

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE

REAKCE PTAČÍCH SPOLEČENSTEV NA PŘIROZENÉ DISTURBANCE
LESNÍCH POROSTŮ
V NÁRODNÍM PARKU ŠUMAVA

Vedoucí práce: Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Konzultant: Ing. Dominik Kebrle

Zpracovatel: Veronika Tvrzová

2022

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Veronika Tvrzová

Environmentální vědy
Aplikovaná ekologie

Název práce

Reakce ptačích společenstev na přirozené disturbance lesních porostů v Národním parku Šumava

Název anglicky

Reaction of bird communities to natural disturbances of forest stands in the Šumava National Park

Cíle práce

Cílem práce je vyhodnotit kvalitativní a kvantitativní charakteristiky ptačích společenstev na poškození horských porostů vzniklých větrnou kalamitou a kalamitou kůrovce, na území NP Šumava. Bude vyhodnocován vliv velikosti poškozené oblasti, stáří disturbance, stádium rozpadu odumřelého stromového patra a vliv dalších charakteristik porostu, jako počet živých či mrtvých stromů, výška stromového patra nebo stáří porostu. Dále bude zjišťován možný vliv nadmořské výšky a dalších topografických charakteristik.

Metodika

Bakalářská práce bude zpracována formou studie. V prostředí GIS budou vypočítány charakteristiky porostů z vektorových vrstev obsahujících parametry jednotlivých stromů a způsob (vítr/kůrvec) a rok poškození porostu. Rovněž budou vypočítány další topografické charakteristiky z poskytnutých rastrových podkladů (DMR, DMP). Všechny tyto vrstvy jsou výsledkem LiDARového skenování lesních porostů Národního parku Šumava v roce 2018 a jsou poskytnuty Správou NPŠ. Vliv zjištěných charakteristik porostů a reliéfu poté bude statisticky vyhodnocen na datasetu ptačích společenstev pořízeného v roce 2017 v rámci projektu Silva Gabreta Monitoring. Výsledná zjištění budou porovnána s dosavadními výzkumy.

Doporučený rozsah práce

Cca 25 – 30 stran + přílohy

Klíčová slova

Větrná kalamita, kůrovec, Ips typographus, LiDAR

Doporučené zdroje informací

- Flousek J. & Hudec K., 1991: Vliv průmyslových emisí a velkoplošného rozpadu lesních porostů na hnízdní společenstva ptáků ve střední Evropě. *Sylvia* 28: 51-63.
- Fuller R. J., 2003: Bird life of woodland and forest. Cambridge University Press. 260 str.
- Moning Ch. & Müller J., 2008: Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest Ecology and Management* 256 (5): 1198-1208.
- Thorn S., Werner B. A. S., Wohlfahrt J., Bässler C., Seibold S., Quillfeldt P. & Müller J., 2016: Response of bird assemblages to windstorm and salvage logging – Insights from analyses of functional guild and indicator species. *Ecological Indicators* 65: 142-148.
- Žmihorski M., 2010: The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. *Biodivers Conserv* 19: 1871-1882.
-

Předběžný termín obhajoby

2021/22 ZS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Dominik Kebrle

Elektronicky schváleno dne 25. 1. 2021

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 27. 1. 2021

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 15. 01. 2022

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma Reakce ptačích společenstevch na přirozené disturbance lesních porostů v Národním parku Šumava vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském a právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 31.3.2022

Podpis

Poděkování

Touto cestou bych chtěla poděkovat svému vedoucímu práce Ing. Petru Zasadilovi Ph.D. a svému konzultantovi Ing. Dominikovi Kebrlemu za pomoc, rady a čas, který mi věnovali ať již osobně nebo na dálku. Dále děkuji svým nejbližším, kteří mě podporovali a nenechali polevit.

Abstrakt

Cílem této práce bylo vyhodnotit ovlivnění avifauny lesních ekosystémů přirozenými disturbancemi – větrnou kalamitou a kůrovcem. Bylo zkoumáno 120 sčítacích ploch, které se nacházejí v Národním parku a chráněné krajinné oblasti Šumava.

Byly zkoumány vlivy druhové skladby dřevin, stáří disturbance a stavu porostu- živé a mrtvé dřevo, polomy apod. (pomocí LiDARu a digitalizace lesního porostu) se zaměřením na druhy hnízdící a lovící v korunách stromů, dutinách stromů, na zemi a v keřovém patře a na celkový počet a abundanci. Data byla získávána na 120 plochách, kdy se za pomoci GIS nástrojů extrahovala data ze vzdálenosti 100 m od určeného bodu. Data obsahovala např. plochu polomů, ležících souší nebo informaci o době, která uběhla od disturbance. Za použití lineárních modelů bylo zjištěno, jak působí stav porostu (např. podíl ležících souší) na výskyt ptačích druhů. Celková abundance a počet druhů se snižuje se zvyšujícím se množstvím podílu plochy ležících souší. Druhy, které hnízdí v dutinách stromů, korunách a v keřovém patře, mají nižší početnost v místech, kde se zvyšuje podíl ležících souší. Druhy hnízdící v dutinách zvyšují svou početnost v místech, kde narůstá počet listnatých stromů. Počet druhů hnízdících v keřovém patře se snížil se zvyšujícím se počtem listnatých stromů. Druhy, které hnízdí na zemi, zvyšují svůj počet s nárůstem podílu plochy s ležícími soušemi. Počet druhů, jež loví na kmenech a v korunách stromů se snížil, když narůstal podíl ležících souší. Počet druhů, které loví na kmenech se zvýšil s narůstajícím počtem listnatých stromů. Počet druhů, které loví na zemi, se zvyšuje s rostoucí nadmořskou výškou. Druhy, které loví v korunách stromů, snižují svou početnost v místech, kde narůstá podíl ležících souší, a jejich počet se snižuje s klesající nadmořskou výškou.

Ačkoliv jsou disturbance často považovány za příčinu ztráty celkové biodiverzity v případě Národního parku Šumava napomáhají k jejímu zvýšení.

Klíčová slova: Větrná kalamita, kůrovcová kalamita, *Ips typographus*, LiDAR

Abstract

The aim of this study was to evaluate the influences on avifauna by natural disturbances - wind calamity and bark beetle. 120 areas of forest stands, located in the National Park and Protected Landscape Area Šumava were examined.

The influence of tree composition was investigated such as stand age and stand condition (using LiDAR images) on nesting and hunting species in treetops, tree cavities, on the ground and in the shrub layer and on the overall number and abundance. The data was obtained from 120 areas, in which – using GIS tools – it was extracted from the distance of 100 m from a certain point. The data contained the tree area, lying land or information about the time elapsed since the disturbance.

Using linear models, it was found how the condition of the stand affects the occurrence of bird species. The total abundance and the number of species decreases with increasing number of snags. Species that nest in cavities reduce their abundance in places where the proportion of lying deadwood raises and increases in places where the number of deciduous trees increases. The number of species nesting in the shrub layer increased with increasing age of disturbance, and conversely decreased in places with higher number of deciduous trees. The number of tree-nesting species decreases with the occurrence of deadwood. Moreover, the number of species that nest on the ground increased with the expansion of the area with deadwood. Another level of decrease occurred to species fishing on trunks due to the proportion of lying lands increased and increased with the increasing number of deadwoods. The number of species foraging on land has decreased with increasing land area and increased with higher altitude. Species that hunt in treetops reduce their abundance both in places where the proportion of snag grows and in places where altitude increases.

Despite disturbance often being considered the cause of a loss of the biodiversity, in the case of the National park Šumava they help in its increase.

Key words: Wind calamity, bark beetle, *Ips typographus*, LiDAR

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle bakalářské práce	2
3. Literární rešerše	3
3.1. Disturbance v lesních porostech.....	3
3.2. Lýkožrout smrkový (<i>Ips typographus</i>).....	6
3.3. Vliv disturbancí na různé organismy.....	8
3.3.1. Vliv na půdní organismy	8
3.3.2. Vliv na mechorosty a lišejníky	9
3.4. Vliv disturbancí na ptactvo.....	9
3.4.1. Antropogenní vlivy	9
3.4.2. Přírodní vlivy	10
4. Popis zájmového území	15
4.1. Vymezení oblasti	15
4.2. Historie území	15
4.3. Abiotické podmínky v Národním parku Šumava.....	15
4.3.1. Geologické podmínky.....	15
4.3.2. Klimatické podmínky	16
4.3.3. Hydrologické podmínky v Národním parku Šumava.....	16
4.4. Současná struktura lesů v Národním parku Šumava	17
4.5. Horské smrčiny v Národním parku Šumava	17
4.6. Živočichové Národního parku Šumava.....	18
4.7. Květena, houby, mechy a lišejníky v Národním parku Šumava	19
5. Metodika	21
5.1. Vstupní data – ptačí společenstva.....	21
5.2. Data o lesních porostech	21
5.3. Statistické zpracování dat a jejich kontrola	23
6. Výsledky	26
6.1. Porost.....	26
6.2. Ptačí společenstva.....	27

6.2.1. Celková abundance a celkový počet druhů.....	27
6.2.2. Druhy hnízdící v dutinách stromů	28
6.2.3. Druhy hnízdící v keřovém patře	29
6.2.4. Druhy hnízdící v dutinách stromů	30
6.2.5. Druhy hnízdící v dutinách stromů	30
6.2.6. Druhy získávající potravu na kmeneh stromů	31
6.2.7. Druhy získávající potravu na zemi	32
6.2.8. Druhy získávající potravu v korunách stromů.....	33
7. Diskuse.....	35
7.1. Druhová skladba.....	35
7.2. Reakce dle hnízdní guild	35
7.3. Reakce guild dle místa sběru potravy.....	37
8. Závěr a přínos práce.....	38
9. Přehled literatury a použitých zdrojů.....	39
10. Přílohy	46

1. Úvod

Důležitým aspektem, jenž formuje Šumavské lesy do jejich podoby jsou disturbance. K nejčastějším, které se zde vyskytují, patří vítr a kůrovec (Flint, 2009). Někteří vědci se domnívají, že celosvětové změny klimatu mohou mít vliv na narůstání sil daných disturbancí a současně i jejich závažnost (Lindner a kol., 2010). Přírodní disturbance se nacházejí ve všech lesích a ovlivňují dynamiku porostu. Nejčastějšími změnami v narušených lesích jsou zmenšení ploch stojících živých stromů a změna druhové variability, jak porostu, tak živočichů, kteří porost obývají (Holeksa a kol., 2017). Studium disturbancí je náročné, protože se nevyskytují pravidelně a nedají se určit dopředu. Velmi často se ke studiu vlivu disturbancí používá zkoumání ptačích společenstev (Repel a kol., 2020).

Šumavský národní park se nachází v jihozápadní části České republiky. V minulosti se v dané oblasti vyskytovaly převážně buky (*Fagus sylvatica*), které ale vlivem sklářského průmyslu v 18. století byly převážně vykáceny (Němec a kol., 2009; Dvořák, 2017).

V dnešním lese je již buk v menšině a převládá smrk ztepilý (*Picea abies*), který tvoří 75 % z celkového porostu Národního parku Šumava. Smrk se nachází nejčastěji v horských lesích, které se pohybují pod horní hranicí lesa (Podrázský, 2014).

V této bakalářské práci je porovnáván následek disturbancí v lesních porostech na avifaunu. Důležitými aspekty ovlivňujícími ptačí společenstva jsou vítr a kůrovec, které dokáže porost změnit v několika málo letech k nepoznání (Šťastný a kol., 1985). Disturbance proměňují společenstva v lesích a nutí druhy se přizpůsobovat. Důležitými faktory, které ovlivňují přítomnost ptáků jsou např. velikosti ploch, které obsahují poškozené porosty, stáří disturbance, podíl mrtvého dřeva, nadmořská výška a plocha, kterou zaujímají zdravé porosty. Tato práce ověřuje, jak vlivy působí přímo v Národním parku Šumava.

Práce navazuje na výzkum provedený v roce 2017, kdy byla sčítána společenstva lesních ptáků na celkem 120 plochách (Kebrle, 2018). Úkolem této práce bylo poté provést podrobnou analýzu biotopů pomocí snímků z digitalizace porostu a LiDARu. Dále pomocí statistických praktik vyhodnotit vliv porostů na lesní ptačí společenstva.

2. Cíle bakalářské práce

Cílem práce je vyhodnocení kvalitativní a kvantitativní charakteristiky avifauny (místo hnízdění, místo sběru potravy) na poškození horských porostů, která vznikla větrnou kalamitou a kalamitou kůrovce. Hodnocen bude vliv velikosti oblasti, která byla zasažena, stádium rozpadu odumřelého stromového patra, stáří disturbance a vliv dalších charakteristik porostu, jako je počet stromů v různém stavu (stojící souše, ležící, polomy apod.) nebo stáří porostu. Dále bude hodnocen vliv nadmořské výšky a dalších topografických charakteristik.

3. Literární rešerše

3.1. Disturbance v lesních porostech

Disturbance neboli narušení se dají rozdělit do více kategorií. Nejčastěji se začleňují do těchto kategorií – biotické, abiotické a přímo způsobené lidmi. Mezi biotické patří například pastva zvěře, narušení hmyzem nebo choroby způsobené houbami. K abiotickým se řadí vítr, podnebí, počasí, požáry, světlo nebo typ podloží a další... (Flint, 2009). Disturbance, které způsobují lidé, jsou např. aplikace pesticidů, holiny, práce s půdou a její osívání (Bengtsson, 2000). V Evropě jsou nejvýznamnějšími činiteli vítr, požáry a kůrovec (Seidl a kol., 2011). V celé Evropě v časovém období 1958-2001 tyto narušovatelé zvyšovali své škody v průměru o 14 % (Schelhaas a kol., 2003). Nárůst škod způsobených těmito činiteli se shoduje s nárůstem globální teploty, která stoupla o 0,13 °C v letech 1990-2000, a také se změnami množství srážek a rychlostí větru (Solomon a kol., 2007). Některé výzkumy očekávají, že změny klimatu budou mít velký vliv na narůstání frekvencí, závažnost disturbancí a na využívání lesních ekosystémů lidmi, ať už jako rekreační využití nebo průmyslové (Lindner a kol., 2010).

Stejně tak v severní Americe disturbance sílí. V měřeních v období 1987–2003 výsledky ukázaly čtyřikrát více závažných požárů než v letech 1970-1986 (Westerling a kol., 2006). Tyto požáry měly za následek navýšení poškození kůrovcem, které bylo větší než kdy předtím v dané oblasti (Meddens a kol., 2012). Nárůst poškození lesních porostů kůrovcem je patrný i v Evropě a očekává se, že s narůstající průměrnou roční teplotou se bude zvyšovat i výskyt kůrovce (Reichstein a kol., 2013). Pochopení tohoto vzájemného působení a vlivů disturbancí na další typy disturbance (např. vliv požáru na rozšíření kůrovce) vyžaduje přístup na úrovni krajiny. Bez tohoto přístupu není výzkum dostatečný. Velkým omezením pro studie je nedostatek velkých ploch primárního lesa, kde by mohly být prováděny krajinné analýzy (Morgan, 2014).

Studium souvislostí různých disturbancí je náročné, ale můžou napomoci k efektivnímu řešení nečekaných situací, které se nevyskytují pravidelně. V Alpách byly zkoumány interakce mezi čerstvým mrtvým dřevem a následným výskytem hmyzu. Dalším zajímavým interakčním příkladem je odstranění porostu u důvodu požárů případně i vichřic s dopadem na laviny nebo sesuvy půdy (Bebi a kol., 2017).

Přírodní disturbance se nacházejí ve všech typech lesů a velmi ovlivňují dynamiku porostu. Narušení těmito vlivy je velmi variabilní a může zasáhnout každý biom (Holeksa a kol., 2017). Rozdíl v závažnosti, frekvenci a velikosti disturbancí hraje velkou roli při utváření heterogenity krajiny (Morgan, 2014).

Smrkové horské porosty jsou nejčastěji formovány větry a kůrovcem. Každá z disturbancí má v každém místě na světě jiný vliv, a tak jsou následky velmi proměnlivé. Pokud se zaměříme na jednotlivá místa, zjistíme, že hospodářské lesy mají velmi nízkou druhovou rozmanitost, především se jedná o monotónní porost smrku ztepilého (*Picea abies*) a k němu jen výjimečně vyskytující se jiný druh. Stromy se v různých oblastech mohou lišit díky managementu vlastníka. V některých porostech je management založen pouze na jednotvárném vysazování, které nemá rozdíly ve věkové struktuře a je tedy i výška porostu totožná (Holeksa a kol., 2017). Abychom lépe porozuměli problematice vysokého úhynu porostu, je potřeba vytvořit několik modelů pro management, které budou dostatečně flexibilní pro porosty v různých místech (Seidl a kol., 2014). Pokud budeme tvořit porosty nadále jednotvárné nevyhneme se vývratům ani kůrovcovým kalamitám (Holeksa a kol., 2017).

Pro nahlédnutí do problematiky porostu je dobré čerpat z historických pramenů. V evropských lesích se na podobě lesů velmi podepsal člověk. Většina druhů se přizpůsobila díky disturbancím v minulosti (Bengtsson a kol., 2000). Přesuneme-li se např. do Alp, zjistíme, že většina lesních porostů zde byla přetvořena v 19. století. V tu dobu se les začal mýtit a půda byla využívána i k jiným účelům. Člověk zde změnil hustotu porostu a rapidně zasáhl i do celé plochy lesa. Vytvořily se zde nové cesty pro laviny a začaly trpět porosty nižších poloh, které dříve disturbancemi nebyly zasažené (Bebi a kol., 2017). V přirozených lesích jsou stromy více přizpůsobeny disturbancím (protože se pomocí disturbančních vlivů vyvíjí) než v lesích, které člověk přetvořil. Nicméně v dnešní době je již možno zasadit stromy, které jsou adaptovány alespoň vůči některým narušením (geneticky modifikované jedince). Tyto stromy se často stávají náchylnější k napadení hmyzem, ale větru lépe odolávají. V lesích je stále problémem nadměrné kácení stromů, které umírají. Ve velkém už nepotkáme ani stromy, které byly zasaženy požárem nebo staré listnaté stromy (Bengtsson a kol., 2000).

Dynamika jehličnatých horských lesů je popsána ve dvou měřítcích – malém a velkém. Malý cyklus je spojen s pozdně sukcesní fází, kdy vznikají mezery v porostu působením jiných vlivů např. vítr, požáry nebo parazitické houby (Kuuluvainen a kol., 2014). Je potřeba brát v úvahu, že osídlení stromů houbami je velmi limitující a může dojít k zvýšení zranitelnosti vůči ostatním vlivům – kůrovec, vítr (Morgan, 2014). Pokud neuvažujeme nad stářím porostu ani jeho strukturou, vnímáme dynamiku z pohledu velkého cyklu, kde se nejedná již o vznik mezer ale o úplné holiny, které díky disturbancím vznikají (Kuuluvainen a kol., 2014).

Z pohledu lidí jsou disturbance často strůjcem politických a společenských krizí, díky svým původům, které jasně souvisí s globálním oteplováním, které lidstvo ovlivňuje (Drever a kol., 2006). Poruchy, o kterých zde mluvíme, plně působí i na produkci dřeva a průmysl spojený se zpracováním dřeva. Kvůli disturbancím hospodáři urychlují růst stromů pomocí hnojiv, ale chybí zde uvědomění, že vysoké stromy jsou náchylnější k poryvvům větru. Klimatická změna přinesla i teplejší zimy s větší vlhkostí, které napomáhají ke snižování stability stromů. Díky těmto faktorům dochází k znehodnocení dřeva a je potřeba dříve těžít. Při dřívější těžbě se strom nevyvine dosyta a dřevo není kvalitní a ztrácí na své tržní hodnotě (Seidl a kol., 2014).

Je důležité konstatovat fakt, že stromy, které jsou vysazeny by měly být ve stejném počtu i porostním složení se stromy, které se dříve nacházely v dané oblasti (Kašpar a kol., 2020). Zýval a kol., (2016) zjistili, že disturbance samy nejsou hlavním faktorem, který vede ke ztrátě biodiverzity druhů dřevin, a to ani v důsledku jejich rozsahu. Mnohem větší vliv než samotná disturbance má na porost následný lidský zásah. Zásah člověka může vést k narušení až úplnému zhroucení vývoje daného ekosystému (Kašpar a kol., 2020).

Od většiny lesů se očekává, že budou plnit více funkcí najednou. Mají sloužit jako ochrana před erozí, ukládat uhlík, tvořit kyslík, tvořit přirozená stanoviště pro živočichy a rostliny a také produkovat dřevo. S tímto se nastavují některá opatření jako např. probírka stromů, doba výsadby a doba kácení, vysazování dle směru větru a celková podpora stability. Tato opatření ovšem nejsou jen správným uvážením pro lesní ekosystém, ale také pro ekonomiku v oblasti produkce dřeva (Thom a Seidl, 2016).

Lidé velmi ovlivňují výzkumy disturbancí. Kvůli lidským aktivitám např. těžbě, je velmi obtížné studovat historii narušování lesa. Při používání výzkumu pomocí dendrochronologie je poté výzkum velmi nepřesný. V těchto případech je potřeba použít další zdroje pro informace např. historické záznamy nebo analýzu pylu (Kašpar a kol., 2020). Lidé ale nejsou jediným aspektem, proč se špatně disturbance sledují. Hlavními důvody jsou jejich nepředvídatelnost a náhodnost. Z těchto důvodů nemůžeme využít dlouhodobé sledování nebo dálkový průzkum Země (Trotsiuk, 2014).

3.2. Lýkožrout smrkový (*Ips typographus*)

Jedná se o brouka z čeledi nosatcovití (*Curculionidae*), který se lidově označuje jako kůrovec. Dospělec dorůstá velikosti až 5 mm, je černohnědé barvy a lesklý. Tento živočich ve smrkových porostech absolvuje celý svůj životní cyklus (Hubený a Čížková, 2016), který je podrobněji popsán níže.

S vyššími teplotami a prodlužujícím se denním světlem se kůrovci na jaře vydávají ven ze svých zimovišť, aby si našli vhodné místo pro umožnění rozmnožení. Tvoří pod kůrou stromů tzv. „snubní komůrky,“ které díky vypouštěným feromonům přitahují samice. Po oplození samice v komůrkách kladou vajíčka. Samice je schopna vyprodukovat přibližně 30–60 vajíček. Brzy přichází líhnutí. Larvy jsou označovány jako larvy tzv. „prvního instaru.“ Tyto larvy vykusují své chodby, aby dosáhly potřebné velikosti a síly ke svlékání. Na konci larválních chodeb dochází ke kuklení. V této fázi jsou jedinci velmi zranitelní a často hubení svými predátory (např. dlouhošijkami nebo pestrokrovečníkem). Brouk, který vylézá z kukly, nevypadá jako dospělý jedinec. Jeho barva je bledá a je velmi měkký. V následujících 14 dnech brouk ztmavne, vyvíjí se mu létací svaly a může se brzo množit. Celý tento vývoj je ovlivněn teplotami a světelnými podmínkami. Může trvat přibližně od 13 do 50 dnů. (Šantrůčková, 2010).

Jak druhový název lýkožrouta napovídá, vyskytuje se především ve smrkových porostech, kde páchá největší škody. Často je výskyt kůrovce následovníkem jiných kalamit jako třeba větrných disturbancí, které se v poslední době zvýšily. Neméně má vliv na jeho výskyt změna klimatu – hlavně delší léto,

navyšující se zimní teploty (Bebi a kol., 2017) a také menší srážkový úhrn (Trotsiuk a kol. 2014).

Časová variabilita, která je vidět u ostatních disturbancí, není pro kůrovce typická. Kůrovec často přichází v synchronizovaných obdobích a pokrývá větší oblasti než např. vichřice (Trotsiuk a kol, 2014).

Kůrovcové kalamity jsou velkoplošným problémem ve všech oblastech Evropy. Ve střední Evropě v horských oblastech smrk dominuje. Smrkové lesy jsou zde považovány za původní a od tradice jejich vysazování se neupouští. Smrk byl dlouhou dobu hospodáři upřednostňován při výsadbě i obnově porostů v oblastech, kde se dříve nevyskytoval. Tento trend pomohl k acidifikaci půdy, akumulaci odpadu a velmi změnil koloběh živin v ekosystému (Jonášová a Prach, 2004).

Škody způsobené kůrovcem v evropských lesích posledních 20–30 let eskalovaly. Má se za to, že krom vlivu oteplování má na danou problematiku velký vliv také hospodářství a řízení daných oblastí. Převážně se jedná o acidofilní horské smrčiny, které jsou zahrnuty do lokalit Natura 2000. Vyskytují se v národních parcích nebo chráněných krajinných oblastech a je o nich uvažováno jako o lesích, které by neměly být měněny, aby byly zachovány přírodní procesy (Zýval a kol. 2016). V nedávné historii této problematiky byl lesníky výskyt kůrovce silně potlačován. Důvodem pro to byla myšlenka, že smrkové porosty se nejsou schopny dostatečně regenerovat (Jonášová a Prach, 2004).

V lesích v Národním parku Šumava eskaloval výskyt v 90. letech 20. století. Nejvíce zasaženy byly části horských smrčin, ve kterých se v minulosti staly změny a ovlivňovalo je lesní hospodářství (Jonášová a Prach, 2004). Před tímto náletem kůrovce byly doloženy nejrozsáhlejší škody již z konce 19. století (Jelínek, 1998).

Každá disturbance má společenské důsledky. Kůrovec je často diskutovaným tématem jak mezi odborníky, tak i mezi laickou společností. V lesním hospodářství je strach z narušení kůrovcem stejně velký jako strach z požáru nebo vichřic. Kůrovec má vliv na kvalitu dřeva, napomáhá ke změnám krajinného uspořádání a má velký vliv na celý těžný porost (Flint, 2009). Poraněné stromy od kůrovcových kalamit jsou náchylnější k odumírání a dochází k rychlejší degradaci smrkových lesů (Jonášová a Prach, 2004). Disturbance vedou ke konfliktům mezi politickými a společenskými zástupci a narušují vztahy se správci financí (Flint, 2009).

K daným konfliktům dochází i v Národním parku Šumava. Dlouhodobě se zde diskutuje o vhodné zonaci a managementu, který by přirozeným horským smrkovým porostům pomohl. Jak ekologové tvrdí, těžba porostům nepomáhá, naopak díky menší biodiverzitě se porost stává náchylnějším. Pokud ale stromy odumírají přirozeně, cestou disturbancí, je biodiverzita zachována. Naopak lesníci a politici v této problematice vidí jedinou cestu ven, a tou je těžba. Ta má ovšem za následek zmenšení ploch, které nejsou ovlivněny člověkem (Zýval a kol., 2016).

3.3. Vliv disturbancí na různé organismy

Ve většině ekosystémů jsou disturbance přítomny. Dříve se ekologové domnívali, že jsou to nepřirození činitelé. Dle dřívějších informací disturbance zabraňovaly stabilitě ekosystémů (Bebi a kol., 2017). Dnes je již uznáváno, že disturbance mají jistý význam pro zachování diverzity (Holling a kol. 1994).

3.3.1. Vliv na půdní organismy

V rámci půdní ekologie je dlouhodobě zkoumán vliv biotických i abiotických i lidských narušení. Často jsou zkoumány vlivy holosečí a přítomnost těžkých kovů v půdě (Bengtsson a kol., 2000, Lundkvist, 1983).

Disturbance, které jsou způsobeny lidmi, jsou pro organismy novou situací. Dle informací výzkumu se mnoho organismů přizpůsobilo i těmto disturbancím (Bengtsson, 2002). Lidské zásahy ale mohou mít za následek pokles biodiverzity, který způsobuje ztráty některých druhů organismů. Tyto následky se jeví jako problém, hlavně jako nevyváženost potravních řetězců a jako ztráta funkcí některých ekosystémů či jednotlivých druhů (Bengtsson a kol., 2000).

Roupice (*Enchytraeidae*) jsou jedním z důležitých organismů v jehličnatých lesích (Laakso, 1999). Ihned po vykácení tohoto druhu jeho počet opět stoupl, ale v dlouhodobém měřítku tohoto druhu rapidně ubývalo. V poměření s hustým lesem se jednalo o rozdíl okolo hodnoty 50 %. Oproti roupicím jinak reagovaly hlístice (*Nematoda*), které se na vykácené ploše zpětně objevují ve stejném měřítku jako před vykácením. (Bengtsson a kol., 1998).

Další výzkum od Lindberg a kol. (2002), který zkoumal půdní živočichy se věnoval dlouhodobým vlivům sucha na pancířníky (*Oribatida*), chvostoskoky (*Collembola*), velké členovce (*Makroarthopoda*) a *Gamasima* ve smrkovém lese v jihozápadním Švédsku (les Skogaby). Po osmi letech, kdy bylo sucho, všechny skupiny vykazovaly nižší početnost, jiné druhové složení a nižší rozmanitost. Polovina výzkumné plochy byla později zotavena (po dvou letech), a kromě skupiny pancířníci (*Oribatida*) se všechny skupiny vrátily do původních stavů.

Z porovnání předchozích dvou studií můžeme vynést závěry, že vyrovnání se se suchem je pro organismy jednodušší než vyrovnání se s holou sečí a obnova je v suchých oblastech poměrně rychlejší (Bengtsson, 2000).

3.3.2. Vliv na mechorosty a lišejníky

Ve střední Evropě dominují listnaté lesy a lesy s borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) jsou již jen na velmi omezených místech s chudou půdou a převládajícím suchem (Chytrý, 2014). V borových lesích se nacházejí některé formy lišejníků, jako jsou například *Cladonio-Pinetum*, *Leucobryo-Pinetum*, *Peucedano-Pinetum* a *Empetrigri-Pinetum*. Borové lesy jsou jedním z mála typů lesů, kde se nacházejí přízemní lišejníky, hlavně druhy dutohlávek (*Cladonia*) (Košuthová a kol., 2015). Ovšem v těchto porostech mají lišejníky velkou konkurenci v podobě mechorostů a cévnatých rostlin. Důsledkem těžby lesů, hrabání lesního odpadu a pastvy zvířat v lesích stoupl obsah dusíku a jeho sloučenin, což pro druhy lišejníku je limitujícím faktorem. Díky zvýšení obsahu dusíku začalo přibývat mechorostu trávník Shreberův (*Pleurozium schreberi*) a trávy metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*). V důsledku toho poklesla plocha zastoupení lišejníků (Stefańska- Krzaczek a kol., 2018).

3.4. Vliv disturbancí na ptactvo

3.4.1. Antropogenní vlivy

Největším vlivem na početnost ptáků jsou katastrofy spojené s radiací. V místech, kde se staly nejznámější katastrofy – Černobyl a Fukušima – byly prozkoumány vlivy na ptačí společenstva. Radioaktivní kontaminace negativně ovlivňuje veškeré organismy kvůli toxicitě radionuklidů a kvůli následujícím mutacím. V obou místech se se zvyšující radiací snižovala početnost výskytu druhů.

Vliv radiace byl v Černobylu vyšší, než ve Fukušimě. Dané účinky nejsou závislé na stanovištích, denní době ani počasí. Bylo nalezeno 14 druhů, které se rozmnožovaly podobně, co se týče hojnosti, v narušených podmínkách na obou místech. U těchto 14 druhů došlo k velmi negativnímu vztahu mezi abundancí a radiací. Hustota ptáků zůstala vyšší ve Fukušimě a v Černobylu se snížila. Dále bylo zjištěno, že reakce na organismy mohou být okamžité a rozsáhlé. Důležitým dlouhodobým důsledkem radiace jsou mutace, které se rozšiřují i v následujících generacích a negativně ovlivňují schopnost reprodukce druhů (Møller a kol., 2012).

V rámci Šumavských lesů je potřeba upozornit na tetřeva hlušce, který v posledních desetiletích nejvíce trpí kvůli antropogenním vlivům, jako je těžba smrkových porostů, lov nebo třeba i hlukové znečištění. Tetřev je druhem, který je velmi citlivý na veškeré druhy rušení. Je natolik citlivý, že odlétá ze svého útočiště, i když je narušitel ve vzdálenosti několika desítek metrů. Z důvodu velkého úbytku dané populace se tetřev hlušec stal jedním z primárních předmětů ochrany v Národním parku Šumava. V oblastech, kde se tetřev nachází se tedy bojuje proti lesnickým zásahům, a to nejen kvůli samotnému rušivému vlivu, ale také kvůli zachování přirozených ploch pro jeho výskyt (Kindlmann a kol., 2012).

3.4.2. Přírodní vlivy

Na území České republiky je nejčastěji zkoumaným vlivem z typů disturbancí na ptactvo kůrovec. Např. na Šumavě se nacházejí smrkové porosty, které jsou ovlivňovány dlouhodobým působením kůrovce. Ve studiích je dokázáno, že každá disturbance jinak ovlivňuje rozpad porostu. Již zmiňovaný kůrovec dokáže porost rozložit v průběhu několika málo let. Například znečištění ovzduší také ovlivňuje rozklad porostu, ale je to mnohonásobně delší proces (Šťastný a kol., 1985). Dá se ale říci, že potrava i v napadených porostech není problémem, zejména pro šplhavce, kteří se kůrovcem živí. Pozorování ptačích druhů bylo rozděleno na tři kategorie dle lesního pokryvu, kde se nachází hnízdiště. Byl sledován mrtvý les, zdravý les (v každém 8 druhů) a paseky (10 ptačích druhů). Všechny oblasti mají přibližně stejnou hustotu osídlení. Druhy, které hnízdí na zemi, převládaly na pasekách, dutinové druhy měly stejné zastoupení v mrtvém lese i v živém lese a na mýtinách a v jejich nejbližším okolí dominovaly druhy, které hnízdí v korunách stromů

a v keřovém patře (Kučera, 2000). V Bavorském lese byla porostní obsazenost sledována také z pohledu ptactva. V místech, kde se nacházely zdravé stromy a v blízkosti byly stromy poškozené, se vyskytovaly druhy hnízdící v korunách stromů, jež jako potravu upřednostňují hmyz. Druhy hnízdící v dutinách stromů se nacházely spíše v místech starších porostů s větším množstvím mrtvého dřeva. V tomto místě bylo zjištěno, že nejméně různorodé společenství se nachází v místech, která byla zasažena kůrovcovou kalamitou (Moning a Müller, 2008).

K dalším často skloňovaným narušením, jež má vliv na ptáky, je vítr. Tyto dvě skupiny spolu blízce souvisí, protože je jisté, že po větrných kalamitách se zvyšuje populace kůrovce. Nejvíce se daná situace sledovala po orkánu Kyrill v roce 2007. V této době byl na Šumavě zaznamenán rychlý nárůst populace budníčka menšího, a to až devětkrát větší než před udeřením orkánu. Ale především byl zaznamenán pokles např. pěnkavy obecné (*Fringilla coelebs*), sýkory uhelníček (*Parus ater*), králíčka obecného (*Regulus regulus*) a králíčka ohnivého (*Regulus ignicapilla*). Je důležité uvažovat ale i nad jinými faktory, než je orkán a kůrovec, které také přímo ovlivňují výskyt některých druhů, jako jsou klimatické změny, potravní možnosti a ve sledované oblasti hlavně i sjezdovky a ruch s nimi spojený (Hora, 2018).

V lesích s převahou smrku ve Vysokých Tatrách (Slovensko) byl sledován důsledek vlivů několika typů disturbancí na lesní ptactvo. Tři z těchto disturbancí jsou přírodním vlivem (vichřice, požáry, kůrovec) a poslední vliv je antropogenní (těžba). Bylo sledováno 55 druhů ptáků s největším zastoupením pěvců. Komunity ptáků ve zkoumaných oblastech byly podobné pro lesy, kde se po přirozené disturbanci přistoupilo k částečné těžbě a v místech kde se porost ponechal přirozené sukcesi. V místech, kde zasáhla vichřice a porost byl plně vytěžen, můžeme sledovat podobné druhy jako v místech, která zasáhl požár a stromy byly vytěženy jen částečně. Druhy, které hnízdí v korunách stromů a v jejich dutinách převažovaly hlavně v typech narušení, kde byl porost ponechán přirozeně a s částečnou těžbou. Nárůst druhů osidlujících zem byl zaznamenán v místech porušených požárem. Studie nezaznamenala žádný vliv z typů narušení na druhovou bohatost, pouze se druhy obměnily (Repel a kol., 2020). Většina výzkumů se věnuje době přímo po vzniklém narušení, ale zde máme zhodnocen vývoj počtu druhů po třech, pěti a sedmi letech od vichřice Kyrill. Výzkum proběhl v Národním parku Bavorský les

v letech 2010, 2012 a 2014. Druhová bohatost se pohybovala mezi 1–15 druhy s tím, že významně bohatší osazení bylo v lese nenarušeném těžbou oproti lesům, kde těžba proběhla. Dutinové druhy dominovaly v místech, kde les nebyl narušen vichřicí a v místech, kde nebylo těženo. Druhy, které hnízdí na zemi, se častěji vyskytovaly v místech, kde byl porost narušen bez ohledu na přítomnost těžby. Poslední zkoumanou skupinou byly ptáci, kteří hnízdí v korunách stromů. Tito ptáci se v prvních letech od vichřice spíše vyhýbali narušeným porostům, ale později se jejich počty v narušených místech navyšovaly. V roce 2014 se čísla ve všech místech začaly zpět vyrovnávat do počtů před narušením. V daném místě byly druhy více zasaženy těžbou narušených porostů než samotnou vichřicí. Druhy, hnízdící v dutinách po odchodu těžařů osídlily místa, kde narušení proběhlo a dřevo bylo částečně vytěženo (Thorn a kol., 2016).

Plochy v severní Americe poničené disturbancemi přilákaly druhy, které vyhledávají poničené porosty. Jedním z těchto druhů byl i datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*). Dalším druhem byl blízce příbuzný datlík smrkový (*Picoides dorsalis*). Ovšem tyto druhy nejsou v daných lokalitách nastálo. Většinou se druhy vyskytují jen v prvních pár letech po zásahu disturbancí a většinou do deseti let lokalitu opouští (Navrátil, 2014). Opouštění daného místa blízce souvisí s druhem potravy datla. Saproxylický hmyz je hlavní složkou potravy a nachází se v rozkládajících se stromech, proto je logické, že se datel v dané oblasti vyskytuje. Omezení této potravy nastává ve chvíli, kdy nepřichází další disturbance a ubývají stromy, ve kterých se hmyz nachází. Tyto dva druhy datlů ve stromech narušených disturbancemi i hnízdí, proto se zde zdržují pouze do doby, kdy rozpad stromů odpovídá jejich preferovaným podmínkám (Drapeau a kol., 2009). V Minnesotě proběhl výzkum (Lain a kol., 2008) před a po větrné disturbanci, která nastala v roce 1999. Zjištěno bylo, že zničení více než 90 % porostu vedlo k pouze malé změně v druhové diverzitě ptačích společenstev. Během tří let před vichřicí bylo v oblasti 13 stálých druhů ptáků a druhy, které se objevovaly pouze v určitých obdobích se pohybovaly mezi 9–15 druhy (celkové množství 22–28 druhů). Druhý rok po vichřici (rok 2001) bylo zaznamenáno o 25 % méně dříve stálých druhů, za to druhy, které pouze oblast navštěvovaly, zvýšily své počty o 40 %. Před vichřicí dominovaly druhy, které si shánějí potravu v korunách stromů – lesňáček jedlovcový (*Setophaga fusca*), králíček zlatohlavý (*Regulus satrapa*), lesňáček rezavokorunkatý (*Vermivora ruficapilla*) a

lesňáček kaštanový (*Setophaga castanea*). Tyto druhy byly po disturbanci nahrazeny druhy, které si shánějí potravu na zemi nebo na kmenech stromů – strnadec bělohrdlý (*Zonotrichia albicollis*), strnádka vrabcovitá (*Spizella passerina*), lesňáček tajgový (*Dendroica magnolia*) a střízlík obecný (*Troglodytes troglodytes*).

V Mexiku bylo zkoumáno, jak druhy ptáků reagují na vliv disturbancí spolu s vlivem srážek, typem fenologie a pohlavím. Studie proběhla v borovo-dubových lesích, které byly narušené disturbancemi ve dvou mírách – částečné a plné. Při částečném narušení byla část porostu zachována v původním stavu. V obou typech míry vlivu narušení se nacházelo více druhů, které nejsou stěhovavé. Míra srážek byla důležitým faktorem pro výběr mezi méně a více poškozeným porostem. V období sucha byl vyšší počet jedinců v oblasti částečně zachovaných porostů, zatímco pokud nastalo období dešťů, druhy se nacházely více v oblasti plně narušeného porostu. Pohlaví jedinců v lesních podmínkách bylo téměř totožné. V částečně zasažených lesích převažovaly samice (výskyt 53 %) a v plně narušených oblastech převažovali samci (výskyt 52 %). Tato studie ukazuje, že míra disturbance není jediným faktorem, který ptáci vnímají pro výběr svého útočiště (Cruz-Miranda a kol., 2021).

Častým indikátorem ke zkoumání biodiverzity v zalesněných oblastech jsou ptáci. Nejčastěji je zkoumán jejich celkový počet, výskyt čeledí nebo přímo druhů. Nejčastěji jsou sledovány následující druhy: tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*), strakapoud bělohřbetý (*Dendrocopos leucotos*), strakapoud prostřední (*Dendrocopos medius*), strakapoud malý (*Dendrocopos minor*), datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*), sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), střízlík obecný (*Troglodytes troglodytes*), kos černý (*Turdus merula*) a králíček obecný (*Regulus regulus*) (Gao a kol., 2015). V souvislosti s danými druhy se studuje výskyt dle množství mrtvého dřeva, stáří porostu či struktury porostu. Charakteristika porostu je považována za ukazatele biodiverzity (Paillet a kol., 2018). Počty druhů ptactva se liší dle vývojového stádia lesa, ale také záleží na období v roce. V oblasti Západních Karpat v subalpínském lese se v období rozmnožování počet druhů pohyboval mezi 17 a 28 druhy. Mimo dané období byl počet druhů nižší, a to 9–13 druhů ve stejné oblasti (Bujoczek a kol., 2020). Daná oblast je ovlivňována disturbancemi, které zde pomáhají zvýšení biologické rozmanitosti (Lehnert a kol., 2013). Nejvíce druhů bylo v Západních Karpatech v době rozmnožování i mimo něj v místech, která byly

nejvíce zasažena přírodními disturbancemi a v lese byl vysoký podíl mrtvého dřeva. Také v mnohých částech lesa bylo díky vlivům disturbancí přístupné větší množství vrstev – bylinné patro, keřové patro, koruny stromů – pro možnost hnízdění (Bujoczek a kol., 2020).

Pokud porovnáme místa, kde se nachází plochy, které jsou po disturbanci ponechané přirozeně k rozpadu, a místa, kde se po disturbancích odstraňuje mrtvá a odumírající hmota, co se ptačích společenstev týká, mohli bychom dospět k nejlepšímu způsobu managementu hospodaření v lesích. Nejčtenějším druhem v těchto dvou typech lesa je pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*). V místech, kde se nechávalo přirozeně dřevo rozkládat, se nacházely lesní specialisté (např. strakapoud velký (*Dendrocopos major*)) a v místech, kde se stromy odstraňovaly se objevovaly druhy, které většinou pobývají na okrajích lesa (např. skřivan polní (*Alauda arvensis*)). Toto porovnání nám pomohlo k uvědomění, že narušené porosty, které se nechají přirozeně, poskytují vyšší kapacitu stanovišť a jsou pro některé druhy atraktivnější. Dále je taky důležitým faktem, že více než samotná disturbance ovlivňuje výskyt ptačích společenstev následný management (Zmihorski, 2010).

4. Popis zájmového území

4.1. Vymezení oblasti

Národní park Šumava se nachází v jihozápadní části České republiky v okolí hranice s Německem a Rakouskem mezi městem Železná Ruda a Přední Zvonková. Národní park je uvnitř chráněné krajinné oblasti Šumava. Průměrná nadmořská výška Šumavy je přibližně 1000 m n.m. (Kindlmann a kol., 2012).

4.2. Historie území

Z geologického pohledu jde o velmi staré pohoří (Kindlmann a kol., 2012). Osídlení dané oblasti proběhlo v 8.–10. století, kdy sem přicházely menší skupiny hledat nové možnosti k obživě. Rozšíření obyvatelstva přicházelo postupně ve 13. století. Kvůli migraci a potřebě zemědělských ploch se začalo odlesňovat. K největšímu odlesnění začalo docházet v 18. století, když se rozmohl sklářský průmysl. Sklářství zapříčinilo vznik bezlesí, kvůli spotřebě dřeva jako paliva. Nejvíce utrpělo tvrdé dřevo, zejména buky. Začátkem 19. století se začala plánovat obnova lesa (Němec a kol, 2009; Dvořák, 2017).

Oblast chráněné krajinné oblasti byla vyhlášena již v roce 1963, národní park si na vyhlášení musel počkat až do roku 1991 (Správa NP Šumava, 2015).

4.3. Abiotické podmínky v Národním parku Šumava

4.3.1. Geologické podmínky

Šumava je z geologického hlediska tvořena rozsáhlou hornatinou metamorfovaných krystalických hornin moldanubika. Podrobněji můžeme říct, že největší část (54 %) tvoří ruly, pararuly až migmatity. Dále se zde nachází žuly v zastoupení přibližně 17 %, moldanubické horniny s vložkami vápenců a grafitu v zastoupení 11 % a také ortoruly, granulity a migmatity, které tvoří přibližně 8 % (Kindlmann a kol, 2012).

Půda je zde kombinací kambizemí, kryptopodzolů, vlastních podzolů, kamenitých rankerů, litozemí, pseudoglejí, glejí a organozemí. Kambizemě se nacházejí hlavně v přírodních lesních oblastech s pokrytím přibližně 20 % Šumavy. Největší zastoupení mají kryptopodzoly, které se nacházejí v původních bučinách a

plochou zastávají přibližně 62 %. Kamenité rankery a litozemě nalezneme hlavně v okolí skal a v ledovcových karech. V nížinách a na pláních nalezneme zamokřené pseudogleje a gleje (Kindlmann a kol, 2012).

4.3.2. Klimatické podmínky

Dle klimatických klasifikací Quitta (1971) se národní park nachází v chladné klimatické oblasti, značené jako CH 6. V této oblasti je přibližně 120–140 dnů s teplotou nad 10 °C a převyšují dny s nižší teplotou, kterých je 140–160 (OPRL, 1996). Podnebí je tedy poměrně chladné, ale jsou zde velké rozdíly v úhrnu srážek dle části Šumavy. Zatímco severozápadní část Šumavy je na srážky velmi bohatá, jihovýchodní část leží ve srážkovém stínu. Jihovýchod je také ovlivněn větry, které nazýváme föhn a pocházejí z Alp. V posledních letech zde došlo k velkému vzrůstu průměrných teplot (zejména v jarních a letních měsících), a také k podstatnému nárůstu úhrnu srážek (Kindlmann a kol, 2012).

4.3.3. Hydrologické podmínky v Národním parku Šumava

Nejvýznamnějším pramen České republiky se nachází právě zde. Černý potok, který má pramen na Černé hoře, se po soutoku s Vltavským potokem stává Vltavou, která je považována za národní řeku České republiky (Štemberk a kol., 2015).

Voda v potocích a říčkách zde není krásně průhledná, jak by se v horských potůčcích dalo očekávat. Většina řek zde pramení v rašeliništích a díky huminovým látkám se voda zbarvuje dohněda. Voda je kyselá a chudá na minerály, což nepřitahuje velké množství vodních organismů (Štemberk a kol., 2015). Velkou vodní dominantou Národního parku Šumava jsou ledovcová jezera. Na území České republiky se jich nachází pět a za hranicemi další tři. Tato jezera byla v posledních desetiletích velmi zasáhnuta chemismem a v současné době procházejí revitalizací. Acidifikace velmi změnila zastoupení vodních organismů. Dříve početné skupiny bakterií, prvoků, zoobenthosu a členovců z velké části vymizely. (Kindlmann a kol, 2012)

4.4. Současná struktura lesů v Národním parku Šumava

Lesy se již moc nepodobají původnímu složení. V současnosti se na území nachází tyto lesní vegetační stupně – smrkobukový zaujímá 39 % plochy národního parku a buk-smrkový zaujímá 38 % plochy. Dále se v národním parku nachází smrkový vegetační stupeň se zastoupením 19 % a v minimu se zde vyskytuje jedlobukový (0,5 %) a klečový vegetační stupeň (1,3 %) (Textová část OPRL, 2001-2020).

4.5. Horské smrčiny v Národním parku Šumava

Smrk tvoří valnou většinu plochy národního parku Šumava. Z biomonitoringu vyplývá, že v stromovém patře smrk ztepilý (*Picea Abies*), tvoří 75,5 %. Následují dřeviny jako buk lesní (*Fagus sylvatica*) 9,1 %, dále břízy (*Betula pendula* a *Betula pubescens*) 5,6 %, borovice lesní (*Pinus sylvestris*) 4,8 % a borovice blatka (*Pinus rotundata*) 1,9 %. Ostatní dřeviny jako například jeřáby ptačí (*Sorbus aucuparia*), modřiny opadavé (*Larix decidua*), nebo borovice kleče (*Pinus mugo*) se vyskytují v míře pod 1 %. Nutno říci, že uvedená čísla počítají živé i mrtvé stojící stromy. Smrk v zastoupení živých stromů tvoří 70 %. (Čížková a Hubený, 2016).

Smrk se na území České republiky vyskytuje skoro ve všech lesních ekosystémech, nezáleží na nadmořské výšce a moc ani na vlhku (Šantrůčková a kol. 2010). Nejpřirozenější pro něj ale jsou horské smrčiny, které se nacházejí pod horní hranicí lesa – ta se připisuje přibližné výšce 1300 metrů nad mořem (Podrázský, 2014). Dle názvu jde poznat, že zde dominuje smrk, ale můžeme zde narazit i na další dřeviny, jako je jeřáb ptačí (*Sorbus Aucuparia*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a buk lesní (*Fagus sylvatica*). Ovšem v smrkových porostech hraje velkou roli i bylinné patro a mechové patro. Díky podrostu můžeme v Šumavských lesích rozdělit tři typy smrčin (Šantrůčková a kol. 2010):

- Papratkové smrčiny se rozkládají hlavně západně od hory Plechý na státní hranici. Tato smrčina nese název po převládající rostlině papratce horské (*Athyrium distentifolium*) ale nalezneme zde i trávy a mechy např. dvouhrotec chvostnatý (*Dicranum scoparium*).
- Třtinové smrčiny, ve kterých kromě smrku najdeme javor klen nebo buk lesní, se nacházejí ve vysokých polohách v oblastech hor Plechý, Černá hora

a Studená hora. V podrostu zde dominují trávy, zejména metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) a borůvka (*Vaccinium*).

- Podmáčené a rašelinné smrčiny nalezneme na malých územích ve středu a na severu národního parku. Jak název napovídá, jedná se o smrčiny, které se nacházejí v místech s podmáčením a rašelinných. Stromové patro není příliš vyvinuté a rostou zde krom smrku břízy a jedle. Bohatší je zde patro bylinné. V něm můžeme najít klikvy (*Oxycoccus palustris*), přesličky (*Equisetum sylvaticum*) a suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*). V poslední řadě nesmíme zapomenout zmínit mechové patro, které je nejvíce vyvinuté, kde dominují rašeliníky (*Sphagnum spp.*), játrovky (*Bazzania trilobita*) a také ploník obecný (*Polytrichum commune*).

4.6. Živočišné Národního parku Šumava

Fauna v těchto porostech je velmi pestrá. Převažující živočišnou skupinou v tomto biotopu jsou zajisté ptáci. Šumava je jednou z nejvýznamnějších ptačích oblastí a řadí se i do soustavy Natura 2000. Narazit zde můžeme na tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*), králíčka obecného (*Regulus regulus*), křivku obecnou (*Loxia curvirostra*), datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*), kulíška nejmenšího (*Glaucidium passerinum*) nebo také kosa horského (*Turdus torquatus*). Nalézt zde můžeme i druhy přirozeně se vyskytující v blízkosti lidských obydlí např. budníčka menšího (*Phylloscopus collybita*), drozda zpěvného (*Turdus philomelos*), nebo káně lesní (*Buteo Buteo*) (Šantrůčková a kol. 2010, Kindlman a kol., 2012).

Zástupci skupin savců zde nejsou tak hojně rozšířeni jako ptáci. Jeden z méně známých druhů je myšivka horská (*Sicista betulina*), která se u nás vyskytuje pouze minimálně. Největším savcem, kterého zde můžeme najít, je los evropský (*Alces alces*), který se sem vrátil v posledních padesáti letech. Z méně častých zde stojí za zmínku i rys ostrovid (*Lynx lynx*), ale nacházejí se zde i běžné lesní druhy, jako je jelen (*Cervus elaphus*), liška (*Vulpes vulpes*), kuna skalní (*Martes foina*) (Šantrůčková a kol., 2010). Pokud blíže prozkoumáme vody Šumavy, nalezneme zde vydru říční (*Lutra lutra*) (Štemberk a kol., 2015).

Nutno zmínit často opomíjenou skupinu organismů, a tou jsou bezobratlí. Nedílnou součástí těchto porostů jsou hlavně ti půdní. Mezi nejpočetnější skupiny patří chvostoskoci (*Collembola*), pancířníci (*Oribatida*) ale také mnohonožky (*Diplopoda*), střevlíci (*Carabus*) a drabčící (*Velleius*). Když se řekne Šumava a hmyz, každý si představí kůrovce, neboli správně lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) (Šantrůčková a kol. 2010). Tento druh je skloňován hlavně se slovem disturbance. Na širých pláních nalezneme i zástupce motýlů např. ohniváček rdesnový (*Lycaena helle*), perleťovec severní (*Baloria aquilonaris*) nebo žlutásek borůvkový (*Colias palaeno*). (Kindlman a kol., 2012, Štemberk a kol., 2015).

4.7. Květena, houby, mechy a lišejníky v Národním parku Šumava

Díky široké škále půdních typů se zde nachází mnoho druhů rostlin, které se vyskytují podle upřednostňovaných klimatických podmínek v různých částech. V jihovýchodní části jsou rostliny, které přinesly alpské větry, jež můžeme rozdělit na dva typy. Prvním typem jsou světlomilné rostliny, které zaujímají hlavně místa ve vyšších polohách v karech či prameništích. Mezi tyto druhy patří např. psineček skalní (*Agrostis rupertis*), hořec panonský (*Gentiana pannonica*) nebo keř vrba velkolistá (*Salix appendiculata*). Dále sem přimigrovaly rostliny, jež vyhledávají nižší polohy a nachází se spíše na pláních a loukách. K těmto druhům patří např. kýchavice bílá (*Veratrum album*), řeřišnice trojlistá (*Cardamine trifoliata*) nebo kerblík lesklý (*Anthriscus nitida*). V severozápadní části nalezneme rostliny, které preferují více vody, např. mokřýš vstřicnolistý (*Chrysosplenium oppositifolium*). Dále v zamokřených rašeliništích můžeme najít ostřici chudokvětou (*Carex pauciflora*), rojovník bahenní (*Ledum Palustre*), masožravou rosnatku okrouhlostou (*Drosera rotundifolia*) a také břízu trpasličí (*Betula nana*). Vyskytují se zde i někteří středoevropští endemité např. zvonečník černý (*Phyteuma nigrum*), oměj šalamounek (*Aconitum plicatum*) a lilie cibulkonosná (*Lilium bulbiferum*). Vzácným úkazem jsou zde orchidejové louky, kde roste různobarevný prstnatec bezový (*Orchis sambucina*) (Kindlmann a kol., 2012, Štemberk a kol., 2015)

Ve vlhkých částech Šumavy se mají nejlépe houby. Kromě klasických druhů hřibů (*Boletus*), muchomůrek (*Amanita*) a kozáků (*Leccinum*) zde nalezneme například hlízenku vodní (*Sclerotinia carisis-ampullacea*) (Štemberk a kol., 2015).

Díky čistému vzduchu se zde daří lišejníkům, které se rozkládají na plochách skal ale také na kmenech a větvích stromů. Můžeme zde najít například dutohlávku třásnitou (*Cladonia fimbriata*), terčovka bublinatou (*Hypogymnia physodes*) a provazovku (*Usnea*) (Malíček a Palice 2015).

Poslední, velmi hojně zastoupenou skupinou, v Národním parku Šumava jsou mechy. K vidění je zde mnoho druhů např. dvouhrotec chvostnatý (*Dicranum scoparium*), lesklec čeřitý (*Plagiothecium undulatum*), ploník ztenčený (*Polytrichastrum formosum*), travník Schereberův (*Pleurosium schereberii*), rokytník skvělý (*Hylocomium splendens*), rohozec trojlaločný (*Bazzania trilobata*), měřík příbuzný (*Plagiomnium affine*) nebo také bělomech sivý (*Leucobryum glaucum*) (Šantrůčková a kol., 2010).

5. Metodika

5.1. Vstupní data – ptačí společenstva

Sběr dat o ptačích společenstvech byl proveden z velké části v Národním parku Šumava, menší část dat byla sbírána v přilehlé chráněné krajinné oblasti Šumava. Projektem Silva Gabreta Monitoring (Křenová a Seifert, 2018) bylo určeno 120 sčítacích ploch, které měly tvar čtverce o velikosti strany 100 m.

Data byla sčítána v roce 2017 v měsících březen až červen. Sběr dat byl prováděn v ranních hodinách od východu slunce přibližně do desáté hodiny dopolední. Samotné započítávání ptačích druhů trvá deset minut v uvedeném časovém rozmezí. Vliv na proveditelnost sběru dat mají přírodní vlivy především rychlost větru a množství srážek. Sčítání bylo prováděno pouze za příznivého počasí.

Daná data sčítali čtyři kolegové – Ludvíková V., Zasadil P., Kostelová L., Kebrle D. Na každém sčítacím bodě byly provedeny 4 kontroly. V následných analýzách bylo počítáno s celkovým počtem druhů a celkovou abundancí. Druhy byly dále rozdělovány do guild dle Fullera (2003), Šťastného & Hudce (2011) a Kloubce a kol. (2015).

- hnízdní guildy– druhy hnízdící v dutinách v korunách stromů, v keřovém patře a na zemi
- guilda dle místa sběru/lovu potravy – druhy lovící na kmenech stromů, v korunách stromů, v keřovém patře a druhy sbírající potravu na zemi

5.2. Data o lesních porostech

Pro každou plochu byl proveden popis lesních porostů. Zdrojem dat byly dva typy datových sad:

- Digitalizace lesních porostů
- LiDAR.

Popis dat byl získán z detailních ortofoto analýz, které probíhaly každoročně již od roku 2006 doposud – pořízení ortofoto snímků probíhalo koncem daného roku. Pro popis struktury porostu bylo využito dat, která byla nejbližší období sčítání,

a to z podzimu 2016. Daná digitalizace lesních porostů je v souřadnicovém systému S-JTSK- Krovak East North. Zdravotní stav stromů je rozdělen na pět kategorií:

- stojící souše – jedná se o čerstvě disturbovaný porost a daná plocha vzniká pouze jako důsledek odumření stromového patra (vlivem sucha a kůrovce) a porovnává se s předchozím rokem
- ležící souše – disturbované stromy, které byly poškozeny dříve než v posledním roce, dříve byly označovány jako stojící souše
- polomy – skupina, která se může podobat ležícím souším, jedná se o živý strom, který byl zlomen nebo vyvrácen působením větru
- těžené (vyklizené) – hmota, která byla vytěžena a vyklizena
- těžené (ponecháno) – hmota, u které byla provedena asanace kůrovce a dřevní hmota ponechána na místě

K identifikaci struktury porostu slouží dále i LiDARová data. Tato data byla primárně pořizována laserovým skenováním. Sken probíhal pomocí helikoptéry, z výšky 550 m s rozestupy linií 275 m.

Data obsahují čtyři primární sady dat:

- LiDAR waveform
- LiDAR pointcloud
- DTM – rastr obsahující digitální model povrchu a data stínového modelu povrchu
- DSM – rastr obsahující digitální model reliéfu a data stínovaném modelu reliéfu

Dále data obsahují také sady odvozené:

- ITD (individual tree detection) – vektorová vrstva ve formátu SHP, zpracovaná v programu GIS, kde je každý strom zaznamenán jako polygon dle půdorysu koruny. K danému formátu vrstvy je přiřazena tabulka, ve které je ke každému stromu přiděleno několik poznávacích atributů (souřadnice, nadmořská výška, typ stromu – jehličnatý, listnatý, odumřelý, pahýl – výška stromu, objem koruny, výška korunové základny).
- ABA (area based approach) – rastrová data, která udávají statistiky počtu bodů pro jednotlivé buňky prostorové sítě

LiDARová data byla pořízena pro NP Šumava a jsou v souřadnicovém systému 1468 DHDN/Gauss-Kruger zone 4.

Bylo pracováno v souřadném systému S-JTSK, a proto byla data v jiných souřadných systémech (LiDAR) převedena do S-JTSK. LiDARová data byla nastavena v souřadném systému- DHDN - Gauss-Kruger zone 4.

Vrstva dat z LiDARu byla nahrána do programu ArcGIS. V Properties vrstvy ITD bylo v záložce XY Coordinate System nastavena konverze souřadnicového systému DHDN_To_WGS_1984_4_NTv2+ S_JTSK_To_WGS_1984_5.

Pomocí funkce buffer bylo vylišeno okolí 100 m okolo každého bodu. Dále byla užitá funkce Intersect, do které vstupovala vrstva okolí 100 m z funkce Buffer (která obsahoval ID sčítací plochy) a vrstva digitalizace. Takto vznikla vrstva digitalizace omezená na okolí 100 m od středu plochy doplněná o ID dané plochy. V nově vzniklé vrstvě byly vypočítány celkové plochy oříznutých polygonů různých kategorií (polomy, stojící souše, ležící souše, disturbované plochy, atd...). K výpočtu plochy jednotlivých polygonů byla využita funkce Calculate geometry.

Dále bylo zjišťováno, kolik je stromů a v jaké jsou kondici v okolí 100 m bodů. Pro tento účel byla použita již vytvořená polygonová vrstva bufferu 100 m okolí bodů (dále buffer_100). Následně bylo pomocí funkce Spatial Join přidáno ID bodu ke každému stromu ve vrstvě ITD (individual tree detection derivovaná z LiDARu), který se prostorově překrýval s daným polygonem vrstvy buffer_100. Ve vrstvě ITD byly dále pomocí Select By Attributes vybrány objekty každé samostatné kategorie (např. počet živých listnatých stromů) a byl proveden součet těchto vybraných stromů dle přiřazeného ID pomocí funkce Summarize. Tímto způsobem bylo postupováno také u ostatních typů objektů ve vrstvě ITD. Vypočítané hodnoty byly převedeny do excelu.

5.3. Statistické zpracování dat a jejich kontrola

Spojením dat nám vznikly následující proměnné:

Název proměnné	Popis	Jednotky	Původ dat
Area_Polom_podil	Podíl plochy polomů do	%	Digitalizace

	vzdálenosti 100 m od bodu		
Area_SStoj_podil	Podíl plochy suchých stromů do vzdálenosti 100 m od bodu	%	Digitalizace
Area_SLez_podil	Podíl plochy ležících kmenů do vzdálenosti 100 m od bodu přepočtené na 1 hektar	%	Digitalizace
SLez_Mean_Vek_rozpad	Průměrná doba od rozpadu stojících souší (nyní ležící)	rok	Digitalizace
Mean_vek_sukcese	Průměrná doba od disturbanční události/poškození porostu	rok	Digitalizace
Conif_Ave_CROWN	Objem koruny jehličnatých stromů do vzdálenosti 100 m od bodu	m ³	LiDAR
Poc_Dead_ha	Počet stojících mrtvých stromů do vzdálenosti 100 m od bodu přepočtené na 1 hektar	ks/ha	LiDAR
Poc_conif_ha	Počet živých jehličnatých stromů do vzdálenosti 100 m od bodu přepočtené na 1 hektar	ks/ha	LiDAR
Poc_Decid_ha	Počet živých listnatých stromů do vzdálenosti 100 m od bodu přepočtené na 1 hektar	ks/ha	LiDAR
Poc_Snag_ha	Počet pahýlů do vzdálenosti 100 m od bodu přepočtené na 1 hektar	ks/ha	LiDAR
Disturb_celk_podil	Veškerá disturbovaná plocha	%	Digitalizace
Decid_Conif_mean_height	Průměrná výška jehličnatých i listnatých stromů	m	LiDAR

Conif_decid_Mean_crow_vol	Průměrná objem korun jehličnatých i listnatých stromů	m ³	LiDAR
Conif_decid_sum_crown_ha	Celkový objem korun jehličnatých i listnatých stromů do vzdálenosti 100 m od bodu přepočtené na 1 hektar	m ³ /ha	LiDAR
nadm_vyska	Nadmořská výška bodu	m n. m.	LiDAR

Z vygenerovaných porostních proměnných byly vyloučeny silně korelované proměnné (větší než 0,6 korelačního koeficientu). Po selekci proměnných vstupovalo do modelu celkem 5 faktorů prostředí – Area_SStoj_podil, Area_SLez_podil, Mean_vek_sukcese, Poc_Decid_ha, nadm_vyska.

Statistické vyhodnocení bylo provedeno pomocí lineárních modelů (LM) v programu R verze 4.0.0. (R Core Team 2020). Pro výběr nejvhodnějšího modelu byl využit automatický výběr proměnných na základě hodnoty AIC (Akaikeho informační kritérium) pomocí funkce stepAIC z balíčku MASS (Venables a Ripley, 2002).

Pro výběr modelu byl užit zpětný výběr proměnných (backward selection), kde se nejdříve vytvoří plný model (m_full) se všemi proměnnými a postupně se odebírají nevhodné proměnné. Pro kontrolu správnosti finálního modelu byl rovněž proveden postupný výběr proměnných (forward selection), kdy analýza začíná naopak na prázdném modelu bez proměnných (m_null) a postupně se přidávají jednotlivé proměnné. Pokud byl výsledkem obou postupů stejný model, považovali jsme jej za správný (bez ovlivnění korelací mezi proměnnými). V případě odlišného výsledku jsme použili k porovnání hodnotu AIC a model s hodnotou nižší o 2 a více jednotky. AIC byl zvolen jako finální. Bylo hodnoceno splnění předpokladů modelu (linearita vztahů, normalita residuálů a homogenita variance) pomocí diagnostických grafů a shapiro testu normality. Jako statisticky průkazné byly brány hodnoty na hladině významnosti α menší než 0,05.

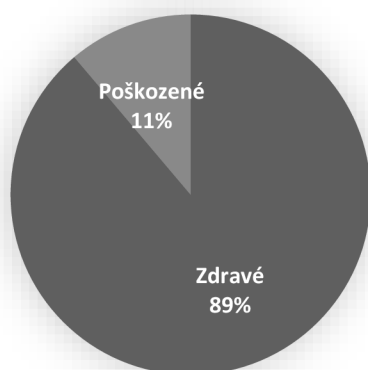
6. Výsledky

6.1. Porost

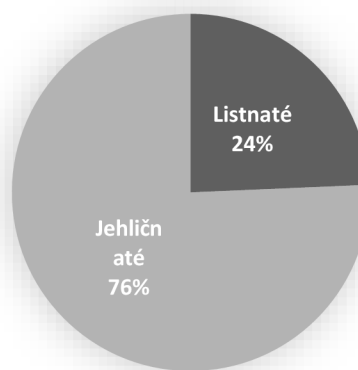
V okolí 100 m od sčítacích bodů se nacházely jehličnaté i listnaté stromy, které byly zdravé, ale také porost, který byl narušen disturbancemi (mrtvé dřevo, pahýly). Plochy se dále dělily dle stavu porostu (polomy, stojící souše, ležící souše).

Z dat, která pocházela z digitalizace lesních porostů bylo zjištěno, že převládá zdravý porost (obrázek č. 1). Dle bližší identifikace LiDARovými daty bylo zjištěno, že početně dominují jehličnaté stromy, které představují 76 % zdravého porostu. (obrázek č. 2).

Obrázek č. 1: Poměr zdravého a poškozeného porostu v okolí 100 m sčítacích bodů

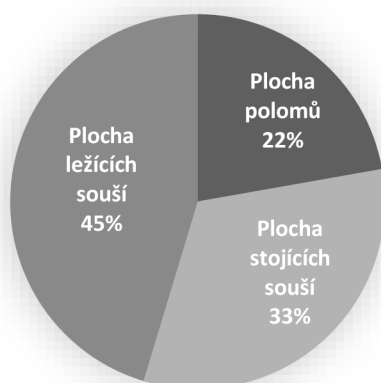


Obrázek č. 2: Výskyt zdravých jehličnatých a listnatých stromů v okolí 100 m sčítacích bodů



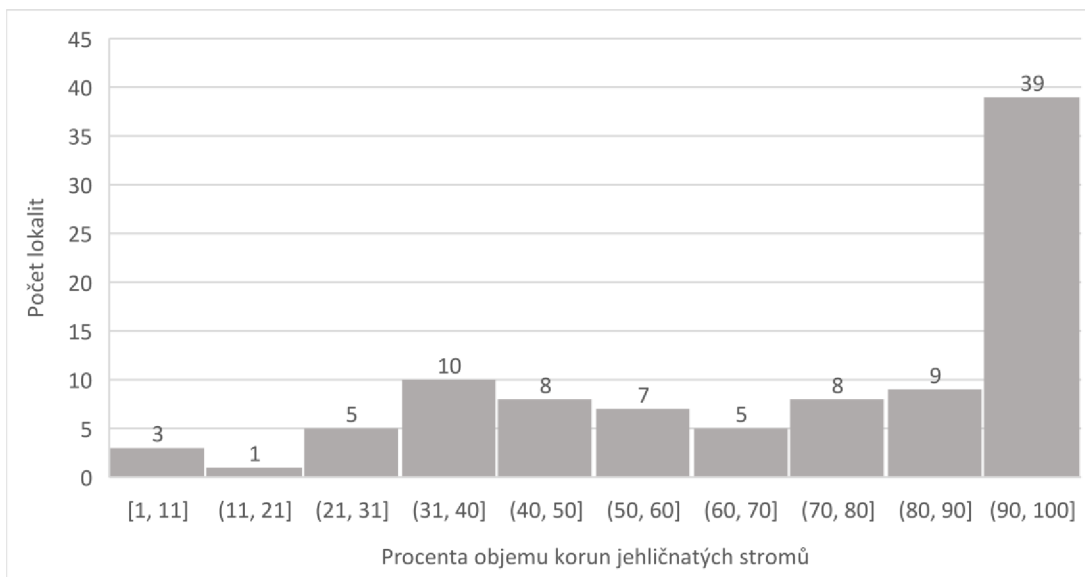
Pomocí dat z digitalizace byl porovnáván stav porostu následkem poškození. Následující graf (obrázek č. 3) je výpočtem již zmiňované poškozené plochy. Nejčastěji se vyskytují ležící souše a nejméně polomy.

Obrázek č. 3: Plochy dle způsobu poškození



Z objemu korun jehličnatých a listnatých stromů, můžeme říct, že ve většině ploch převládají jehličnaté stromy (obrázek č. 4), dokonce v 39 případech bylo zastoupení jehličnanů přes 90 %. Žádná plocha nebyla čistě listnatá a jen jedna byla čistě jehličnatá. Tato data byla získána z LiDARu pomocí zastoupení objemu korun.

Obrázek č. 4: Procentuální zastoupení jehličnatých stromů z celkového objemu korun v pozorovaných lokalitách



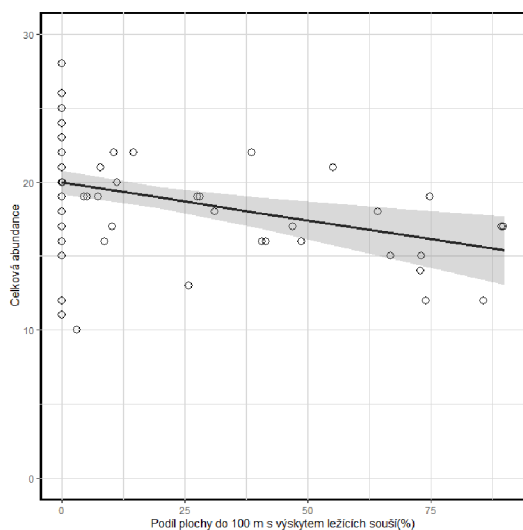
6.2. Ptačí společenstva

Celkový počet jedinců ve sledované oblasti byl 2323, přičemž druhů bylo rozlišeno 71. Z toho 22 druhů hnízdí v dutinách stromů, 10 v keřovém patře, 22 v korunách stromů a 12 na zemi. Dva druhy, které nebyly v hnízdních guildch započítány, jsou kukačka obecná (*Cuculus canorus*), protože je hnízdním parazitem, a pěnkava jikavec (*Fringilla montifringilla*), protože v České republice nehází. Dle místa vyhledávání potravy bylo zjištěno 21 druhů, jež obstarávají potravu v koruně stromů, 33 druhů na zemi, v keřích 9 druhů a 8 druhů na kmenech stromů.

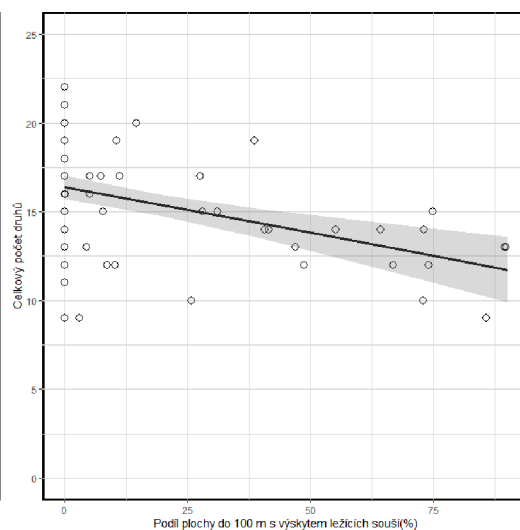
6.2.1. Celková abundance a celkový počet druhů

Se zvyšujícím se podílem plochy ležících souší se snižuje celková abundance i celkový počet druhů, viz obrázek č. 5 a 6. Průkaznost výsledku dokládá tabulka č. 1 a č. 2, kde jsou zobrazeny p hodnoty efektů (průkazné hodnoty jsou zvýrazněny tučně).

Obrázek č. 5: Závislost celkové abundance na podílu plochy s výskytem ležících souší



Obrázek č. 6: Závislost celkového počtu druhů na podílu plochy s výskytem ležících souší



Tabulka č. 1- Hodnoty z finálního lineárního modelu pro celkovou abundanci

Proměnná	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>F)
Podíl plochy ležících souší	-0,051	0,015	-3,454	0,032
Počet listnatých stromů přepočtených na hektar	0,007	0,005	1,412	0,162

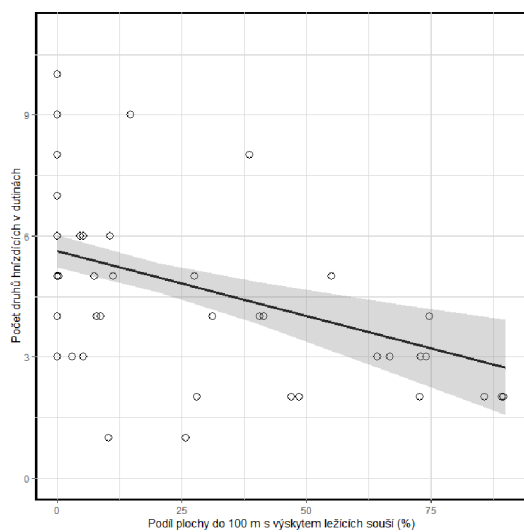
Tabulka č. 2 - Hodnoty z finálního lineárního modelu pro celkový počet druhů ptáků

Proměnná	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>F)
Podíl plochy ležících souší	-0,052	0,012	-4,463	0,017

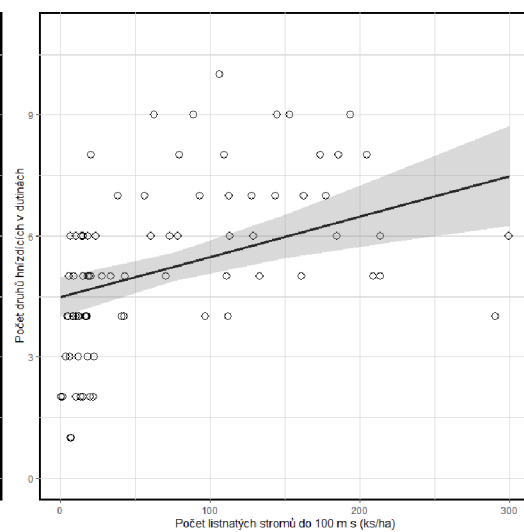
6.2.2. Druhy hnízdící v dutinách stromů

Počet druhů hnízdících v dutinách se snižuje, pokud se zvyšuje podíl ležících souší (viz. obrázek č. 7), a pokud se zvyšuje počet listnatých stromů, zvyšuje se i počet druhů (viz. obrázek č. 8). Průkaznost výsledků dokládá tabulka č. 3.

Obrázek č. 7: Závislost výskytu počtu druhů hnízdících v dutinách na podílu plochy s výskytem ležících souší



Obrázek č. 8: Závislost výskytu počtu druhů hnízdících v dutinách na počtu listnatých stromů



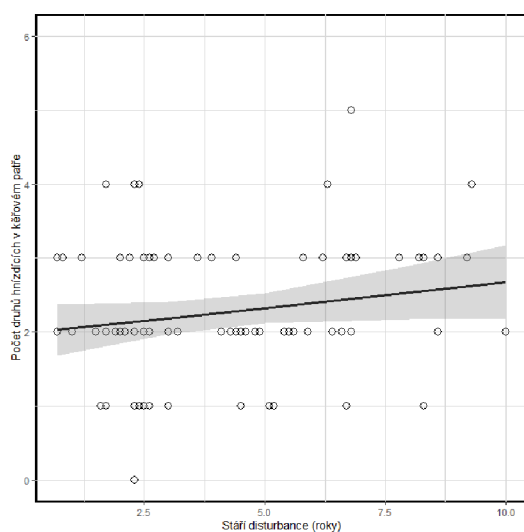
Tabulka č. 3 Hodnoty z finálního lineárního modelu pro druhy hnízdící v dutinách

Proměnná	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>F)
Podíl plochy ležících souší	-0,032	0,007	-4,296	0,001
Počet listnatých stromů přepočtených na hektar	0,01	0,003	3,886	<0,001

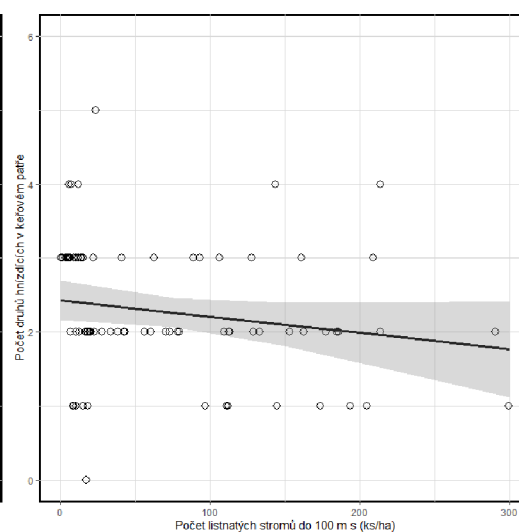
6.2.3. Druhy hnízdící v keřovém patře

Počet druhů hnízdících v keřovém patře se zvyšuje se stářím disturbance (viz. obrázek č. 9) a se zvýšením počtu listnatých stromů se počet druhů snížil (viz. obrázek č 10). Průkaznost výsledku dokládá tabulka č. 4.

Obrázek č. 9: Závislost výskytu počtu druhů hnízdících v keřovém patře na stáří disturbance



Obrázek č. 10: Závislost výskytu počtu druhů hnízdících v keřovém patře na počet listnatých stromů



Tabulka č. 4- Hodnoty z finálního lineárního modelu pro druhy hnízdící v keřovém patře

Proměnná	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>F)
Průměrný věk sukcese	0,069	0,041	1,169	0,04
Počet listnatých stromů přečtený na hektar	-0,002	0,001	-1,478	0,143

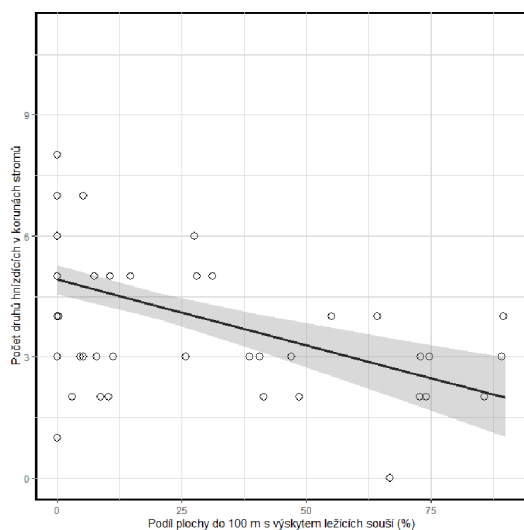
6.2.4. Druhy hnízdící v dutinách stromů

Počet druhů hnízdících v korunách stromů se snižuje, pokud se zvýší podíl plochy s ležícími soušemi (obrázek č. 11). Průkaznost výsledku dokládá tabulka č. 5.

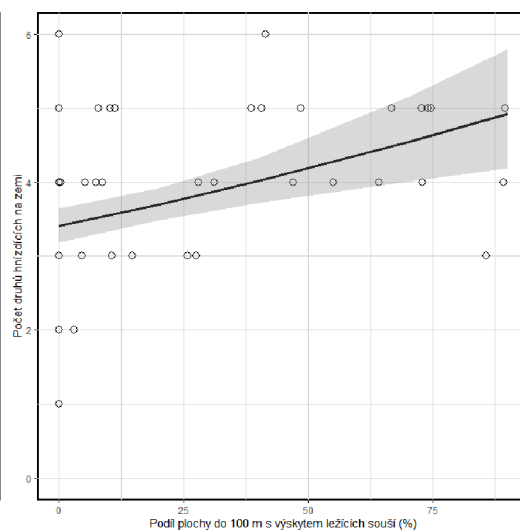
6.2.5. Druhy hnízdící v dutinách stromů

Počet druhů hnízdících na zemi se zvyšuje, když se zvyšuje podíl plochy s ležícími soušemi (obrázek č. 12). Průkaznost výsledku dokládá tabulka č. 6.

Obrázek č. 11: Závislost výskytu počtu druhů hnízdících v korunách stromů na podílu plochy s výskytem ležících souší



Obrázek č. 12: Závislost výskytu počtu druhů hnízdících na zemi na podílu plochy s výskytem ležících souší



Tabulka č. 5- Hodnoty z finálního lineárního modelu pro druhy hnízdící v korunách stromů

Proměnná	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>F)
Podíl plochy ležících souší	-0,032	<0,001	-5,219	0,003

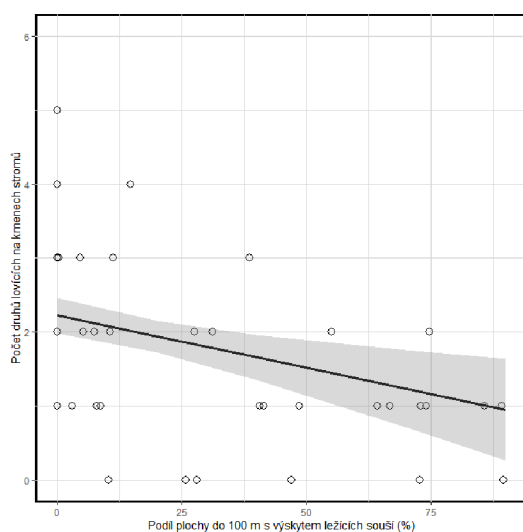
Tabulka č. 6- Hodnoty z finálního lineárního modelu pro druhy hnízdící na zemi

Proměnná	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>CHI)
Podíl plochy ležících souší	0,004	0,001	3,914	<0,001

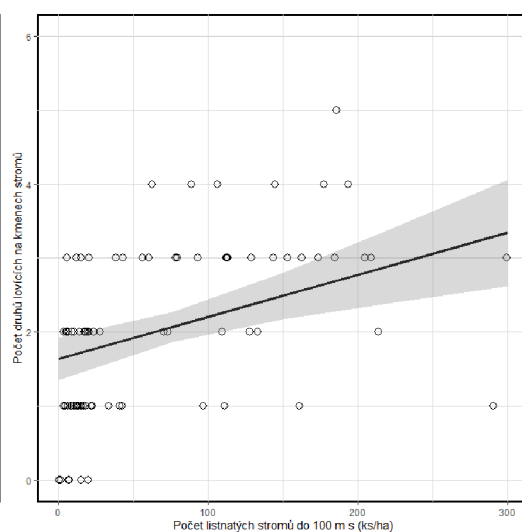
6.2.6. Druhy získávající potravu na kmeneh stromů

Když se zvýší podíl plochy s ležícími soušemi, sníží se počet druhů lovcích na kmenech (obrázek č. 13), a pokud se zvýší počet listnatých stromů v dané oblasti se zvýší výskyt druhů (obrázek č. 14). Průkaznost výsledku dokládá tabulka č. 7.

Obrázek č. 13: Závislost výskytu počtu druhů lovcích na kmenech stromů na podílu plochy s výskytem ležících souší



Obrázek č. 14: Závislost výskytu počtu druhů lovcích na kmenech stromů na počtu listnatých stromů



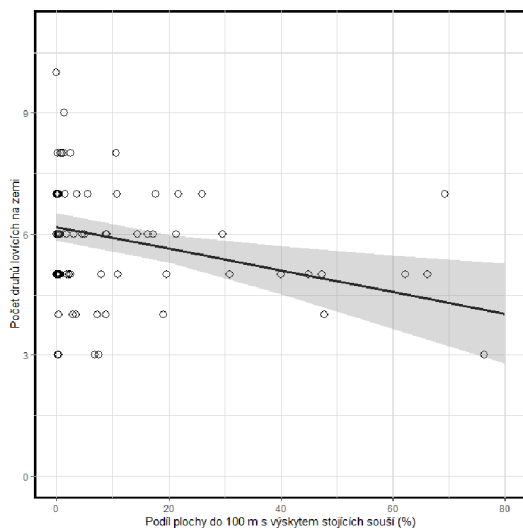
Tabulka č. 7- Hodnoty z finálního lineárního modelu pro druhy lovcí na kmenech stromů

Proměnná	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>F)
Podíl plochy ležících souší	-0,014	0,004	-3,267	0,006
Počet listnatých stromů přepočtený na hektar	0,006	0,002	3,794	<0,001

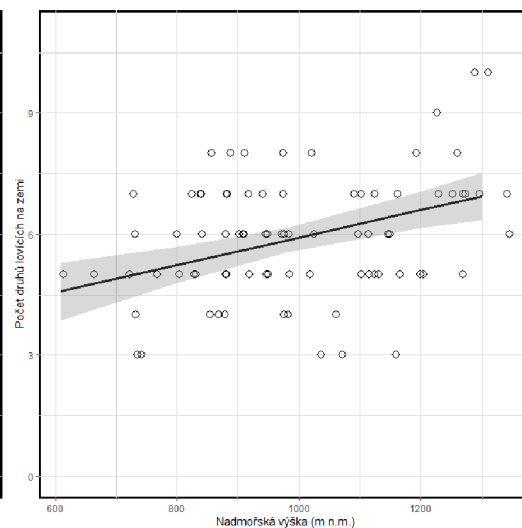
6.2.7. Druhy získávající potravu na zemi

Počet druhů lovcích na zemi se sníží, pokud se zvýší podíl plochy ležících souší (obrázek č. 15) a v místech s rostoucí nadmořskou výškou se počet druhů zvyšuje (obrázek č. 16). Průkaznost výsledku dokládá tabulka č. 8.

Obrázek č. 15: Závislost výskytu počtu druhů lovících na zemi na podílu plochy s výskytem ležících souší



Obrázek č. 16: Závislost výskytu počtu druhů lovících na zemi na nadmořské výšce



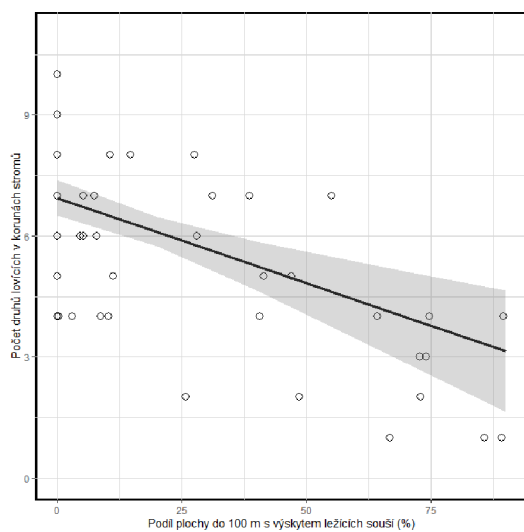
Tabulka č. 8- Hodnoty z finálního lineárního modelu pro druhy lovící na zemi

Proměnná	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>F)
Podíl plochy stojících souší	-0,027	0,009	-3,090	0,016
Nadmořská výška	0,003	0,001	4,045	<0,001

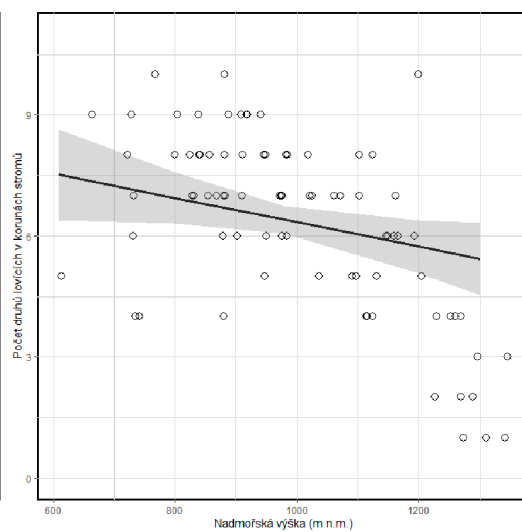
6.2.8. Druhy získávající potravu v korunách stromů

Počet druhů, které loví v korunách stromů, se snižuje s rostoucím podílem plochy ležících souší (obrázek č. 17). A v místech s rostoucí nadmořskou výškou se snižuje počet těchto druhů (obrázek č. 18). Průkaznost výsledku dokládá tabulka č. 9.

Obrázek č. 17: Závislost výskytu počtu druhů lovicích v korunách stromů na podílu plochy s výskytem ležících souší



Obrázek č. 18: Závislost výskytu počtu druhů lovicích v korunách stromů na nadmořské výšce



Tabulka č. 9 - Hodnoty z finálního lineárního modelu pro druhy lovicí v korunách stromů

Proměnná	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>F)
Podíl plochy stojících souší	-0,042	0,01	-4,344	<0,001
Nadmořská výška	-0,003	0,001	-2,179	0,032

7. Diskuse

7.1. Druhová skladba

Z pohledu celkových počtů druhů je velmi rozporuplné, zda disturbance napomáhají ke zvýšení počtů, nebo ke snížení počtů druhů ptáků. V rámci této práce bylo zjištěno, že s větším podílem plochy se stojícími soušemi se snižuje celkový počet druhů ptáků, které se v oblasti nachází. Mnoho druhů musí opustit narušená místa, která již nedisponují např. druhem potravy, kterým se daný druh živí a také se snižují možnosti míst, kde mohou hnízdit. Dle studie Repel a kol. (2020) byl celkový počet druhů v oblasti zasaženou disturbancí stejný, ale druhy se obměnily. Také studie z Mexika Cruz-Miranda a kol. (2021) ukázala, že počty druhů jsou stejné v porostech po zasažení disturbancí. Opačný výsledek zaznamenal Zmihorski (2010), kde se počet druhů v porostech, které byly zasaženy silným větrem, zvyšovaly oproti porostům nedotčeným. Zmihorski tento jev odůvodňuje tím, že porost je atraktivnější pro nové ptactvo, pro které dříve lokalita nebyla vhodná. Dalšími faktory ovlivňující tyto počty můžou být např. stáří disturbance a rozsah disturbance.

7.2. Reakce dle hnízdní guild

Na výsledky výskytu dutinově hnízdicího ptactva se názory studií s mou bakalářskou prací většinou neshodují. V mých výsledcích je vidět, že čím víc se nachází ležících souší na dané ploše, tím je dutinových druhů méně. Úvahou nad těmito výsledky dojdeme k jasným závěrům- pokud se v oblasti sníží počty stojících stromů, nemůže se vyskytovat více druhů, které žijí v dutinách stromů a druhy, které zde hnízdily dříve o svá hnízda přichází a jsou nuceni oblast opustit. Ve studii provedené Kučerou (2000) ve stejné lokalitě (NP Šumava), současně v poškozených i nepoškozených porostech se ukázalo, že dutinové druhy ani nepříbyly ani neubýly. S tímto názorem souhlasí i Repel a kol. (2020), která proběhla ve Vysokých tatrách a také nezaznamenala významné početní rozdíly dutinových druhů v poškozeném a nepoškozeném porostu. V dalších studiích se již názory neshodují, ale spíše z důvodu, že se liší doba od vzniku disturbance. Např. Moning a Müller (2008) bylo potvrzeno, že ptáci, kteří hnízdí v dutinách stromů, se více nacházejí v místech, kde je více mrtvého dřeva, zároveň tyto porosty byly věkově starší. S touto studií by částečně souhlasila i studie Drapeau a kol., (2009), kde výsledky říkají, že se

druhy hnízdící v dutinách objevují častěji v místech, kde se nacházejí větší plochy mrtvého dřeva. Ovšem tato studie tvrdí, že se nejedná o dlouhodobý jev, ale dochází k tomu pouze v prvních pár letech po disturbance. Po zchřadnutí mrtvých stromů a následném úbytku potravních možností v oblasti druhy lokalitu opouští. Úplným opakem výsledku poslední zmíněné práce je studie Thorn a kol. (2016), kde výsledky ukazují, že se dutinové druhy jsou četnější v místech, kde jsou málo dotčené porosty disturbance. Tento výzkum reaguje i na následnou těžbu, která ovlivňuje dutinové druhy. Uvádí, že do míst, kde disturbance působí, se ptáci dostávají až v momentu, kdy je mrtvé dřevo částečně vytěženo.

Další zkoumanou skupinou jsou druhy hnízdící v korunách stromů, kde výsledek mé práce ukazuje, že druhů hnízdících v korunách stromů ubývá se zvýšením plochy, kterou zaujímají ležící souše. U výsledků je patrné, že druhy hnízdící v korunách přicházejí o svá hnízda a o obživu, stejně jako druhy hnízdící v dutinách stromů, proto je zřejmé, že tyto druhy zde nepřibývají. Například studie Lain a kol., (2008) poukazuje na stejný výsledek, že s následným přibýváním ležících souší korunové druhy snižují své zastoupení, ale jsou nahrazovány druhy, jež sídlí v dutinách stromů. Rozpor mých výsledků a Lain a kol., (2008) je dán odstupem doby od disturbance. V mém případě je odstup delší a souše více podlely vlivům okolí, proto se počty těchto druhů snižují. Ve studii provedené na stejném místě, jako byla provedena má studie (Kučera, 2000), se zjistilo, že v místech, zasažených disturbancemi dominují druhy, které hnízdí v korunách stromů. Tento trend je přímo Kučerou vysvětlen. V místech, kde byl výzkum proveden byl nízký zápoj a přibylo druhů, které hnízdí v okolí pasek. Dle Repela a kol. (2020) se tyto druhy v oblastech zasažených disturbancemi vyskytují, ale nijak zvlášť početně nevyčnívají v porovnání s ostatními druhy. Další výzkum (Moning a Müller, 2008), který zjišťoval počty druhů hnízdících v oblasti korunového patra, přišel s výsledky, že se druhy nenacházejí přímo v oblastech, které jsou zasažené disturbancemi, ale v jejich bezprostřední vzdálenosti a porušenou plochu využívají spíše pro získávání potravy. Studie, která hodnotí výskyt druhů s odstupem času, (Thorn a kol., 2016) ukazuje výsledky, že v době blízké disturbance se druhy hnízdící v korunovém patře nenacházejí v porušené oblasti, ale po více letech jich začíná opět přibývat.

V případě druhů, které hnízdí na zemi, najdeme shodu ve všech studovaných oblastech napříč různými oblastmi zkoumání. V mé práci bylo dosaženo výsledku, že

čím větší je podíl ležících souší na dané ploše, tím jsou tyto druhy častější. Tito ptáci na rozdíl od ostatních zkoumaných druhů mají s větším výskytem ležících souší větší možnost úkrytu před predátory a hnízdní příležitost, proto se jejich počty zvyšují. Z výsledků jiných prací (Kučera, 2000; Repel a kol., 2020 a Thorn a kol., 2016) bylo zjištěno vždy to samé. Na tyto druhy neměly vliv ani rozdílné typy disturbance (požár, vítr, kůrovec) ani fakt, že každá studie byla provedena s jiným odstupem času od udeření daného vlivu.

U druhů, které hnízdí v keřovém patře, se zkoumal hlavně vliv stáří disturbance, který vyšel statisticky průkazný. V mé studii bylo zjištěno, že s odstupem času od propuknutí dané disturbance se častěji vyskytují druhy, které v tomto patře hnízdí. Disturbance ovlivňují zápoj lesního porostu a v lesích, kde dříve zápoj byl až přehoustlý již nezbyvalo světlo pro vývoj keřového patra. S odstupem času od udeření disturbance se keřové patro vytváří. Keře a zmlazený porost mají větší možnost růstu a s tím se zvyšuje i možnost hnízdění druhů, které se v keřovém patře vyskytují. Dle Kučery (2000) se dané druhy vyskytují v blízkosti území zasaženém disturbance ale ne přímo v něm, a to bez ohledu na časovou linii.

7.3. Reakce guild dle místa sběru potravy

Při vyhodnocování výběru místa pro sběr potravy se zkoumaly skupiny lovící na kmenech stromů, na zemi a v korunách stromů. Veškeré skupiny vyšly se stejným trendem, a to, že pokud je větší podíl souší, nachází se méně všech druhů dané guildy. Tyto závěry navazují na předchozí výsledky, které se věnují místům hnízdění. Druhy, které potravu shánějí na kmenech stromů, mají jen málo stromů, kde by potravu získaly, taktéž na tom jsou i druhy, které získávají potravu v korunách stromů. Druhy získávající potravu na zemi jsou omezené z důvodu, že na zemi jsou kmeny poškozených stromů, které nedovolují se dostat k veškeré dříve dostupné potravě. Ve výzkumu Lain a kol., (2008), se porovnávala doba před disturbance a po udeření vichřice. Před událostí dominovaly druhy, které potravu vyhledávají v místech korun stromů. Po vichřici se druhové složení změnilo na druhy, které vyhledávají potravu převážně na zemi a také na kmenech stromů.

8. Závěr a přínos práce

Z výzkumu avifauny provedeného v roce 2017, kdy se monitorovaly počty ptáků, které byly ovlivněny disturbancemi především kůrovcem a silným větrem vzešlo mnoho závěrů, jež jsou důležité pro další informace k vývoji ptačích společenstev s postupnou sukcesí od disturbancí.

V dané lokalitě bylo určeno 120 ploch o rozměrech 100 m x 100 m. V těchto plochách byly sčítány počty ptáků. Pomocí dat odvozených z digitalizace porostu a LiDAR byla vyhodnocena reakce ptačích společenstev na různé faktory prostředí. V analyzovaných plochách se počítalo s jehličnatými stromy, listnatými stromy a plochami, na kterých se vyskytuje zdravý porost a ty na kterých je poškozený porost. Ptačí druhy se následně rozdělily do kategorií dle místa hnízdění a místa sběru potravy. V analýze jsme pracovali s jednotlivými stavy porostu, nadmořskou výškou, počtem listnatých a jehličnatých stromů a stářím disturbance. Tato analýza probíhala pomocí nástrojů programu GIS.

Pozitivní vliv poškození porostu s vyšším počtem ležících souší byl zjištěn pouze u druhů s hnízdem na zemi. Ostatní druhy své počty v oblastech s ležícími soušemi snižovaly. Zvýšením své početnosti reagovaly druhy hnízdící v dutinách stromů na vyšší počet listnatých stromů. Druhy hnízdící v keřovém patře zvyšovaly své obsazení plochy s nárůstem stáří disturbance.

V případech místa sběru potravy byl zjištěn vyšší výskyt druhů hledajících potravu na kmenech stromů, když přibývalo listnatých stromů. Druhy, které svou potravu shánějí na zemi, zvyšovaly své počty se zvyšující se nadmořskou výškou.

S daným tématem práce se však pojí problémy. Mnohé studie na danou problematiku nahlíží z různých úhlů pohledu a málokdy se pohledy plně setkávají. V případě vlivů disturbancí nebývá většinou hodnocen vliv samotné disturbance, ale i následující management pro vyklízení poškozeného porostu. V tomto případě je velmi důležitým aspektem následné nenarušování porostu, protože ve sledované oblasti těžba proběhla jen na velmi malém území. Při porovnávání početnosti druhů jsou většinou data monitorována pouze těsně po zasažení disturbance, a ne i po letech, jak uvádí např. Thorn a kol. (2016) a tato práce. Narušení lesů se nedají předvídat, proto by bylo potřebné veškeré porosty monitorovat průběžně, aby se stavy druhů daly porovnat s daty, které byly zaznamenány před vlivem disturbance.

9. Přehled literatury a použitých zdrojů

Bebi P., Seidl R., Motta R., Fuhr M., Firm D., Krumm F., Conedera M., Ginzler C., Wohlgemuth T., Kulakowski D., 2017: Changes of forest cover and disturbance regimes in the mountain forests. S. 43-56.

Bengtsson J., 2002: Disturbance and resilience in soil animal communities. *European Journal of Soil Biology* 38. S. 119–125.

Bengtsson J., Lundkvist H., Saetre P., Sohlenius B., Solbreck B., 1998: Effects of organic matter removal on the soil food web: forestry practices meet ecological theory, *Applied Soil Ecology* 9. S. 137–143.

Bengtsson J., Nilsson S. G., Francc A., Menozzi P., 2000: Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132. S. 39-50.

Bujoczeka M., Rybicka J., Bujoczek L., 2020: Effects of disturbances in a subalpine forest on its structural indicators and bird diversity. *Ecological Indicators* 112.

Cruz-Miranda Y., Tarango-Arámbula L. A., Escobar-Flores J. G., Olmos-Oropeza G., Chapa-Vargas L., 2021: Migratory Seasonality and Phenology by Birds in a Temperate Forest with Two Disturbance Conditions. *Agro Productividad* 14. 6.

Drapeau P., Nappi A., Imbeau L., Saint-Germain M., 2009: Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. *The forestry chronicle* 85 (2). S. 227-234.

Drever C. R., Peterson G., Messier C., Bergeron Y., Flannigan M., 2006: Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience. *Canadian Journal of Forest Resources* 36. S. 2285 – 2299.

Dvořák J., 2017: Pralesy Šumavy. Správa Národního parku Šumava, Vimperk. 156 str.

Flint C. G., McFarlane B., Muller M., 2009: Human Dimensions of Forest Disturbance by Insects: An International Synthesis. *Environmental Management* 43. S. 1174–1186.

Fuller R. J., 2003: Bird life of woodland and forest. Cambridge University Press. 260 str.

Gao, T., Nielsen, A.B., Hedblom, M., 2015. Reviewing the strength of evidence of M. Bujoczek, et al. Ecological Indicators 112 (2020) 10 biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. Ecol. Ind. 57. S. 420–434.

Holeksa J., Jaloviar P., Kucbel S., Saniga M., Svoboda M., Szewczyk J., Szwagrzyk J., Zielonka T., Zywiec M., 2017: Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce forests. Forest Ecology and Management 388. S. 79–89.

Holling C. S., Schindler D.W., Walker B.W., Roughgarden J., 1994: Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis, in: Perrings C.A., Mäler K.-G., Folke C., Holling C.S., Jansson B.-O. (Eds.), Biodiversity Loss. Economic and Ecological Issues, Cambridge University Press, Cambridge, UK. S. 44–83.

Hora J., 2018: Monitoring ptačích společenstev horských lesů v oblasti Smrčina – Hraničník. 67 str.

Hubený P, Čížková P., 2016: Šumavské lesy pod lupou. Správa národního parku Šumava. 129 str.

Chytrý M., [ed.], 2014: Vegetace České republiky 4 / Vegetation of the Czech Republic 4. Lesní a křovinná vegetace. Academia, Praha, 552 str.

Jelínek J., 1998: Větrná a kůrovcová kalamita na Šumavě z let 1868 až 1878. Nakladatelství Lesprojekt Brandýs nad Labem. 38 str. + 12 map.

Jonášová M., Prach K., 2004: Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. Ecological Engineering 23. S. 15–27.

Kašpar J., Šamonil P., Vašíčková I., Adam D., Daněk P., 2020: Woody species-specific disturbance regimes and strategies in mixed mountain temperate forests in the Šumava Mts., Czech Republic. European Journal of Forest Research 139. S. 97–109.

Kebrle D., Vliv disturbancí a dalších faktorů na strukturu a diverzitu ptačích společenstev lesních ekosystémů v NP Šumava. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze. 94 str. + přílohy.

Kindlmann P., Matějka K., Doležal P., 2012: Lesy Šumavy, lýkožrout a ochrana přírody. Nakladatelství Karolinum, Praha. 327 str.

Kloubec B., Hora J. & Šťastný K. (eds), 2015: Ptáci jižních Čech. Jihočeský kraj. České Budějovice. 640 str.

Košuthová A., Svitková I., Pišút I., Senko D., Valachovič M., Zaniwski P.T., Hájek M., 2015: Climatic gradients within temperate Europe and small-scale species composition of lichen-rich dry acidophilous Scots pine forests. *Fungal Ecol* 14. S. 8–23.

Křenová, Z. & Seifert, L. 2018. The Silva Gabreta Project – transboundary cooperation in monitoring of biodiversity and water regime. *Silva Gabreta*, 24: 1–20.

Kučera M., 2000: Ptačí společenstva horských smrčín postižených kůrovcovou kalamitou. *Silva Gabreta* 5. S. 187-194.

Kuuluvainen T., Wallenius T. H., Kauhanen H., Aakala T., Mikkola K., Demidova N., Ogibin B., 2014: Episodic, patchy disturbances characterize an old-growth *Picea abies* dominated forest landscape in northeastern Europe. *Forest Ecology and Management* 320. S. 96–103.

Lain E. J., Haney A., Burris J. M., Burton J., 2008: Response of vegetation and birds to severe wind disturbance and salvage logging in a southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 256. S. 863–871.

Lehnert, L.W., Bassler, C., Brandl, R., Burton, P.J., Muller, J., 2013. Conservation value of forests attacked by bark beetles: highest number of indicator species is found in early successional stages. *J. Natural Conservation* 21. S. 97–104.

Lindberg N., Bengtsson J., Persson T., 2002: Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand. *Journal of Applied Ecology* 39. S. 192.

Lindner M., Maroschek M., Nerherer S., Kremer A., Barbanti A., Garcia- Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Kolstrom M., Lexer M. J., Marchetti M., 2010: Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259. S. 698-709.

Lundkvist H., 1983: Effects of clear-cutting on the enchytraeids in a Scots pine forest soil in Central Sweden, *Journal of Applied Ecology* 20. S. 873–885.

Malíček J., Palice Z., 2015: Epifytické lišejníky jilmové skály na šumavě. *Bryonora* 56. Str. 56-71 + 3 str. příloha.

Meddens A. J. H., Hicke J. A., Ferguson C. A., 2012: Spatiotemporal patterns of observed bark beetle- caused tree mortality in British Columbia and the western United States. *Ecological Applications* 22. S. 1876-1891.

Møller A. P., Hagiwara A., Matsui S., Kasahara S., Kawatsu K., Nishiumi I., Suzuki H., Ueda K., Mousseau T. A., 2012: Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl. *Environmental Pollution* 164. S. 36-39.

Moning C., Müller J., 2008: Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest Ecology and Management* 256. S. 1198–1208.

Morgan J. [ed.], 2014: Landscape-level variability in historical disturbance in primary *Picea abies* mountain forests of the Eastern Carpathians, Romania. *Journal of Vegetation Science* 25. S. 386–401.

Navrátil M., 2014: Vliv kůrovcové gradace na rozšíření a potravní ekologii datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*) v Národním parku Šumava. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze. 57 str.

Němec J. a Hrib M. [eds.], 2009: *Lesy v České republice*. Nakladatelství Consult, Praha. 400 str.

Paillet, Y., Archaux, F., du Puy, S., Bouget, C., Boulanger, V., Debaive, N., Gilg, O., Gosselin, F., Guilbert, E., 2018. The indicator side of tree microhabitats: a multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *J. Applied Ecology* 55. S. 2147–2159.

Podrázský V., 2014: Základy ekologie lesa. Česká zemědělská univerzita v Praze. 144 str.

R Core Team, 2020: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reichstein M., Bahn M., Ciais P., Frank D., Mahecha M. D., Seneviratne S. I., Zscheischler J., Beer C., Buchmann N., Frank D. C., Papale D., Ramming A., Smith P., Thonicke K., van der Velde M., Vicca S., Walz A., Wattenbach M., 2013: Climate extremes and the carbon cycle. *Nature* 500. S. 287-295.

Repel M., Zámečník M., Jarčuška B., 2020: Temporal changes in bird communities of wind-affected coniferous mountain forest in differently disturbed stands (High Tatra Mts., Slovakia). *Biologia* 75. S. 1931–1943.

Seidl R., Rammer W., Blennow K., 2014: Simulating wind disturbance impacts on forest landscapes: Tree-level heterogeneity matters. *Environmental Modelling & Software* 51. S. 1-11.

Seidl R., Schelhaas M.-J., Lexer M., 2011: Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance. *Global Change Biology* 17. S. 2842–2852.

Schelhaas M. J., Nabuurs G. J., Schuck A., 2003 : Natural disturbance in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9. S. 1620-1633.

Solomon S., Plattner G.K., Knutti R., Friedlingstein P., 2009: Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106. S. 1704–1709.

Správa NP Šumava, 2015: Plán péče o Národní park Šumava na období 2016-2030. Návrhová část, Vimperk, 86 str.

Stefańska-Krzaczek E., Fałtynowicz W., Szypuła B., Kąck Z., 2018: Diversity loss of lichen pine forests in Poland. *European Journal of Forest Research* 137. S. 419-431.

Šantrůčková H. a Vrba J., 2010: Co vyprávějí šumavské smrčiny: průvodce lesními ekosystémy Šumavy. Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava, Vimperk. 153 str.

Štemberk J., Černý M., Rosenkranz Š., Zelenková E., 2015: Národní park Šumava. Správa národního parku Šumava, Vimperk, 103 str.

Šťastný K., Bejček V., Bárta Z., 1985: Vyžití ptačích společenstev jako biodiagnostické ukazatele míry poškození smrkových porostů v Krušných Horách. Sborník Okresního muzea v Mostě- Řada přírodovědná, 1984-1985. S. 79-103.

Šťastný K. & Hudec K. (eds.), 2011: Fauna ČR. Ptáci 3/I, 3/II. 2 vyd., Academia, Praha. 1189 str.

Textová část oblastního plánu rozvoje lesa pro roky 2001-2020: Přírodní lesní oblast č. 13- Šumava. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. 548 str.

Thom D., Seidl R., 2016: Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biol. Rev.* 91. S. 760–781.

Thorn S., Werner S. B. A., Wohlfahrt H., Bässler C., Seibolda S., Quillfeldt P., Müller J., 2016: Response of bird assemblages to windstorm and salvage logging — Insights from analyses of functional guild and indicator species. *Ecological Indicators* 65. S. 142–148.

Trotsiuk V., Svoboda M., Janda P., Mikolas M., Bace R., Rejzek J., Samonil P., Chaskovskyy O., Karol M., Myklush S., 2014: A mixed severity disturbance regime in the primary *Picea abies* (L.) Karst. forests of the Ukrainian Carpathians. *Forest Ecology and Management* 334. S. 144–153.

Venables W. N., Ripley B. D., 2002: *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition, Springer, New York.

Westerling A. L., Hidalgo H. G., Cayan D. R., Swetnam T. W., 2006: Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science* 313. S. 940-943.

Zmihorski M., 2010: The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. *Biodivers Conserv* 19. S. 1871–1882.

Zýval V., Křenová Z., Kindlmann P., 2016: Conservation implications of forest changes caused by bark beetle management in the Šumava National Park. *Biological Conservation* 204. S. 394–402.

10. Přílohy

Příloha č. 1- Počty druhů a jejich místa hnízdění a sběru potravy ve sledované oblasti

(ab. = abundance)

Druh		Ab.	Guilda	
český název	latinský název		Hnízdní	Sběr potravy
Brhlík lesní	<i>Sitta europaea</i>	44	dutina	kmen
Budníček lesní	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	10	zem	koruna
Budníček menší	<i>Phylloscopus collybita</i>	102	zem	koruna/keř
Budníček větší	<i>Phylloscopus trochilus</i>	72	zem	keř
Cvrčilka zelená	<i>Locustella naevia</i>	2	zem	zem
Čečetka zimní	<i>Carduelis flammea</i>	14	koruna	koruna
Červenka obecná	<i>Erithacus rubecula</i>	211	zem	zem
Čížek lesní	<i>Carduelis spinus</i>	24	koruna	koruna
Datel černý	<i>Dryocopus martius</i>	26	dutina	kmen
Datlík tříprstý	<i>Picoides tridactylus</i>	16	dutina	kmen
Dlask tlustozobý	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	1	koruna	koruna
Drozd brávník	<i>Turdus viscivorus</i>	51	koruna	zem
Drozd kvíčala	<i>Turdus pilaris</i>	5	koruna	zem
Drozd zpěvný	<i>Turdus philomelos</i>	54	koruna	zem
Holub doupňák	<i>Columba oenas</i>	14	dutina	zem
Holub hřivnáč	<i>Columba palumbus</i>	58	koruna	zem
Hrdlička divoká	<i>Streptopelia turtur</i>	1	keř	zem
Hýl obecný	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	18	koruna	koruna
Hýl rudý	<i>Carpodacus erythrinus</i>	2	keř	zem
Jeřábek lesní	<i>Bonasa bonasia</i>	1	zem	zem
Jestřáb lesní	<i>Accipiter gentilis</i>	1	koruna	vzduch
Káně lesní	<i>Buteo buteo</i>	2	koruna	zem
Konipas horský	<i>Motacilla cinerea</i>	5	zem	zem
Kos černý	<i>Turdus merula</i>	88	keř	zem
Kos horský	<i>Turdus torquatus</i>	16	keř	zem
Krahujec obecný	<i>Accipiter nisus</i>	1	koruna	vzduch
Králíček obecný	<i>Regulus regulus</i>	123	koruna	koruna
Králíček ohnivý	<i>Regulus ignicapilla</i>	94	koruna	koruna
Krkavec velký	<i>Corvus corax</i>	2	koruna	zem
Krutihlav obecný	<i>Jynx torquilla</i>	1	dutina	zem
Křivka obecná	<i>Loxia curvirostra</i>	8	koruna	koruna
Kukačka obecná	<i>Cuculus canorus</i>	13	neuveдено	keř
Kulíšek nejmenší	<i>Glaucidium passerinum</i>	1	dutina	vzduch

Příloha č. 1 – pokračování

Druh		Ab.	Guilda	
český název	latinský název		Hnízdní	Sběr potravy
Lejsek malý	<i>Ficedula parva</i>	1	dutina	koruna
Lejsek šedý	<i>Muscicapa striata</i>	9	dutina	koruna
Linduška lesní	<i>Anthus trivialis</i>	35	zem	zem
Linduška luční	<i>Anthus pratensis</i>	3	zem	zem
Mlynařík dlouhoocasý	<i>Aegithalos caudatus</i>	1	koruna	koruna/keř
Ořešník kropenatý	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	4	koruna	zem
Pěnice černohlavá	<i>Sylvia atricapilla</i>	102	keř	keř
Pěnice hnědokřídlá	<i>Sylvia communis</i>	4	keř	keř
Pěnice slavíková	<i>Sylvia borin</i>	11	keř	keř
Pěnkava jikavec	<i>Fringilla montifringilla</i>	1	neuveдено	koruna
Pěnkava obecná	<i>Fringilla coelebs</i>	259	koruna	koruna
Pěvuška modrá	<i>Prunella modularis</i>	80	keř	zem
Poštolka obecná	<i>Falco tinnunculus</i>	2	koruna	zem
Puštík bělavý	<i>Strix uralensis</i>	4	dutina	zem
Rehek zahradní	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	19	dutina	zem
Sedmihlásek hajní	<i>Hippolais icterina</i>	1	keř	koruna
Sojka obecná	<i>Garrulus glandarius</i>	28	koruna	koruna/zem
Straka obecná	<i>Pica pica</i>	1	koruna	zem
Strakapoud malý	<i>Dendrocopos minor</i>	2	dutina	kmen
Strakapoud velký	<i>Dendrocopos major</i>	61	dutina	kmen
Strnad obecný	<i>Emberiza citrinella</i>	2	zem	zem
Střízlík obecný	<i>Troglodytes troglodytes</i>	126	zem	zem/keř
Sýc rousný	<i>Aegolius funereus</i>	2	dutina	zem
Sýkora babka	<i>Poecile palustris</i>	31	dutina	keř
Sýkora koňadra	<i>Parus major</i>	73	dutina	koruna
Sýkora lužní	<i>Poecile montanus</i>	50	dutina	koruna
Sýkora modřinka	<i>Cyanistes caeruleus</i>	39	dutina	koruna
Sýkora parukářka	<i>Lophophanes cristatus</i>	32	dutina	koruna
Sýkora uhelníček	<i>Periparus ater</i>	141	dutina	koruna
Šoupálek dlouhoprstý	<i>Certhia familiaris</i>	82	dutina	kmen
Šoupálek krátkoprstý	<i>Certhia brachydactyla</i>	15	dutina	kmen
Tetřev hlušec	<i>Tetrao urogallus</i>	3	zem	zem
Tetřívěk obecný	<i>Tetrao tetrix</i>	2	zem	zem
Žuhýk obecný	<i>Lanius collurio</i>	1	keř	zem
Vrána černá	<i>Corvus corone</i>	8	koruna	zem
Žluna šedá	<i>Picus canus</i>	5	dutina	zem/kmen
Žluna zelená	<i>Picus viridis</i>	1	dutina	zem/kmen
Žluva hajní	<i>Oriolus oriolus</i>	1	koruna	koruna

Příloha č. 2- příklad skriptu zpracování dat v R- druhy hnízdící v keřovém patře

```
library(MASS)

Data Silva Gabreta 2017

data83<-read.delim2("clipboard")
attach(data83)

!!Hn_ker_pocet_druhu ok!!

m_full<-lm(Hn_ker_pocet_druhu~
#Area_Polom_podil+
Area_SStoj_podil+
Area_SLez_podil+
#SLez_Mean_Vek_rozpad+
Mean_vek_sukcese+
#Conif_Ave_CROWN+
#Poc_Dead_ha+
Poc_Decid_ha+
#Poc_Snag_ha+
#Disturb_celk_podil+
#Decid_Conif_mean_height+
#Conif_decid_Mean_crow_vol+
#Conif_decid_sum_crown_ha+
nadm_vyska)

bestfit <- stepAIC(m_full)# Postupný výběr proměnných, v tomto
případě defaultně "backward". Pokud bych zadal scope a vyplnil
proměnné, mohu zvolit i ostatní způsoby.

par(mfrow=c(2,2))
plot(bestfit2)
par(mfrow=c(1,1))

summary(bestfit)

anova(bestfit)

shapiro.test(resid(bestfit2))# hodnota p pod 0,05 = residuály
nemají normální rozdělení (nutnost transformace závislé proměnné,
nebo zvolit jiný test - GLM - Poisson apod.)
```

Příloha č. 2- pokračování

Shapiro-Wilk normality test

```
data: resid(bestfit2)
W = 0.98594, p-value = 0.5046
```

```
m_null<- lm(Hn_ker_pocet_druhu~ 1)
```

```
bestfit2<-stepAIC(m_null, direction="forward",
scope=list(lower=m_null, upper=~
#Area_Polom_podil+
Area_SStoj_podil+
Area_SLez_podil+
#SLez_Mean_Vek_rozpad+
Mean_vek_sukcese+
#Conif_Ave_CROWN+
Poc_Dead_ha+
Poc_Decid_ha+
#Poc_Snag_ha+
#Disturb_celk_podil+
#Decid_Conif_mean_height+
#Conif_decid_Mean_crow_vol+
#Conif_decid_sum_crown_ha+
nadm_vyska))
```

```
summary(bestfit2) # pokud je v modelu více prediktorù, nejdou p
hodnoty použít => anova()
```

Call:

```
lm(formula = Hn_ker_pocet_druhu ~ Mean_vek_sukcese +
Poc_Decid_ha)
```

Residuals:

```
      Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.2425 -0.5010 -0.0369  0.5545  2.4589
```

Coefficients:

```
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    2.119549   0.237888   8.910 1.32e-13 ***
Mean_vek_sukcese 0.069091   0.040866   1.691  0.0948 .
Poc_Decid_ha   -0.002021   0.001367  -1.478  0.1432
---
```

```
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
Residual standard error: 0.8905 on 80 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.07556, Adjusted R-squared:  0.05245
F-statistic:  3.27 on 2 and 80 DF, p-value: 0.04316
```

Příloha č. 2- pokračování

```
anova(bestfit2)
```

```
Analysis of Variance Table
```

```
Response: Hn_ker_pocet_druhu
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Mean_vek_sukcese	1	3.453	3.4526	4.3537	0.04011 *
Poc_Decid_ha	1	1.733	1.7331	2.1855	0.14325
Residuals	80	63.441	0.7930		

```
---
```

```
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
AIC(bestfit, bestfit2)
```

	df	AIC
bestfit	4	221.3689
bestfit2	4	221.2390

```
range(Mean_vek_sukcese)
```

```
[1] 0.7 10.0
```

```
range(Hn_ker_pocet_druhu)
```

```
[1] 0 5
```

```
install.packages("effects")  
library(effects)
```

```
effects<- effects::effect(term= "Mean_vek_sukcese", mod=  
bestfit2)  
summary(effects) #output of what the values are
```

```
# Save the effects values as a df:  
x_list <- as.data.frame(effects)
```

```
Bílý GRAF
```

```
library(ggplot2)
```

```
#1  
list_plot <- ggplot() +  
#2  
geom_point(data=data83, aes(Mean_vek_sukcese,  
Hn_ker_pocet_druhu), shape = 1, colour = "black", fill = "white",  
size = 3, stroke = 1) +  
ylim(0,6)+
```

Příloha č. 2- pokračování

```
#4
geom_line(data=x_list, aes(x=Mean_vek_sukcese, y=fit),
color="black", size=1.2) +
#5
geom_ribbon(data= x_list, aes(x=Mean_vek_sukcese, ymin=lower,
ymax=upper), alpha= 0.3, fill="#808080") +
#6
labs(x="Stáží disturbance (roky)", y="Počet druhů hnízdicích v
keřovém patře")+

theme (
  panel.background = element_rect(fill = "white", colour =
"black",
                                size = 2, linetype = "solid"),
  panel.grid.major = element_line(size = 0.5, linetype = 'solid',
                                colour = "#d8d8d8"),
  panel.grid.minor = element_line(size = 0.25, linetype =
'solid',
                                colour = "#d8d8d8")
)

list_plot

effects<- effects::effect(term= "Poc_Decid_ha", mod= bestfit)
summary(effects) #output of what the values are

# Save the effects values as a df:
x_list <- as.data.frame(effects)

Bílý GRAF

library(ggplot2)

#1
list_plot <- ggplot() +
#2
geom_point(data=data83, aes(Poc_Decid_ha, Hn_ker_pocet_druhu),
shape = 1, colour = "black", fill = "white", size = 3, stroke =
1) +
ylim(0,6)+
#4
geom_line(data=x_list, aes(x=Poc_Decid_ha, y=fit), color="black",
size=1.2) +
#5
geom_ribbon(data= x_list, aes(x=Poc_Decid_ha, ymin=lower,
ymax=upper), alpha= 0.3, fill="#808080") +
#6
labs(x="Počet listnatých stromů do 100 m s (ks/ha)", y="Počet
druhů hnízdicích v keřovém patře")+
```

Příloha č. 2- pokračování

```
theme(  
  panel.background = element_rect(fill = "white", colour =  
"black",  
                                size = 2, linetype = "solid"),  
  panel.grid.major = element_line(size = 0.5, linetype = 'solid',  
                                colour = "#d8d8d8"),  
  panel.grid.minor = element_line(size = 0.25, linetype =  
'solid',  
                                colour = "#d8d8d8")  
)  
list_plot
```