Vliv požáru na edafon

Edafon (neboli soubor všech organismů žijících v půdě) je naprosto zásadní, jelikož se podílí na řadě půdních procesů, jako je např. rozklad organické hmoty a tvorba humusu a přispívá tak k celkové úrodnosti půdy. Edafon můžeme rozdělit dle velikosti do tří základních skupin. Nejmenší organismy představují mikroedafon, následuje mesoedafon a největší organismy se řadí do megaedafonu (Novotná 2001). Blíže se budu edafonu věnovat později. V této kapitole uvedu, jaký má požár dopad na půdní organismy.

Požár má nepopiratelný dopad na početnost, aktivitu a složení mikroedafonu (Jiménez-Esquilín et al. 2008). Řada studií poukazuje na snížení biomasy půdních MO vlivem požáru (např. Hamman et al. 2007, Smith et al. 2008). To může být způsobeno přímým zvyšováním půdních teplot (Noss 2018). Periera et al. (2019) uvádí, že k úhynu MO dochází při 200 °C. Oproti bakteriím jsou houby více náchylné na zvýšení teplot (Pietikäinen et al. 2005). Na mikroedafon mají vliv také druhotné dopady požáru, jako je změna pH (Page-Dumroese et al. 2003, Hamman et al. 2007, Smith et al. 2008), úbytek organické hmoty (Hamman et al. 2007) a narušení mykorhizních vztahů (Bååth et al. 1995). Zvyšující se pH neprospívá houbám a vede tak k poklesu jejich biomasy (Smith et al. 2008). Houby jsou také negativně ovlivňovány narušením mykorhizních vztahů, na kterých je řada druhů závislá (Bååth et al. 1995). Celkový dopad požáru je tedy závažnější pro populace hub než bakterií (Bååth et al. 1995, Hamman et al. 2007, Jiménez-Esquilín et al. 2008, Smith et al. 2008).

Hamman et al. 2007 sledovala obnovu společenství MO po požáru a zjistila, že po 14 měsících od spálení se množství biomasy MO příliš nelišilo od původního stavu. Došlo ovšem k podstatné změně složení společenství spočívající v převaze bakterií. Změna v mikroedafonu může zásadně ovlivnit mechanismy celého ekosystému jako je např. sukcese, proces zakládání nových sazenic, konkurence rostlin apod. (Balser a Firestone 2005).

Dopad požáru na meso a makroedafon si můžeme rozdělit do tří skupin (primární – přímé účinky, sekundární – nepřímé a terciální účinky). Primární účinky zahrnují působení zvýšených teplot, toxické účinky kouře a úbytek kyslíku. Tyto účinky požáru mohou organismy přímo poškodit a způsobit jejich smrt nebo vyvolat migraci určitých organismů do míst, která nejsou požárem zasažena. Primární účinky jsou zřetelné po dobu několika dnů či týdnů po požáru (Abrantes 2019). Jak již bylo zmíněno, při požáru mohou teploty povrchu sahat až k 1000 °C (Smith et al. 2008). Negativní dopad na kořeny rostlin a půdní živočichy mají teploty již kolem 50 °C, takže přežití organismů ve svrchní vrstvě půdy (do několika cm) je téměř nemožné.

Sekundární účinky požáru představují negativní dopady požáru na přeživší jedince, které určí životaschopnost jejich populace. Spálení vegetace a nadložního humusu vede ke ztrátě potravy a útočiště, čímž jsou značně narušeny základní potřeby života makro a mesofauny. Tyto účinky požáru mají vliv na hladovění, predaci, konkurenci a migraci organismů (Abrantes 2019). Podstatný dopad na edafon má také změna hydrologického režimu půdy (Busse a DeBabo 2005). García-Domínguez et al. (2010) uvádí, že vlhkost půdy po požáru má zásadní dopad na populaci žížal. Terciální účinky požáru zahrnují nejrůznější adaptace zástupců makro a mesoedafonu na tento typ disturbance (Abrantes 2019). Jedna z adaptací např. spočívá v zakládání odolných stádií či struktur, které jsou v nepříznivých podmínkách schopny přetrvat. Toto můžeme pozorovat u řady hmyzích zástupců či některých rostlin. Další adaptací na oheň je zvýšená schopnost rozptylu a přizpůsobení rozmnožování či klíčení. Adaptované druhy získávají při disturbanci značnou výhodu oproti běžným organismům a následně pak mohou těžit z nově vzniklého stanoviště (Wikars 1997). Vlivem požáru může dojít ke snížení konkurence, predace a zvýšení mrtvé kořisti pro mrchožrouty, čehož mohou adaptované druhy, organismy, které migrovaly z místa nezasaženého požárem, využít (Abrantes 2019). Druhy, které těží z požáru, se označují jako pyrofilní (Wikars 1997).

Doposud není přesně známo, jaké dopady na společenstvo makro a mikro fauny mají změny prostředí vyvolané přímými dopady požáru (Abrantes 2019). Některé studie poukazují na výrazný pokles půdních bezobratlých, některé tvrdí opak a některé poukazují na to, že změny vyvolané požárem jsou pouze krátkodobé (García-Domín guez et al. 2010). Dopady požáru na meso a makroedafon se mohou lišit v závislosti na závažnosti požáru. Požár také může působit různě na odlišné skupiny organismů (Abrantes 2019). García-Domín guez et al. (2010) uvádí, že po požáru došlo ke změně složení společenství meso a makrofauny. Zdá se, že přímé účinky požáru jsou méně fatální pro více mobilní druhy (jako jsou zástupci chvostoskoků a roztočů), jelikož jsou schopny utéct z míst s vyššími teplotami, a druhy, které se vyskytují ve větších hloubkách, kde teploty při požáru nejsou zásadně změněny. Ovšem i početnost těchto organismů bývá snížena vlivem sekundárních účinků požáru (Abrantes 2019). Po požáru můžeme také pozorovat například zvýšené množství skupin brouků a pavouků (García-Domínguez et al. 2010).

Obnova makro a mesoedafonu je dána mnoha faktory. Záleží zejména na vlastnostech požáru, zastoupení adaptovaných druhů, migraci organismů apod. Např. obnova společenství chvostoskoků a roztočů se při málo závažných požárech pohybuje v řádu několika let, při

požáru se střední až vysokou závažností pak trvá několik desítek let (Abrantes 2019). Neumann a Tolhurst (1991) uvádí, že obnova populace žížal trvala při požáru o malé závažnosti tři roky.

Vzhledem k tomu, že meso a makrofauna hrají podstatnou roli při rozkladu, může snížení jejich biomasy vést k narušení a poklesu rozkladu opadu a půdní organické hmoty (Neumann a Tolhurst 1991).

8. Interakce půdní organické hmoty s požáry

Jak bylo již zmíněno, jednou ze tří základních podmínek nutnou ke vzniku a šíření požáru je palivo (Cochrane a Ryan 2009). To bývá (zejména při pozemních a přízemních požárech) poskytováno půdní organickou hmotu, nacházející se ve svrchních horizontech půdy (DeBano 1991). Jelikož je půdní organická hmota palivem, může mít její dostupnost a podoba vliv na vlastnosti požáru.

Dostupnost organické hmoty dána jejím rozkladem (Dos Santos a Nelson 2013). Vlivem dekompozice současně dochází k řadě změn ve fyzických a chemických vlastnostech primární organické hmoty, které ovlivní její kvalitu jakožto paliva (Zhao et al. 2014, Cornelissen et al. 2017). Jedna z hlavních chemických přeměn je rozklad celulózy a ligninu (Pavlů 2018). Lignin se rozkládá pomaleji než celulóza, a tak se jeho poměr při dekompozici zvyšuje (M. K. Owens et al. 1998). Materiál s vyšším obsahem ligninu lépe odolává vzplanutí. Tato chemická přeměna by tedy mohla negativně ovlivňovat hořlavost paliva. V aridních oblastech je rozklad ligninu urychlen vlivem fotolitického rozkladu, což může přispět k vyšší hořlavosti už tak kvalitního paliva. Dekompozice má také vliv na schopnost paliva absorbovat vodu (to je podrobněji popsáno v kapitole Vliv vlhkosti paliva na hořlavost). Klíčovým faktorem pro určení celkové kvality paliva při rozkladu je ovšem změna struktury, která spočívá ve snížení hustoty, což podpoří cirkulaci vzduchu. Částečně rozložený materiál tak může přispívat ke snazšímu vzplanutí a šíření požáru (Zhao et al. 2014).

8.1. Půdní organická hmota

Půdní organickou hmota, někdy označovaná jako humus veškerý (Pavlů 2018), bývá definována jako soubor neživých organických látek nahromaděných na půdním povrchu nebo v půdě, a to ve stavu čistém nebo spjatém s minerální hmotou. (tj. opad, zbytky kořenů, meziprodukty tlení a humifikace, huminové l.) (Smolíková 1988). Jedná se tedy o organickou hmotu v různém stádiu rozkladu. Primární organická hmota (tzv. humusotvorný materiál) je do půdy dodávána ve formě odumřelé nadzemní či podzemní biomasy (tj. rostlinný opad, odumřelé

části podzemních rostlinných tkání a edafonu) (Pavlů 2018), která přestavuje hlavní zdroj půdní organické hmoty (Frouz 2018). Tato složka následně podléhá řadě transformacím zahrnující procesy rozkladné (př. dekompozice) i syntetické (př. humifikace) (Pavlů 2018). Jednou z možných transformací organické hmoty je mineralizace, při které dochází ke vzniku jednodušších anorganických produktů (konečnou formou uhlíku je CO_2, který se uvolňuje do atmosféry). Dále mohou organické sloučeniny podléhat procesu zvaný humifikace. Jedná se o komplikovaný převážně biochemický sled rozkladných a syntetických reakcí, jež vedou ke vzniku složitějších produktů, tzv. huminových látek, které jsou výrazně odolnější vůči rozkladu (Rejšek a Vácha 2018 b). I přesto tyto látky mohou podléhat mineralizaci (sekundární mneralizaci) (Pavlů 2018). Huminové látky zahrnují tři hlavní skupiny: fluvokyseliny, huminové kysliny a huminy. Jedná se o látky s různými vlastnostmi. Společnou charakteristikou pro ně je makromolekulární struktura s obsahem aromatických jader a postranních alifatických řetězců. Huminové látky tvoří podstatnou část humusu (80-90 %) (Smolíková 1988). Někdy bývají označovány jako humus vlastní. Poslední skupinou organické půdní hmoty, jsou tzv. nehumusové látky, které mohou být díky své rozpustnosti součástí půdního roztoku. Jedná se o meziprodukty rozkladných a syntetických procesů např. sacharidy, jednoduché organické kyseliny (kyselina octová) a aminokyseliny (Pavlů 2018).

8.1. Formy nadložního humusu

Formy nadložního humusu lze chápat jako morfologické vzorce pozorované ve spojení organické hmoty s minerální složkou na povrchu půdního profilu (Ponge 2003). Vypovídají o řadě různých půdních vlastností, především o vstupu a následném osudu odumřelé organické hmoty, který je z velké části dán její mineralizací a humifikací za účasti půdních organismů (Rejšek a Vácha 2018 b). Formy nadložního humusu mají vliv na vlastnosti půdy (tedy rostlinného substrátu), které se projeví na druhové skladbě nadzemní vegetace. Dané rostlinné společenstvo produkuje specifický opad, který zásadně ovlivňuje rychlost rozkladu, biologické činnosti a vznik forem nadložního humusu. Jednou z charakteristik opadu, která se projeví na rychlosti rozkladu, je C:N poměr. Materiál, který má nižší C:N poměr (např. opad tvořený travinami), podporuje dekompozici organické hmoty a dává tak možnost vzniku formy nadložního humusu typu Mull. Oproti tomu kyselý opad s vysokým C:N poměrem zpomaluje rozklad, což vede k tvorbě nadložního humusu typu Mor (Frouz 2018).

Abychom si mohli popsat formy nadložního humusu, musíme si nejdříve uvést základní rozdělení vrstvy nadložního humusu[22]. Ta se dělí do tří horizontů. Nejsvrchnějším je tzv. horizont opadanky (opadu) (L), který obsahuje nerozložený či nepatrně narušený organický materiál na povrchu půdy (Rejšek a Vácha 2018 b). V tomto horizontu můžeme pozorovat např. obsah jehličí, listí, větviček, semen, kůry a zbytků bylin (Vráblíková a Vráblík 2008). Druhý horizont je tzv. horizont drtě (fermentační horizont) (F) tvořený částečně rozloženými částicemi opadu, hyfy hub a zbytky jemných kořínků. Původní materiál někdy není možné identifikovat. Poslední horizont je označován jako Měl nebo humifikační horizont (H). Jak již z názvu vyplývá, probíhají zde pokročilé humifikační procesy, které vedou ke tvorbě huminových látek. V této vrstvě můžeme pozorovat tmavý převážně amorfní materiál, u kterého nelze rozpoznat jeho přesný původ (Vráblíková a Vráblík 2008, Rejšek a Vácha 2018 b).

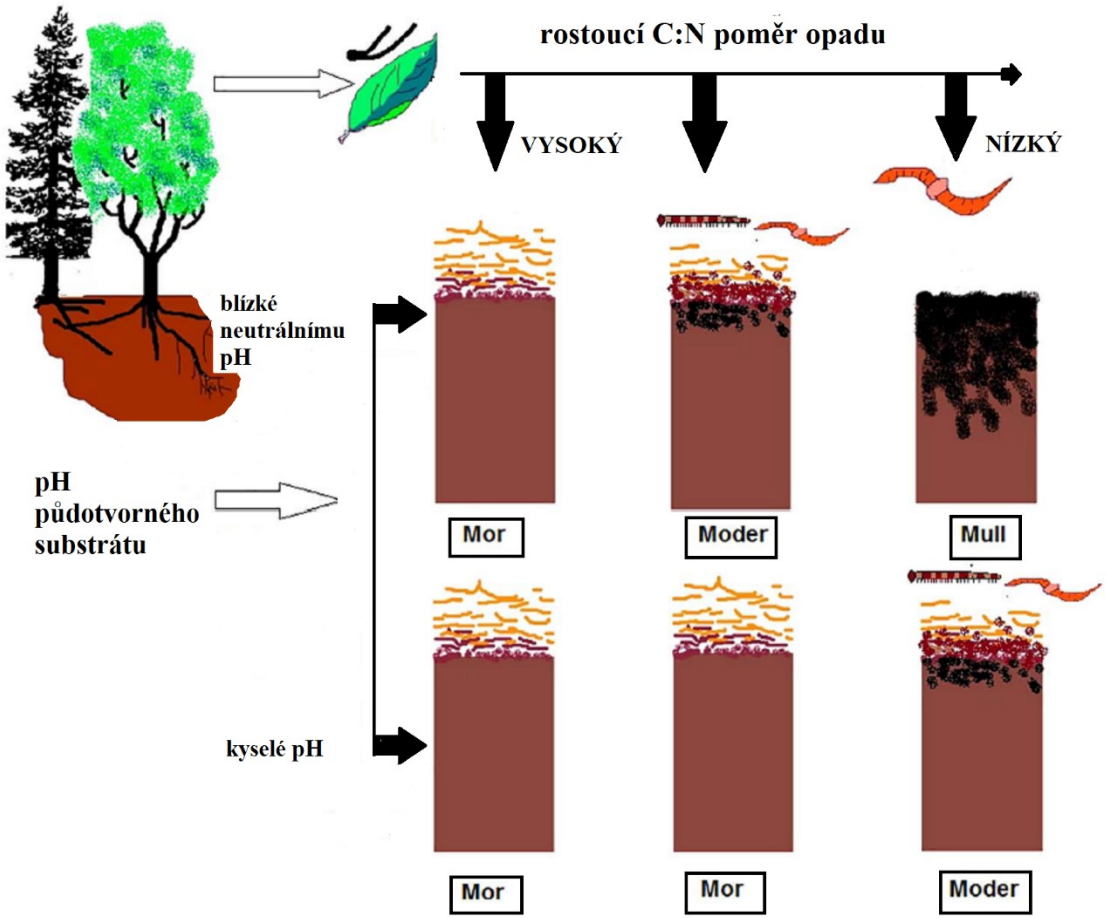
Humus můžeme dělit do tří hlavních forem, které v sobě zahrnují několik subforem. V této práci popíši pouze základní formy nadložního humusu, kterými jsou Mor, Mull a Moder. Pro Mor je typický pomalý rozklad, který vede ke značnému hromadění odumřelé organické hmoty na půdním povrchu (především drti). Tento typ se vyskytuje převážně v oblastech s nízkými průměrnými ročními teplotami a vysokou humiditou (např. autochtonní smrčiny vyšších poloh) (Rejšek a Vácha 2018 b) u kyselých, minerálně chudých půd s jehličnanovým opadem (Vráblíková a Vráblík 2008). Na rozkladu se zde podílí zejména mikroedafon a to především houby. Aktivita zooedafonu je značně omezena – většinou jsou zastoupeni chvostoskoci a roztoči. V humusovém typu Mor se od sebe dají snadno rozlišit horizonty L, F a H (Vráblíková a Vráblík 2008). Zásoby organické hmoty u půd s tímto typem humusu jsou obrovské. Materiál, který se zde hromadí, obsahuje až 90 % spalitelných látek (Rejšek a Vácha 2018 b).

Druhou formou humusu je Mull, jenž je charakteristický intenzivní transformací opadanky a mísením humifikovaného materiálu s minerální složkou půdy (Ponge 2003). S tímto typem humusu bychom se mohli setkat v oblastech mírného až teplého klimatu u travinných porostů (Ponge 2003) či u půd listnatých lesů, které jsou charakteristické dostatečnou vlhkostí a přísunem živin. Takovéto podmínky prostředí jsou schopné stimulovat činnost edafonu a tím podpořit (urychlit) rozklad. Půdy s tímto typem humusu se vyznačují ohromnou biomasou a biodiverzitou půdní fauny (Ponge 2003). Významná je zde především činnost žížal (Vráblíková a Vráblík 2008), která podporuje mísení organické hmoty s anorganickou půdní složkou (Pavlů 2018). Co se týče mikroedafonu, dominuje zde skupina bakterií (nad houbami) (Ponge 2003).

[22]Tři základní horizonty vrstvy nadložního humusu jsou identické s rozdělením organického půdního horizontu (O) (Rejšek a Vácha 2018 b, Pavlů 2018).

V letních měsících může být činnost edafonu natolik silná, že dochází k obnažení minerálního povrchu půdy (Vráblíková a Vráblík 2008). Za běžných podmínek zásoba organické hmoty na stanovištích s formou humusu Mull většinou nedosahuje 10 t sušiny na hektar – a to při podílu 30 % spalitelných látek (Rejšek a Vácha 2018 b).

Poslední základní formou humusu je Moder, který představuje jakýsi přechod mezi formou Mull a Mor. Většinou se vyskytuje u půd listnatých (Vráblíková a Vráblík 2008) či jehličnatých lesů s opadem chudým na živiny. Tyto půdy se vyznačují nízkým pH, obsahem těžkých kovů, a vysokými koncentracemi fenolů a terpenů, což vede ke značnému zpomalení rozkladu (Ponge 2003) a tvorbě mocné vrstvy nadložního humusu (Vráblíková a Vráblík 2008). Zmíněné podmínky půdního prostředí se odráží na složení edafonu. V mikroedafonu můžeme pozorovat převahu hub nad bakteriemi, která je způsobena kyselejší půdní reakcí. Oproti Mull je u Moder nižší biomasa i druhová rozmanitost mesofauny (Ponge 2003). Nejvíce jsou zde zastoupeni členovci, žížaly se vyskytují ojediněle (Vráblíková a Vráblík 2008). Podobně jako u Mull, i zde dochází k míchání organické složky s minerální vlivem aktivity zooedafonu (Vráblíková a Vráblík 2008). Na rozdíl od Moru, u formy Moder nejsme schopni od sebe rozlišit horizont L a F. Zásoba organické hmoty u půd s tímto typem humusu je většinou do 30 t sušiny na hektar, ovšem u jehličnatých porostů nižších poloh může být obsah sušiny větší (tento materiál obsahuje většinou 50 % spalitelných látek) (Rejšek a Vácha 2018 b).



Obr. 3 - Schéma znázorňující vztah mezi kvalitou opadu, pH půdotvorného substrátu, půdní faunou a formami nadložního humusu (podle Frouz 2018).

8.2. Vliv forem nadložního humusu na vlastnosti požáru

Formy nadložního humusu se podílejí na určení druhového složení nadzemní vegetace, tudíž i opadu (Frouz 2018). Jelikož opad slouží jako palivo (Dos Santos a Nelson 2013), mohou jeho vlastnosti hrát zásadní roli při vzniku a šíření požáru. Formy nadložního humusu také poukazují na to, jak efektivně (rychle) je rozkládána odumřelá organická hmota (Rejšek a Vácha 2018 b). Míra rozkladu opadu má zásadní dopad na akumulaci organické hmoty na půdním povrchu (Kurz et al. 2000), čímž ovlivňuje dostupnost paliva pro vznícení (Dos Santos a Nelson 2013). Ganteaume et al. (2011) uvádí, že s rostoucí mocností opadankové vrstvy (nerozloženého materiálu) se zvyšuje průměrná teplota spalování, maximální výška plamene a dochází k efektivnějšímu šíření požáru. Hromaděním odumřelé organické hmoty a pomalým rozkladem se vyznačují stanoviště s formou nadložního humusu Mor (Rejšek a Vácha 2018 b). Pro tyto stanoviště je zároveň charakteristický jehličnanový opad (Vráblíková a Vráblík 2008), který obsahuje vysoce hořlavé látky jako např. terpeny (Ormeño et al. 2009). Kyselost opadu a obsah sekundárních metabolitů (pryskyřice, flavonoidy, esenciální oleje) inhibuje rozklad

(Cornelissen et al. 2017) a dochází tak k silné akumulaci těchto látek (Ormeño et al. 2009). Pokud bychom porovnali vlastnosti požáru čistě jehličnanového opadu s opadem z listnatých stromů a se smíšeným opadem, můžeme pozorovat (navzdory větší prodlevě vzplanutí) nejvyšší intenzitu a nejdelší dobu hoření právě u jehličnanového opadu (Ganteaume et al. 2011).

Mohli bychom tedy předpokládat, že vzhledem ke zvýšené akumulaci primární organické hmoty a vysoce hořlavých látek (způsobené zpomaleným rozkladem), budou stanoviště s formou nadložního humusu Mor podporovat vznik požárů o značné intenzitě. Typ Mor je spojován s výskytem jehličnanových porostů (Vráblíková a Vráblík 2008). Ve studii Archibald et al. 2018 se uvádí, že právě pro boreální oblasti jsou typické požáry o vysoké intenzitě. Pro tyto oblasti jsou požáry velmi podstatné. Vzhledem ke zpomalenému rozkladu totiž představují hlavní hnací sílu v obnově uhlíku a dalších živin (Cornelissen 2017).

9. Inetrakce edafonu s požáry

Jak již bylo popsáno výše, požár má nepopiratelný dopad na půdu a organismy v ní žijící. Domnívám se, že vzhledem ke klíčové roli edafonu při rozkladu a humifikaci má činnost půdních organismů vliv na dostupnost paliva (organické půdní hmoty) a tím může ovlivnit vlastnosti požáru.

9.1. Popis edafonu

Půdní prostředí se vyznačuje obrovskou biodiverzitou (Pulleman et al. 2012). V pouhém 1 m^2 půdy můžeme najít až deset tisíc druhů půdních organismů (Abrantes 2019). Souhrn veškerých organismů trvale či dočasně žijících v půdě označujeme jako Edafon nebo také půdní biota (Rejšek a Vácha 2018 b). Edafon má zásadní vliv na řadu půdních funkcí a procesů, např. na rozklad organické hmoty, koloběh živin, regulaci škůdců a bioremediaci kontaminantů (Pulleman et al. 2012). Dále se podílí na tvorbě půdní struktury, regulaci hydrologického režimu půdy, sorpční schopnosti půdy a půdního pH (Pavlů 2018). Existuje mnoho způsobů, jak můžeme edafon rozdělit. Mezi základní klasifikace patří dělení na floru (fytoedafon) a faunu (zooedafon). Fytoedafon zahrnuje bakterie, aktinomycety, houby, řasy a sinice (Smolíková 1988, Pavlů 2018). Za zooedafon považujeme prvoky a různé živočichy (Rejšek a Vácha 2018 b). Dále si můžeme půdní biotu rozdělit dle velikosti na mikroedafon (menší než 0,2 mm), mesoedafon (od 0,2 do 10,4 mm) a makroedafon (větší než 10,4 mm) (Busse a DeBabo 2005).

Mikroedafon představuje skupinu nejmenších půdních organismů-mikroorganismů, do které patří bakterie, viry, archea, houby, řasy, sinice a prvoci (Pavlů 2018). Tato skupina hraje

naprosto zásadní roli při rozkladu organické hmoty, koloběhu živin a biodegradaci toxických látek, proto je někdy označována jako tzv. chemičtí inženýři (Pulleman et al. 2012). Zároveň se podílejí na tvorbě symbiotických vztahů s kořeny rostlin (Busse a DeBabo 2005). Nejvíce zastoupenou skupinou mikroedafonu jsou bakterie, které se značnou mírou podílejí na rozkladu organické hmoty, fixaci vzdušného dusíku a jeho přeměnám (nitrifikace, denitrifikaci), oxidaci sloučenin síry a tvorbě půdní struktury[23]. Bakterie rozkládají převážně jednodušší organické látky a celulózu. Výjimečné postavení zde mají tzv. Aktinobakterie, které jsou schopné rozkládat i komplexnější látky jakou je chitin či fonolycké látky (Pavlů 2018). Druhou nejpočetnější skupinou jsou houby jejichž hlavním významem pro půdu je rozklad složitějších organických látek a tvorba mykorhizních vztahů. Na rozdíl od bakterií houby preferují kyselejší pH a dominují tedy v lesních půdách (Smolíková 1988, Pavlů 2018). Zajímavé postavení v mikroedafonu mají prvoci, jelikož se živí bakteriemi a mikroflórou, čímž přímo ovlivňují aktivitu MO společenství. Zároveň uvolňují dostupné živiny, které byly vázány v buňkách či tělech jejich potravy (Pavlů 2018).

Druhou skupinou je mesoedafon. Ten zahrnuje drobné bezobratlé živočichy jako jsou hlístice, roztoči a chvostoskoci (Smolíková 1988, Pavlů 2018, Abrantes 2019). Jedná se o rozkladače (Abrantes 2019), predátory a herbivory, kteří přímo regulují dynamiku MO společenství. Proto je tato skupina někdy označována jako biologičtí kontroloři. Zároveň uvolňují živiny vázané na v buňkách MO (Pulleman et al. 2012) a ve zbytcích rostlinných tkání, čímž se podílejí na koloběhu živin (Smolíková 1988). Chvostoskoci a roztoči jsou jedny z nejpočetnějších zástupců edafonu, preferují však lesní půdy (Pavlů 2018). Jejich výskyt je typický pro vlhčí stanoviště s vysokým obsahem humusu (Smolíková 1988).

Poslední třídou je makroedafon, jenž zahrnuje organismy viditelné pouhým okem. Mezi jejich zástupce patří různí obratlovci (např. myši, králíci, ještěrky, hadi, žáby ad.) a bezobratlí (žížaly, hlemýždi, mravenci, termiti, stonožky, brouci, pavouci a další členovci) (Abrantes 2019). Tyto organismy do značné míry ovlivňují půdní profil tvorbou nejrůznějších chodeb, nor apod. Tato činnost se souhrnně označuje jako bioturbace (Petránek et al. 2016). Společně s formou nadložního humusu má bioturbace vliv na vlastnosti půdy jakožto substrátu, čímž ovlivňuje druhovou skladbu nadzemní vegetace (Frouz 2018). Makroedafon požírá opad (Frouz 2018) a zajišťuje transport povrchového organického materiálu do hlubších vrstev, jeho rozmělnění a chemické přeměny prostřednictvím trávení (Frouz 2018, Pavlů 2018, Abrantes 2019).

[23] Polysacharidové obaly bakterií působí jako tmel, který spojuje půdní částice do agregátů (Pavlů 2018).

Nejvýznamnějšími půdními živočichy jsou žížaly (Smolíková 1988, Abrantes 2019). V půdním prostředí mají hned několik podstatných úloh. Žížaly se značnou mírou podílejí na rozkladu primární organické půdní hmoty a vzniku humusu (Vrba a Huleš 2006). Požírají opad, rozmělňují ho a mísí s minerální částí půdy (Pavlů 2018). Zároveň půdu obohacují o své výměšky tzv. koprolity, jejichž význam je obrovský (Vrba a Huleš 2006). Jedná se o organominerální materiál, který se svým složením značně liší od okolní půdy (bývá obohacený o výměnný Ca, Mg, K, přístupný P a celkový N). Koprolity mají potenciál měnit okolní prostředí (změna pH, obsahu živin, zastoupení fenolů) a mohou tudíž ovlivnit aktivitu MO (Frouz 2018). Jelikož jsou tyto výměšky velmi stabilními agregáty, přispívají ke zlepšování půdní struktury. (Pavlů 2018). Žížaly mimo jiné podporují areaci a prosakování vody do půdy tvorbou chodeb (Vrba a Huleš 2006). Činnost žížal má značný dopad na fyzické vlastnosti půdy a dostupnost živin, čímž ovlivňuje habitat ostatních živočichů. Proto se tito bezobratlí řadí mezi tzv. ekologické inženýry (Pulleman et al. 2012, Ikeda et al. 2015). Do této skupiny patří i další zástupci makroedafonu, jako například mravenci či termiti (Pulleman et al. 2012). Existuje řada druhů žížal. Jen v ČR je známo kolem padesáti druhů těchto živočichů (Vrba a Huleš 2006). Některé obývají svrchní vrstvy půdy, jiné žijí hlouběji (v minerálních vrstvách) a některé se pohybují napříč půdním profilem (Busse a DeBabo 2005, Pavlů 2018). Obecně se žížaly vyskytují spíše v půdách s neutrálním až mírně alkalickým pH s dostatečnou půdní vlhkostí (15-30 %) (Pavlů 2018). Jsou velmi náchylné na změnu vlhkosti (García-Domínguez et al. 2010) a půdních teplot (teploty nad 30 °C půdy jsou pro ně již smrtelné) (Pavlů 2018).

9.2. Vliv činnosti edafonu na požár

Edafon se značně podílí na dekompozici organické hmoty (např. Pulleman et al. 2012, Frouz 2018, Pavlů 2018) a tvorbě nadložního humusu (Smolíková 1988). Např. činnost žížal je spojována s humusem typu Mull, který je typický rychlým rozkladem opadu (Vráblíková a Vráblík 2008). Již víme, že míra rozkladu organické hmoty určí, jak moc se bude na půdním povrchu akumulovat nerozložený či částečně rozložený organický materiál (Kurz et al. 2000), který slouží jako palivo (Dos Santos a Nelson 2013). Dekompozice má zároveň vliv na hořlavost paliva (Zhao et al. 2014, Cornelissen et al. 2017). Vlivem rozkladu totiž dochází ke změně struktury spočívající ve vzniku pórů a snížení hustoty materiálu, což podpoří cirkulaci vzduchu. Částečně rozložený materiál tak podporuje vzplanutí a šíření požáru (Zhao et al. 2014).

Mohli bychom tedy předpokládat, že činnost edafonu bude mít vliv na dostupnost a kvalitu paliva, což se projeví na vlastnostech požáru.

10. Závěr

Z výše uvedených informací vyplývá, že požár je bezpochyby schopen ovlivnit půdní prostředí. Do jaké míry jsou způsobené změny závažné, záleží na vlastnostech požáru. Následky požáru bývají patrné pouze v několika centimetrech půdního profilu, a tak by se mohlo zdát, že pro půdu nebudou mít podstatný význam. Avšak právě tyto vrstvy půdy jsou stanovištěm pro velkou část půdního edafonu, který má klíčovou roli v řadě půdních funkcí a procesů.

O tom, jak půdní prostředí působí na vlastnosti požáru, zatím neexistuje mnoho poznatků. Z mé práce vyplývá, že palivo zásadně ovlivňuje vlastnosti požáru. Vzhledem k tomu, že půda představuje substrát pro rostliny, jež poskytují palivo prostřednictvím živé či odumřelé biomasy, může mít podíl na určení vlastností požáru. Na půdní prostředí je zároveň vázána dekompozice odumřelé hmoty, která snižuje akumulaci organického materiálu na půdním povrchu a tím i množství dostupného paliva pro vzplanutí. Míra rozkladu a zastoupení organické hmoty v půdě jsou popsány v rámci forem nadložního humusu. Daná forma nadložního humusu se tedy může projevit na vlastnostech požáru. Tuto myšlenku, i když ne přímo, podporují některé výše uvedené studie (např. Ormeño et al. 2009, Ganteaume et al. 2011, Dos Santos a Nelson 2013)

Přesto, že jsem nedohledala zdroje, které by přímo potvrdily, že činnost půdních organismů má dopad na četnost výskytu a vlastnosti požáru, z uvedeného textu vyplývá možnost, že edafon odstraňováním opadu z povrchu půdy, tedy mírou akumulace organické hmoty ovlivňuje výskyt požárů. Proto by bylo vhodné se touto myšlenkou dále zabývat a danou hypotézu ověřit.

11. Seznam citované literatury

Abram N. J., Henley B.J., Gupta S. A., Lippmann T. J., Clarke H., Dowdy A. J. et al., 2021, *Connections of climate change and variability to large and extreme forest fires in southeast Australia*. Communications Earth & Environment. Vol. 2. No. 8. pp. 1-17 dostupné na: https://doi.org/10.1038/s43247-020-00065-8

Abrantes N., 2019, Meso and Macrofauna. In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds), *Fire Effects on Soil Properties*. CSIRO PUBLISHING. pp. 175-184. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=2023458&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Alexis M. A., Rasse D. P., Rumpel C., Bardoux G., Pe´chot N., Schmalzer P. et al., 2007, *Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ekosystem.* Biogeochemistry. Vol. 82. pp. 201-216. dostupné na: https://doi.org/10.1007/s10533-006-9063-1

Arcenegui V., Jiménez-Morillo N. T., Jiménez-Pinilla P., 2019, *Soil water repellency*. In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds), *Fire Effects on Soil Properties*. CSIRO PUBLISHING. pp. 81-88. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=2023458&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Archibald S., Lehmann C. E. R., Gómez-Dans J. L., Bradstock R. A., 2013, *Defining pyromes and global fire regimes*, National Academy of Sciences, Vol. 110, No. 16. pp. 6442-6447. dostupné na: https://doi.org/10.1073/pnas.1211466110

Bååth E., Frostegård Å., Pennanen T., Fritze H., 1995, *Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils.* Soil Biology and Biochemistry. Vol. 27. No. 2. pp. 229-240. dostupné na: https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00140-V

Badía D., López-García S., Martí C., Ortíz-Perpiñá O., Girona-García A., Casanova-Gascón J., 2017, *Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content*. Science of The Total Environment. Vol. 601-602. pp. 1119-1128. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.254

Badía D., Martí C., 2019, *Texture, mineralogy and structure*. In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds), *Fire Effects on Soil Properties*. CSIRO PUBLISHING. pp. 69-80. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=2023458&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Bakkali F., Averbeck S., Averbeck D., Idaomar M., 2008, *Biological effects of essential oils – A review*. Food and Chemical Toxicology. Vol. 46. No. 2. pp. 446-475. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.fct.2007.09.106

Balser T., Firestone M., 2005, *Linking microbial community composition and soil processes in a California annual grassland and mixed-conifer forest*. Biogeochemistry. Vol. 73. pp. 395-415. dostupné na: https://doi.org/10.1007/s10533-004-0372-y

Bar M., Alagirusamy R., Das A., 2015, *Flame retardant polymer composites*. Fibers and Polymers. Vol. 16. No. 4. pp. 705-717. dostupné na: https://doi.org/10.1007/s12221-015-0705-6

Beerling D., 2007, *The emerald planet: how plants changed Earth's history*. Oxford University Press. Dostupné na:

http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=cat04374a&AN=kup.000889009&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Benešová M., Hamplová H., Knotová K., Lefnerová P., Sáčková I., Strapová H., 2003, *Odmaturuj z bioloogie*, Brno: DIDAKTIS, ISBN: 978-80-86285-67-2

Berčák R., Holuša J., Lukášová K., Hanuška Z., Agh P., Vaněk J. et al., 2018, *Lesní požáry v České republice – charakteristika, prevence a hlášení: review*. Zprávy lesnického výzkumu. Vol. 63. No. 3. pp. 184-194. dostupné na: https://www.vulhm.cz/files/uploads/2019/02/533.pdf

Berna F., Goldberg P., Horwitz L. K., Brink J., Holt S., Bamford M. et al., 2012, *Microstratigraphic evidence of in situ fire in the Acheulean strata of Wonderwerk Cave. Northern Cape province, South Africa*, National Academy of Sciences. dostupné na: https://www.pnas.org/content/109/20/E1215

Bird M. I., Veenendaal E. M., Moyo C., Lloyd J., Frost P., 2000, *Effect of fire and soil texture on soil carbon in a sub-humid savanna (Matopos, Zimbabwe)*. Geoderma. Vol. 94. No. 1. pp. 71-90. dostupné na: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00084-1

Bond W. J., 2019, *Fire and open ecosystems*. In: Bond W. J. (eds), *Open Ecosystems: ecology and evolution beyond the forest edge.* Oxford University Press. pp. 97-120. dostupné na: https://oxford.universitypressscholarship.com/view/10.1093/oso/9780198812456.001.0001/oso-9780198812456-chapter-7.

Braniš M., Hůnová I., 2016, *Atmosféra a klima: aktuální otázky ochrany ovzduší*. Praha: Charles University in Prague. Karolinum Press. dostupné na: https://ebookcentral.proquest.com/lib/cuni/detail.action?docID=4751500

Brown J. K., 2000, *Chapter 1: Introduction and Fire Regimes*. In: Brown J. K., Smith J. K. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*. Forest Service of the U.S. Department of Agriculture. Rocky Mountain Research Station. pp. 1-5. dostupné na: https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V2

Brown K. S., Marean C. W., Herries A. I. R., Jacobs Z., Tribolo C., Braun D. et al., 2009, *Fire As an Engineering Tool of Early Modern Humans*. American Association for the Advancement of Science. dostupné na: doi:10.1126/science.1175028

Brown N. A. C., van Staden J., Daws M. I., Johnson T., 2003, *Patterns in the seed germination response to smoke in plants from the Cape Floristic Region, South Africa*. South African Journal of Botany. Vol. 69. No. 4. pp. 514-525. dostupné na: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0254629915302891

Busse M. D., DeBano L. F., 2005, *Chapter 4: Soil Biology*. In: Neary D. G., DeBano L. F., Ryan K. C. (eds), *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Forest Service of the US Department of Agriculture-General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. Rocky Mountain Research Station. pp. 73-91. dostupné na: https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V4

Ciais P., Sabine C., Bala G., Bopp L., Brovkin V., Canadell J. et al., 2013, *Carbon and Other Biogeochemical Cycles*. In: Stocker T. F., Qin D., Plattner G. K. Tignor M, Allen S. K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P. M. (eds), *Cli-mate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press. Cambridge. United Kingdom and New York, NY, US. pp. 476-544, dostupné na: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter06_FINAL.pdf

Cochrane M. A., Ryan K. C., 2009, *Fire and fire ekology: Concepts and principles*. In: Cochrane M. A., *Tropical fire ecology: Climate change, land use, and ecosystem dynamics*. Springer Praxis Books.

Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 24-62. dostupné na: https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2009_cochrane_m001.pdf

Cornelissen J. H. C., Grootemaat S., Verheijen L. M., Cornwell W. K., van Bodegom P. M., van der Wal R. et al., 2017, *Are litter decomposition and fire linked through plant species traits?* New Phytol. Vol. 216. pp. 653-669. dostupné na: https://doi.org/10.1111/nph.14766

Costes Lucie, Laoutid F., Brohez S., Dubois P., 2017, *Bio-based flame retardants: When nature meets fire protection*. Materials Science and Engineering: R: Reports. Vol. 117. pp 1-25. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.mser.2017.04.001

Cyr D., Gauthier S., Boulanger Y., Bergeron Y., 2016, *Quantifying Fire Cycle from Dendroecological Records Using Survival Analyses*. Forests. Vol. 7. No. 7. pp. 1-21. dostupné na: https://doi.org/10.3390/f7070131

Darcy J. L., Schmidt S. K., Knelman J. E., Cleveland C. C., Castle S. C., Nemergut D. R., 2018, *Phosphorus, not nitrogen, limits plants and microbial primary producers following glacial retreat*. Science Advances. Vol. 4. No. 5. eaaq0942. pp. 1-7. dostupné na: https://advances.sciencemag.org/content/4/5/eaaq0942

DeBano L. F., 1991, *The effect of fire on soil properties*. In: Harvey A. E., Neuenschwander L. F. (eds), *Proceedings-Management and Productivity of Westesn-Montane Forrest Soils*. Forest Service of the U.S. Department of Agriculture-General Technical Report INT-280. Intermountain Research Station. pp. 151-156. dostupné na: https://www.fs.fed.us/rm/pubs_int/int_gtr280.pdf

DeBano L. F., Neary D. G., Ffolliott P. F., 2005, *Chapter 2: Soil Physical Properties*. In: Neary D. G., DeBano L. F., Ryan K. C. (eds), *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Forest Service of the US Department of Agriculture-General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. Rocky Mountain Research Station. pp. 29-51. dostupné na: https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V4

Dennis E. I., Usoroh A. D., Essien R. A., 2013, *Soil properties dynamics induced by passage of fire during agriculture burning.* Russian Journal of Agricultural and Socio-Economic Sciences. Vol. 5. No. 17. pp. 20-30. dostupné na: http://rjoas.com/issue-2013-05/article_04.pdf

Dickinson M. B., Johanson E. A., 2001, Fire Effect on Trees. In: In: Johanson E. A., Miyanshi K. (eds), *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects*. Academic Press. San Diego. Calif. pp. 477-521. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=205476&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Dimitrakopoulos A., Papaioannou K. K., 2001, *Flammability Assessment of Mediterranean Forest Fuels*. Fire Technology. Vol. 37. pp. 143-152. dostupné na: https://doi.org/10.1023/A:1011641601076

Dos Santos A. R., Nelson B. W., 2013, *Leaf Decomposition and Fine Fuels in Floodplain Forests of the Rio Negro in the Brazilian Amazon*. Journal of Tropical Ecology. Vol. 29. No. 5. pp. 455-458. dostupné na: www.jstor.org/stable/43831672.

Dudareva N., Klempien A., Muhlemann J. K., Kaplan I., 2013, *Biosynthesis, function and metabolic engineering of plant volatile organic compounds*. New Phytologist, Vol. 198. No. 1. pp. 16-32. dostupné na: https://doi.org/10.1111/nph.12145

Ferreira A. J. D., Leitão I. A., Boulet A. K., Ferreira C. S. S., 2019, *Nutrient processes.* In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds), *Fire Effects on Soil Properties*. CSIRO PUBLISHING. pp.129-142. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=2023458&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Fowler C.T., Welch J. R., 2018, *Fire Otherwise: Ethnobiology of Burning for a Changing World*. Salt Lake City: University of Utah Press. pp. 1-19. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=1918851&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Frouz J., 2018, *Effects of soil macro- and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization*. Geoderma. Vol. 332. pp. 161-172. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.039

Ganteaume A., Jappiot M., Lampin-Maillet C., Curt T., Borgniet L., 2011, *Effects of vegetation type and fire regime on flammability of undisturbed litter in Southeastern France*. Forest Ecology and Management. Vol. 261. No. 12. pp. 2223-2231. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.046

García-Domínguez C., Arévalo J.R., Calvo L., 2010, *Short-term effects of low-intensity prescribed fire on ground-dwelling invertebrates in a Canarian pine forest.* Forest Systems. Vol. 19. No. 1. pp. 112-120. dostupné na: https://www.researchgate.net/publication/266049636

Halofsky J. E., Peterson D. L., Harvey B. J., 2020, *Changing wildfire, changing forests: the effects of climate change on fire regimes and vegetation in the Pacific Northwest, USA*. Fire Ecology. Vol. 16. No. 4. pp. 1-26. dostupné na: https://doi.org/10.1186/s42408-019-0062-8

Hamilton D., Levandovsky E., Hamilton N., 2020, *Mapping Burn Extent of Large Wildland Fires from Satellite Imagery Using Machine Learning Trained from Localized Hyperspatial Imagery*. Remote Sensing. Vol. 12. No. 24. pp. 1-19. https://doi.org/10.3390/rs12244097

Hamman S. T., Burke I. C., Stromberger M. E., 2007, *Relationships between microbial community structure and soil environmental conditions in a recently burned systém*. Soil Biology and Biochemistry. Vol. 39. No.7. pp. 1703-1711. dostupné na: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003807170700048X

He T., Pausas J. G., Belcher C. M., Schwilk D. W., Lamont B. B., 2012, *Fire-adapted traits of Pinus arose in the fiery Cretaceous*. New Phytologist. Vol. 194. pp. 751-759. dostupné na: https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.0407s9.x

Hofman G., Van Cleemput O., 2004, *Soil and Plant Nitrogen*. International Fertilizer Industry Association. Paris, France. dostupné na: https://www.researchgate.net/publication/265247400_Soil_and_Plant_Nitrogen

Hull T. R., Witkowski A., Hollingbery L., 2011, *Fire retardant action of mineral fillers.* Polymer Degradation and Stability. Vol. 96. No. 8. pp. 1462-1469. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2011.05.006

Ikeda H., Callaham M. A., O'Brien J. J., Hornsby B. S., Wenk E. S., 2015*, Can the invasive earthworm, Amynthas agrestis, be controlled with prescribed fire?* Soil Biology and Biochemistry. Vol. 82. pp. 21-27. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.12.011

Jensen S. E., McPherson G. R., 2008, *Living with Fire: Fire Ecology and Policy for the Twenty-first Century*. Berkeley: University of California Press. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=e000xww&AN=246025&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Jiménez-Esquilín A. E., Stromberger M. E., Shepperd W. D., 2008, *Soil Scarification and Wildfire Interactions and Effects on Microbial Communities and Carbon*. Soil Science Society of American Journal. Vol. 72. No.1. pp. 111-118. dostupné na: https://www.fs.fed.us/rm/pubs_exp_forests/manitou/rmrs_2008_jimenez_a001.pdf

Jiménez-Morillo N. T., Almendros G., De la Rosa J. M., Jordán A., Zavala L. M., Granged A. J. P. et al., 2020, *Effect of a wildfire and of post-fire restoration actions in the organic matter structure in soil fractions.* Science of The Total Environment. Vol. 728. e138715. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138715

Keeley J. E., 2009, *Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage*. International Journal of Wildland Fire. Vol. 18. No. 1. pp. 116-126. dostupné na: https://www.researchgate.net/publication/228638145_Fire_intensity_fire_severity_and_burn_severity_A_brief_review_and_suggested_usage/citations

Keeley J. E., 2009, *Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage.* International Journal of Wildland Fire. Vol. 18. No. 1. pp. 116-126. dostupné na: https://doi.org/10.1071/WF07049

Keeley J. E., Pausas J. G., Rundel P. W., Bond W. J., Bradstock R. A., 2011, *Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits*. Trends in Plant Science. Vol. 16. No. 8. pp. 406-411. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002

Kirkby E., 2012, *Introduction, Definition and Classification of Nutrients.* In: Marschner P. (eds), *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants (Third Edition).* Amsterdam: Academic Press. pp. 3-5. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=453799&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Knicker H., 2007, *How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review*. Biogeochemistry. Vol. 85. pp. 91-118. dostupné na: https://doi.org/10.1007/s10533-007-9104-4

Knicker H., González-Vila F. J., Polvillo O., González J.A., Almendros G., 2005, *Fire-induced transformation of C– and N– forms in different organic soil fractions from a Dystric Cambisol under a Mediterranean pine forest (Pinus pinaster).* Soil Biology and Biochemistry. Vol. 37. No. 4. pp. 701-718. dostupné na: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071704003773

Knoepp J. D., DeBano L. F., Neary D. G., 2005, *Chapter 3: Soil Chemistry*. In: Neary D. G., DeBano L. F., Ryan K. C. (eds), *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Forest Service of the US Department of Agriculture-General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. Rocky Mountain Research Station. pp. 53-71. dostupné na: https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V4

Kolář F., Matějů J., Lučanová M., Chlumská Z., Černá K., Prach J., Baláž V., Falteisek L., 2012, *Ochrana přírody u pohledu biologa, Proč a jak chránit českou přírodu*, nakladatelství Dokořán s.r.o., Praha 5, ISBN 978-80-7363-414-8

Küçük Ö., Aktepe N., 2017, *Effect of phenolic compounds on the flammability in forest fires.* International Journal of Engineering Sciences & Research Technology. Vol. 6. No. 4. pp. 320-327. dostupné na: https://www.researchgate.net/publication/321376711_EFFECT_OF_PHENOLIC_COMPOUNDS_ON_THE_FLAMMABILITY_IN_FOREST_FIRES

Kurz C., Coûteaux M.-M., Thiéry J., 2000, *Residence time and decomposition rate of Pinus pinaster needles in a forest floor from direct field measurements under a Mediterranean climate*. Soil Biology & Biochemistry. Vol. 32. No. 8-9. pp. 1197-1206. dostupné na: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00036-5

Lakshmanan, C. M., Hoelscher H. E., 1970, *Production of Levoglucosan by Pyrolysis of Carbohydrates. Pyrolysis in Hot Inert Gas Stream.* Industrial & Engineering Chemistry, Product Research and Development. Vol. 9. No. 1. pp. 57-59. dostupné na: https://doi.org/10.1021/i360033a011

Lamont B. B., He T., Yan Z., 2019, *Evolutionary history of fire-stimulated resprouting, flowering, seed release and germination*. Biological Reviews. Vol. 94. No. 3. pp. 903-928, dostupné na: https://doi.org/10.1111/brv.12483

Lasslop G., Coppola A. I., Voulgarakis A., Yue Ch., Veraverbeke S., 2019, *Influence of Fire on the Carbon Cycle and Climate*. Current Climate Change Reports. Vol. 5. pp. 112-123. dostupné na: https://doi.org/10.1007/s40641-019-00128-9

Levine J. S., 2003, *4.05 - Biomass Burning: The Cycling of Gases and Particulates from the Biosphere to the Atmosphere.* In: Heinrich D. Holland, Karl K. Turekian (eds), *Treatise on Geochemistry*. Pergamon. pp. 143-158, dostupné na: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B0080437516041438

Levine J.S., 2000*, Global Biomass Burning: A Case Study of the Gaseous and Particulate Emissions Released to the Atmosphere During the 1997 Fires in Kalimantan and Sumatra*, *Indonesia*. In: Innes J.L., Beniston M., Verstraete M.M. (eds), *Biomass Burning and Its Inter-Relationships with the Climate System*. Advances in Global Change Research. Vol 3. Springer, Dordrecht. pp. 15-31. dostupné na: https://doi.org/10.1007/0-306-47959-1_2

Liodakis S., Katsigiannis G, Lymperopoulou T., 2007, *Ash properties of Pinus halepensis needles treated with diammonium phosphate*. Thermochimica Acta. Vol. 453. No. 2. pp. 136-146. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.tca.2006.11.022

Liodakis S., Katsigiannis G., Kakali G., 2005, *Ash properties of some dominant Greek forest species*. Thermochimica Acta, Vol. 437. No. 1-2. pp. 158-167. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.tca.2005.06.041

Lobert J. M., Warnatz J., 1993, *Emissions From the Combustion Process in Vegetation*. In: Crutzen P. J., Goldammer J.G. (eds), *Fire in the Environment: The Ecological, Climatic, and Atmospheric Chemical Importance of Vegetation Fires.* John Wiley & Sons Ltd. Chichester. pp. 15-37. dostupné na: http://jurgenlobert.net/papers_data/Lobert.Warnatz.Wiley.1993.pdf

Lugassi R., Ben-Dor E., Eshel G., 2014, *Reflectance spectroscopy of soils post-heating—Assessing thermal alterations in soil minerals*. Geoderma. Vol. 213. pp. 268-279. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.014

Marco A. Galang, Daniel Markewitz, Lawrence A. Morris, 2010, *Soil phosphorus transformations under forest burning and laboratory heat treatments*. Geoderma. Vol. 155. No. 3-4. pp. 401-408. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.026

McAllister S., 2019, *The Role of Fuel Bed Geometry and Wind on the Burning Rate of Porous Fuels*. Frontiers in Mechanical Engineering. Vol. 5. pp. 1-9. dostupné na: https://doi.org/10.3389/fmech.2019.00011

McBride J. R., 1983, *Analysis of tree rings and sire scars to establish fire history*. Tree-Ring Society, Tree-Ring Bulletin. Vol. 43. pp. 51-67. dostupné na: https://repository.arizona.edu/handle/10150/261216

McLauchlan K. K., Higuera P. E., Miesel J., Rogers B. M., Schweitzer J., Shuman J. K. et al., 2020, *Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers.* Journal of Ecology. Vol. 108. pp. 2047-2069. dostpné na: https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403

McMurry J., 2015, *Organická chemie*. V Brně: Vysoké učení technické v Brně, nakladatelství VUTIUM, 2015. Překlady vysokoškolských učebnic. ISBN 978-80-214-4769-1

Miranda A. I., Coutinho M., Borrego C., 1994, *Forest fire emissions in Portugal: A contribution to global warming?* Environmental Pollution. Vol. 83. No. 1-2. pp. 121-123. dostupné na: https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90029-9.

Muindi E., 2019, *Understanding Soil Phosphorus*. International Journal of Plant & Soil Science. Vol. 31. No 2. pp. 1-18. dostupné na: https://doi.org/10.9734/ijpss/2019/v31i230208

Nardoto G. B., da Cunha Bustamante M. M., 2003, *Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil*. Pesquisa Agropecuaria Brasileira.Vol. 38. No. 8. pp. 955-962. dostupné na: https://www.semanticscholar.org/paper/Effects-of-fire-on-soil-nitrogen-dynamics-and-in-of-Nardoto-Bustamante/4e09389026aa5cd732356d7e5cbcdba2536aa671

Neary D. G., Ffolliott, 2005, *Part B—The Water Resource: Its Importance, Characteristics, and General Responses to Fire*. In: Neary D. G., DeBano L. F., Ryan K. C. (eds), *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Forest Service of the US Department of Agriculture-General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. Rocky Mountain Research Station. pp. 53-71. dostupné na: https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V4

Neary D. G., Ryan K. C., DeBano L. F., Landsberg J. D., Brown J. K., 2005, *Chapter 1: Introduction*. In: Neary D. G., DeBano L. F., Ryan K. C. (eds), *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Forest Service of the US Department of Agriculture-General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. Rocky Mountain Research Station. pp. 1-17. dostupné na: https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V4

Neumann F.G., Tolhurst, K., 1991, *Effects of fuel reduction burning on epigeal arthropods and earthworms in dry sclerophyll eucalypt forest of west-central Victoria*. Australian Journal of Ecology. Vol. 16. pp. 315-330. dostupné na: https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1991.tb01060.x

Norouzi M., Ramezanpour H., 2013., *EFFECT OF FIRE ON SOIL NUTRIENT AVAILABILITY IN FORESTES OF GUILAN, NORTH OF IRAN*. Carpathian journal of earth and environmental sciences. Vol. 8. No. 1. pp. 157-170. dostupné na: https://www.researchgate.net/publication/257640726_EFFECT_OF_FIRE_ON_SOIL_NUTRIENT_AVAILABILITY_IN_FORESTES_OF_GUILAN_NORTH_OF_IRAN

Norum R. A., Miller M., 1984, *Measuring fuel moisture content in Alaska: standard methods and procedures*. Forest Service of the U.S. Department of Agriculture-General Technical Report PNW-GTR-171. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. pp 1-34. dostupné na: https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-171

Noss R. F., 2018, *Fire Ecology of Florida and the Southeastern Coastal Plain*. Gainesville: University Press of Florida. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=1628603&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Novotná D., 2001, *Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny*. Praha: MŽP ve spolupráci s ENIGMA s. r. o., ISBN 80-7212-192-8

Ormeño E., Céspedes B., Sánchez I. A., Velasco-García A., Moreno J. M., Fernandez C. et al., 2009, *The relationship between terpenes and flammability of leaf litter.* Forest Ecology and Management, Vol. 257. No. 2. pp. 471-482. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.019

Owens M. K., Lin C-D., C. A. Taylor, Jr., Whisenant S. G., 1998, *Seasonal Patterns of Plant Flammability and Monoterpenoid Content in Juniperus ashei*. Journal of Chemical Ecology.Vol. 24, No. 12. pp. 2115-2129. dostupné na: https://doi.org/10.1023/A:1020793811615

Page-Dumroese D., Jurgensen M.F., Harvey A. E., 2003, *Fire and fire-suppression impacts on forest-soil carbon [Chapter 13]*. In: Kimble J. M., Heath, L. S., Birdsey, R. A., Lal, R. (eds), *The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. CRC Press. pp. 201-210. dostupné na: https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/43443

Paresons A., Robichaud P., Lewis S., Napper C., Clark J., Jain T., 2010, *Field guide for mapping post-fire soil burn severity*. Forest Service of the U.S. Department of Agriculture-General Technical Report RMRS-GTR. Rocky Mountain Research Station. pp. 1-61. dostupné na: https://www.researchgate.net/publication/255619704_Field_Guide_for_Mapping_Post-fire_Soil_Burn_Severity/figures?lo=1

Parsons A., Robichaud P. R., Lewis S. A., Napper C., Clark J., 2010, *Fieldguide for mapping post-fire soil burn severity*. Forest Service of the US Department of Agriculture-General Technical Report RMRS-GTR-243. Rocky Mountain Research Station. Fort Collins. pp. 1-49. dostupné na: https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/36236

Paulo Pereira, Brevik E., Bogunovic I., Estebaranz-Sánchez F., 2019, *Ash and soils: a close relationship in fire-affected areas*. In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds), *Fire Effects on Soil Properties*. CSIRO PUBLISHING. pp. 39-68. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=2023458&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Pausas J. G., Alessio G. A., Moreira B., Segarra-Moragues J. G., 2016, *Secondary compounds enhance flammability in a Mediterranean plant*. Oecologia. Vol. 180, No. 1. pp. 103-110. dostupné na: https://doi.org/10.1007/s00442-015-3454-8

Pausas J. G., Fernández-Muñoz S., 2012, *Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime*. Climatic Change. Vol. 110. pp. 215-226. dostupné na: https://doi.org/10.1007/s10584-011-0060-6

Pausas J. G., Keeley J. E., 2009, *A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life.* BioScience. Vol. 59. No. 7. pp. 593-601. dostupné na: https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10

Pausas J. G., Keeley J. E., 2019, *Wildfires as an ecosystem service*. Front Ecol Environ. Vol. 17. No. 5. pp. 289-295. dostupné na: https://doi.org/10.1002/fee.2044

Pavlová L., 2005, *Fyziologie rostlin*. Praha: Nakladatelství Karolinum, ISBN 80-246-0985-1

Pavlů L., 2018, *Základy pedologie a ochrany půdy*. Skriptum ČZU Praha. pp. 43-50. ISBN 978-80-213-2876-1

Pereira P., Úbeda X., Francos M., 2019, *Laboratory fire simulations: plant litter and soils*. In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds), *Fire Effects on Soil Properties*. CSIRO PUBLISHING. pp. 15-38. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=2023458&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Petránek J., Březina J., Břízová E., Cháb J., Loun J., Zelenka P., 2016, *Encyklopedie geologie.* Praha: Česká geologická služba. ISBN 978-80-7075-901-1

Pietikäinen J., Pettersson M., Bååth E., 2005, *Comparison of temperature effects on soil respiration and bacterial and fungal growth rates*. *FEMS Microbiology Ecology*. Vol. 52. NO. 1. pp. 49-58.dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.femsec.2004.10.002

Plucinski M. P., Anderson W. R., 2008, *Laboratory determination of factors influencing successful point ignition in the litter layer of shrubland vegetation*. International Journal of Wildland Fire. Vol. 17. No. 5. pp. 628-637. dostupné na: https://doi.org/10.1071/WF07046

Polanecký K., Koželouh J., Rovenský J., 2020, ÚTLUM UHLÍ: KDO VYPÍNÁ PRVNÍ? Pořadí odstavování uhelných elektráren dle kritéria Uhelné komise. Hnutí DUHA a Greenpeace. Dostupné na: https://www.hnutiduha.cz/publikace/utlum-uhli-kdo-vypina-prvni

Ponge J.-F., 2003, *Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity*. Soil Biology and Biochemistry. Vol. 35. No. 7. pp. 935-945. dostupné na: https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00149-4

Post W. M., Emanuel W. R., Zinke P. J., Stangenberger A. G., 1982, *Soil carbon pools and world life zones*. Nature. Vol. 298. pp. 156-159. dostupné na: https://doi.org/10.1038/298156a0

Power M. E., 1992, *Top-Down and Bottom-Up Forces in Food Webs: Do Plants Have Primacy*. Ecology. Vol. 73. No. 3. pp. 733-746. dostupné na: www.jstor.org/stable/1940153. Accessed 10 July 2021.

Pulleman M., Creamer R., Hamer U., Helder J., Pelosi C., Pérès G. Et al., 2012, *Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services–an overview of European approaches*. Current Opinion in Environmental Sustainability. Vol. 4. No. 5. pp. 529-538. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.009

Quintana J. R., Cala V., Moreno A. M., Parra J. G., 2007, *Effect of heating on mineral components of the soil organic horizon from a Spanish juniper (Juniperus thurifera L.) woodland.* Journal of Arid Environments.Vol. 71. No. 1. pp. 45-56. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.03.002

Ralph M. Nelson, 2001, *Water Relations of Forest Fuels*. In: Johanson E. A., Miyanshi K. (eds), *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects*. Academic Press. San Diego. Calif. pp. 79-149. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=205476&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Rejšek K., 2018, *Půda a rostlina*. In: Rejšek K., Vácha R. (eds), *Nauka o půdě*. Agriprint s.r.o. Olomouc. pp. 294-340. ISBN: 978-80-87091-82-1

Rejšek K., Vácha R., 2018 a, *Fyzikální pohled na půdu*. In: Rejšek K., Vácha R. (eds), *Nauka o půdě*. Agriprint s.r.o. Olomouc. pp. 80-128. ISBN: 978-80-87091-82-1

Rejšek K., Vácha R., 2018 b, *Biologický pohled na půdu*. In: Rejšek K., Vácha R. (eds), *Nauka o půdě*. Agriprint s.r.o. Olomouc. pp. 180-211. ISBN: 978-80-87091-82-1

Rodrigues E. L., Jacobi C. M., Figueira J. E. C., 2019, *Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach.* Science of The Total Environment. Vol. 651, No. 1. pp.1261-1271. dostupné na: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718337409

Rossi J. L., Chatelon F. J., T. Marcelli, 2019, *Fire Intensity*. In: Manzello S. (eds), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. Springer, Cham. dostupné na: https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_51-1

Saa A., Trasar-Cepeda M.C., Gil-Sotres F., Carballas T., 1993, *Changes in soil phosphorus and acid phosphatase activity immediately following forest fires*. Soil Biology and Biochemistry. Vol. 25. No. 9. pp. 1223-1230. dostupné na: https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90218-Z

Santín C., Doerr S., 2019, *Carbon*. In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds), *Fire Effects on Soil Properties*. CSIRO PUBLISHING. pp. 115-129. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=2023458&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Schopf W. J., 2011, *The paleobiological record of photosynthesis*. Photosynth Res. Vol. 107. pp. 87-101. dostupné na: https://doi.org/10.1007/s11120-010-9577-1

Schwilk, D. W., Caprio, A. C., 2011, *Scaling from leaf traits to fire behaviour: community composition predicts fire severity in a temperate forest*. Journal of Ecology. Vol. 99. No. 4. pp. 970-980. dostupné na: https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01828.x

Skinner C. N., Chang C., 1996, *Fire regimes, past and present*. In: Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress. Vol. II. Assessments and Scientific Basis for Management Options. Wildland Resources Center Report No. 37. Centers for Water and Wildland Resources, University of California, Davis.: 1041-1069, dostupné na: https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/36570

Smith N. R., Kishchuk B. E., Mohn W. W., 2008, *Effects of Wildfire and Harvest Disturbances on Forest Soil Bacterial Communities.* Appllied and Environmental Microbiology. Vol. 74. No.1. pp. 216-224. dostupné na: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2223229/

Smolíková L., 1988, *Pedologie I. Státní pedagogické nakladatelství, n. p., Praha 1*

Stock W. D., Lewis O. A. M., 1986, *Soil Nitrogen and the Role of Fire as a Mineralizing Agent in a South African Coastal Fynbos Ecosystem*. Journal of Ecology. Vol. 74. No. 2. pp. 317-328. dostupné na: https://www.jstor.org/stable/2260257?seq=1&cid=pdf-reference#references_tab_contents

Stoof C. R., Moore D., Fernandes P. M., Stoorvogel J. J., Fernandes R. E. S., Ferreira A. J. D. et al., 2013, *Hot fire, cool soil*. Geophysical Research Letters. Vol. 40. No. 8. pp. 1534-1539. dostupné na: https://doi.org/10.1002/grl.50299

Šlégl J., Kislinger F., Laníková J., 2002, *Ekologie a ochrana životního prostředí pro gymnázia,* Nakladatelství Fortuna, ISBN 80-7168-828-2

Tavakkoli E., Rengasamy P., Smith E., McDonald G. C., 2015, *The effect of cation-anion interactions on soil pH and solubility of organic carbon.* European Journal of Soil Science. Vol. 66. No. 1. pp. 1054-1062. dostupné na: https://doi.org/10.1111/ejss.12294

Turrion M.-B., Lafuente F., Aroca M.-J., López O., Mulas R., Ruipérez C., 2010, *Characterization of soil phosphorus in a fire-affected forest Cambisol by chemical extractions and 31P-NMR spectroscopy analysis*. Science of The Total Environment. Vol. 408. No. 16. pp. 3342-3348. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.035

van der Werf G. R., Randerson J. T., Giglio L., Collatz G. J., Kasibhatla P. S., Arellano A. F., Jr, 2006, *Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004*. Atmospheric Chemistry and Physic. Vol. 6. No. 11. pp. 3423-3441. dostupné na: https://doi.org/10.5194/acp-6-3423-2006

Vráblíková J., Vráblík P., 2008, *Aplikovaná pedologie*. Fakulta ŽP Univerzity J. E. Purkyně. Ústí nad Labem. ISBN 978-80-7414-046-4

Vrba V., Huleš L., 2006, *Humus – půda – rostlina (2) Humus a půda*. Biom.cz [online]. dostupné na: https://biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-2-humus-a-puda

Wallace L. L., 2004, *After the Fires: The Ecology of Change in Yellowstone National Park*. New Haven: Yale University Press. dostupné na:

http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=187739&lang=cs&site=eds-live&scope=site

Wang Y., Xu Z., Zhou Q., 2014, *Impact of fire on soil gross nitrogen transformations in forest ecosystems*. J Soils Sediments. Vol. 14. pp. 1030-1040, dostupné na: https://doi.org/10.1007/s11368-014-0879-3

Ward D., 2001, *Combustion Chemistry and Smoke*. In: Johanson E. A., Miyanshi K. (eds), *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects*. Academic Press. San Diego. Calif. pp. 56-77. dostupné na: http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=nlebk&AN=205476&lang=cs&site=eds-live&scope=site

White P. S., Pickett S. T. A., 1985, *Chapter 1 - Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction.* In Pickett S. T. A., White P. S. (eds), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics.* Academic Press. pp. 3-13. dostupné na: https://doi.org/10.1016/B978-0-08-050495-7.50006-5

Wieting C., Ebel B.A., Singha K., 2017, *Quantifying the effects of wildfire on changes in soil properties by surface burning of soils from the Boulder Creek Critical Zone Observatory*. Journal of Hydrology: Regional Studies. Vol. 13. pp. 43-57. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.07.006

Wikars L.-O., 1997, *Effects of Fire and Ecology of Fire-Adapted Insects*. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations fiom the Faculty of Science and Technology. Vol. 272. pp. 7-35. dostupné na: https://www.researchgate.net/publication/274711701_Effects_of_Fire_and_Ecology_of_Fire-Adapted_Insects/citations

Williams P. T., Horne P. A., 1994, *The role of metal salts in the pyrolysis of biomass.* Renewable Energy. Vol. 4. No. 1. pp. 1-13. dostupné na: https://doi.org/10.1016/0960-1481(94)90058-2

Zhang F., Kong R., Peng J., 2018, *Effects of heating on compositional, structural, and physicochemical properties of loess under laboratory conditions*. Applied Clay Science. Vol. 152. pp. 259-266. dostupné na: https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.11.022

Zhao W., Blauw L. G., Van Logtestijn R. S. P, Cornwell W. K., Cornelissen J. H. C., 2014, *Interactions between Fine Wood Decomposition and Flammability*. Forests. Vol. 5. No. 4. pp. 827-846. dostupné na: https://doi.org/10.3390/f5040827