

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ



**Hnízdní predace na Velebudické a Radovesické
výsypce a v jejich okolí**

**Nest Predation in Post-Mining Reclaimed Areas in Velebudice
and Radovesice and their Surroundings**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Markéta Hendrychová, Ph.D.
Diplomantka: Bc. Iveta Bartůšková

Praha 2020

Prohlášení

*Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Hnízdní predace na Velebudické a Rado-
vesické výsypce a v jejich okolí vypracovala samostatně a citovala jsem všechny infor-
mační 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 diplomovou závěrečnou práci se plně vztahuje zákon č.
121/2000 Sb., o právu autorském, o 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 diplomové 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 práce je totožná s verzí tištěnou
a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.*

V Praze 21. 6. 2020

Poděkování

Děkuji Ing. Markétě Hendrychové, Ph.D. a Ing. Jakub Novákovi za vedení, cenné rady a konzultace. Dále velké díky patří Mírovi a Aidě za důkladnou pomoc v terénu.

V Praze 21. 6. 2020

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Iveta Bartůšková

Krajinné inženýrství
Regionální environmentální správa

Název práce

Hnízdní predace na Velebudické a Radovesické výsypce a v jejich okolí

Název anglicky

Nest predation in post-mining reclaimed areas in Velebudice and Radovesice and their surroundings.

Cíle práce

Cílem práce je porovnání míry predace na umělých ptačích hnízdech na Radovesické a Velebudické výsypce a v jejich okolí vzhledem k pokryvnosti a typu managementu jednotlivých pokusných ploch.

Metodika

Pokus bude proveden na předem vytipovaných lokalitách v rámci Velebudické a Radovesické výsypky a jejich okolí. Na každém stanovišti bude instalováno umělé ptačí hnízdo tak, že do každého hnízda, umístěného na zemi, budou vložena dvě křepelčí a jedno modelínové vajíčko. To by mělo posloužit k determinaci případného predátora. Zároveň v okolí místa pokusu bude odečtena pokryvnost a zaznamenán typ pokryvu (lesní rekultivace/ zemědělská rekultivace/ sukcesní plocha). Po dvou týdnech vystavení hnízd bude provedena kontrola a zaznamenán jejich stav. Pokud to bude možné, z predovaného modelínového vajíčka, bude určen pravděpodobný predátor.

Výsledky budou porovnány za pomoci statistické analýzy. Porovnávat se bude míra predace na výsypkách vzhledem k okolní krajině, ale také v rámci výsypky mezi jednotlivými biotopy. V úvahu bude brán i ekotonový efekt, výška a typ vegetace.

Výsledky výzkumu by měly podpořit i fotopasti umístěné na reprezentivním vzorku zkoumaných biotopů.

Doporučený rozsah práce

60

Klíčová slova

hnízdni predace, Radovesice, Velebudice, výsypka, rekultivace, Mostecko, sukcese

Doporučené zdroje informací

HENDRYCHOVÁ M., ŠÁLEK M., ŘEHOŘ M., 2009: Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* 45: 177 – 189

CHALFOUN A. D., THOMPSON F. R., RATNASWAMY M. J., 2002: Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation biology* 16/2: 306 – 318.

MORRIS G., CONNER L. M.: 2016 Effects of forest management practices, weather and indices of nest predator abundance on nest predation: A 12-year artificial nest study. *Forest Ecology and Management* 366: 23 – 31.

NOUR N., MATTHYSEN E., DHONDT A. A., 1993: Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16/2: 111 – 116

PURGER J. J., MÉSZÁROS L. A., PURGER D., 2004: Predation on artificial nests in post mining recultivated area and forest edge: contrasting the use of plasticine and quail eggs. *Ecological Engineering* 22/3, 209 – 212

RUDNICKY T. C., HUNTER Jr., M. L., 1993: Avian nest predation in clearcuts, forests, and edges in a forest-dominated landscape. *The Journal of wildlife management*: 358 – 364.

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Markéta Hendrychová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra biotechnických úprav krajiny

Konzultant

Ing. Jakub Novák

Elektronicky schváleno dne 20. 11. 2019

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 25. 11. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 12. 03. 2020

Abstrakt:

Vlivem těžby hnědého uhlí došlo v Podkrušnohoří k významné degradaci krajiny. Mnohá místa po ukončené těžbě již byla rekultivována a nově vzniklé biotopy se tak stávají pozoruhodným zdrojem informací z hlediska jejich vývoje, osidlování živočichy a nově utvářejícími se vztahy mezi nimi. Tento výzkum se zabýval zjištěním míry predace a identifikací případných predátorů na dvou rekultivovaných výsypkách v Severočeské hnědouhelné pánvi – Radovesické a Velebudické výsypce.

První část výzkumu byla zaměřena hlavně na vliv vegetace a viditelnosti hnízda na míru predace a na posouzení obou výsypek z hlediska predační úspěšnosti a případných predátorů. K tomuto účelu byla na různých stanovištích výsypek a v jejich okolí instalována umělá ptačí hnízda s vloženými dvěma křepelčími vajíčky a jedním modelínovým, které posloužilo pro případ detekce predátora. Z výsledků byla zjištěna vysoká míra predace – na Velebudické výsypce bylo zjištěno 79,6 % a na výsypce Radovesické 75,3 %. Ze sledovaných faktorů ovlivňující predaci vyšly průkazně bylinná vegetace s výškou do 0,15 m na Velebudické výsypce, na Radovesické výsypce to byl rozsah zakrytí hnízda a obecný model pro obě výsypky byl průkazný pro místa s krátkou travinnou vegetací a místa bez vegetace. Při porovnání případného predátora na obou výsypkách byla na Velebudické výsypce zaznamenána převaha ptačích predátorů nad savčími a na Radovesické naopak.

Druhá část výzkumu se zabývala identifikací predátorů a jejich predačními návyky. Nainstalovány byly fotopasti v oblasti Radovesické výsypky, které byly umístěny jak v plochách rekultivovaných, tak i sukcesních a v okolí výsypky. Dle pořízených fotografií bylo zdokumentováno na 29 hnízd s daty predace a identifikací predátora až do druhu, pokud to podmínky dovozovaly. Z 29 hnízd bylo 23 atakováno v první půlce týdne od instalace. Nejčastějšími predátory byly sojka obecná (*Garrulus glandarius*), kuna (*Martes sp.*), jezevec lesní (*Meles meles*) a prase divoké (*Sus scrofa*). Časté byly i opětovné návštěvy jinak už jinak predovaného hnízda.

Výzkum hnízdní predace doplněný o fotopasti nabízí ucelené znalosti použitelné nejen při tvorbě krajinných projektů, ale i v oblasti ekologie a ochrany přírody. Vhodné by bylo víceleté srovnání, a to hlavně se zaměřením na identifikaci konkrétních druhů predátorů s ohledem na jejich populační dynamiku, která může významně ovlivnit celou komunitu predátorů a tedy i jejich predační aktivitu.

Klíčová slova: Hnízdní predace, hnízdní úspěšnost, výsypka, rekultivace, Mostecko, Radovesice, Velebudice

Abstract:

Brown coal mining has been causing considerable degradation of landscape in north-west Bohemia region. Most of the places after brown coal mining were already restored and these recovered areas are becoming an interesting source of information about newly developing ecosystems, their animal inhabitants and relationships between them. Main goal of this study was to find a predation rate and identify potential predators in two post-mining areas in north Bohemia – Radovesická and Velebudická reclaimed areas.

First part of the research was aimed to find an influence of vegetation structure and visibility of nests on nest predation and to evaluate difference of nest predation rate and identify potential predators in both areas. For this purpose, artificial nests with two quail and one plasticine eggs to detect predators were installed among several locations in Velebudická and Radovesická reclaimed areas and thier surroundings. High predation rates were found – 79,6 % nests were depredated in Velebudice area and 75,3 % in Radovesice area. From all of the tested predictors there was found a positive correlation with short grassy vegetation up to 0,15 m in Velebudice, negative correlation with percentage of nest visibility in Radovesice and GLM test for both areas revealed positive correlation for localities without cover and vegetation up to 0,15 m. Avian predators were more dominant than mammalian predators in Velebudice reclaimed area and the opposite trend was found in Radovesice.

The second part of this study was aimed to identify predators and their predation habits. Photo traps were installed in area of Radovesice reclaimed area. Some of them were placed in reclaimed sites, others in successional sites and also some in surroundings. From the recorded photos we were able to identify predators within 29 depredated nests. The predators were classified to species if the recognition was possible and also date of predation was recorded. 23 from all 29 nests were depredated in first half of the week from installation. The most frequent predators were Eurasian jay (*Garrulus glandarius*), Marten (*Martes sp.*), European badger (*Meles meles*) and wild boar (*Sus scrofa*). There were also detected several visits by other predators in already depredated nests.

Nest predation research supplemented by photo traps offers a comprehensive knowledge, which can be used in landscape planning, ecology, and nature conservation. A multiple annual comparison would be appropriate especially when focused mainly on identification of species of predators regarding to their population dynamics, which can significantly affect the entire community of predators and their predation activity in turn.

Key words: Nest Predation, Nest Success, Post-Mining Area, Restoration, Most Region, Radovesice, Velebudice

Obsah:

1 Úvod	1
2 Cíle práce	2
3 Literární rešerše	3
4 Charakteristika studijního území	6
4.1 Přírodní podmínky	6
4.2 Geologie.....	7
4.3 Flora.....	7
4.4 Fauna.....	8
4.5 Potenciální predátoři:	9
4.5.1 Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>).....	9
4.5.2 Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>).....	9
4.5.3 Myšice lesní (<i>Apodemus flavicollis</i>)	10
4.5.4 Liška obecná (<i>Vulpes vulpes</i>)	10
4.5.5 Kuna (<i>Martes sp.</i>)	10
4.6 Radovesická výsypka.....	11
4.7 Velebudická výsypka.....	12
5 Metodika	13
5.1 Míra hnízdní predace a její prediktory.....	13
5.1.1 Výběr lokalit.....	13
5.1.2 Instalace hnízd	14
5.1.3 Kontrola	16
5.2 Detekce predátorů pomocí fototechniky.....	17
5.2.1 Výběr lokalit.....	17
5.2.2 Umístění hnízd	18
5.2.3 Kontrola	18
5.3 Statistika	19
6 Výsledky práce	21
6.1 Velebudická výsypka	21
6.1.1 Predace v rámci lokalit na Velebudické výsypce	21
6.1.2 Vliv kypse a vegetace na predaci v rámci Velebudické výsypky	22
6.2 Radovesická výsypka.....	23
6.2.1 Predace v rámci lokality na Radovesické výsypce	24
6.2.2 Kypse hnízd a pokryvnost na Radovesické výsypce.....	24
6.3 Srovnání míry predace na obou výsypkách	26
6.3.1 Predátoři v okolí a uvnitř výsypek	26

6.3.2	Srovnání míry predace ptačích versus savčích predátorů obou výsypek	26
6.3.3	Vliv vegetace a krytu na obou výsypkách	27
6.4	Fotopasti	28
6.4.1	Vliv biotopu na míru hnízdní predace.....	29
6.4.2	Zhodnocení predátorů	29
7	Diskuze	31
7.1	Míra hnízdní predace a její prediktory	31
7.2	Detekce predátorů pomocí fototechniky.....	33
8	Závěr a přínos práce	37
9	Přehled literatury a použitých zdrojů.....	38
10	Přílohy	45
10.1	Příloha č. 1: Zařazení do zájmové oblasti dle geomorfologických celků ČR	45
10.2	Příloha č. 2: Proměna Radovesické výsypky v čase	46
10.3	Příloha č. 3: Proměna Velebudické výsypky v čase	47
10.4	Příloha č. 4: Umístění lokalit na Velebudické výsypce	48
10.5	Příloha č. 5: Umístění lokalit na Radovesické výsypce	49
10.6	Příloha č. 6: Příklady biotopů vyskytujících se na výsypkách.....	50
10.7	Příloha č. 7: Umístění fotopastí na Radovesické výsypce.....	52
10.8	Příloha č. 8: Získané výsledky z Velebudické výsypky.....	53
10.9	Příloha č. 9: Získané výsledky z Radovesické výsypky.....	56
10.10	Příloha č. 10: Získané výsledky z fotopastí na Radovesické výsypce	59
10.11	Příloha č. 11: Vybrané fotografie zachycené pomocí fotopastí	61

1 Úvod

Se všemi nastupujícími klimatickými dopady se stává sledování změn v přírodě běžnou součástí našeho života. Naše oči se stále více upírají na fungování krajiny, její stav, kvalitu a strukturu, která se však nedá změnit ze dne na den a je výsledkem našeho dlouhodobého hospodaření. Českou krajinu od 50. let minulého století formovala kolektivizace a její vývoj pokračoval podobným směrem i po roce 1989 (Fanta et al. 2017). Mezi hlavní soudobé nešvary patří změny ve využití zemědělské krajiny, kdy na jedné straně vlivem intenzifikace zemědělství dochází k unifikaci plodin, zvyšování výnosů za pomoci umělých hnojiv a velkoplošnému použití pesticidů (Lipský & Kvapil 2000). Na straně druhé dochází k rozsáhlým záborům, kdy zemědělská půda je využívána k výstavbě průmyslových areálů, ploch k bydlení a dopravní infrastruktuře, čímž dochází k fragmentaci a někdy až ke ztrátě biotopů (Miko & Hošek 2009). Oba tyto procesy vedou k výraznému úbytku biodiverzity, který byl zdokumentován na mnohých společenstvech obratlovců i bezobratlých obývajících kulturní krajinu (Fanta 2001, Firbank et al. 2008, Ryszkowski 2009).

Jedním z nejvýznamnějších aktivit způsobujících degradaci krajiny je těžba nerostných surovin. Dochází při ní ke změně přírodního rázu, vodního režimu, půdních podmínek, klimatu regionu, a následně k již zmíněné ztrátě biodiverzity (URL 1). Po vytěžení ložiska ukládá zákon č. 44/1988 Sb., známý také jako horní zákon, nutnost rekultivace zasaženého území. Následná zrekultivovaná území mohou sloužit k rekreačnímu využití, od různých sportovišť k rozsáhlým vodním plochám, ale hlavně navrací život a funkčnost do jinak zničené krajiny, kdy nově vytvořené biotopy jsou znovu kolonizovány organismy. Pochopení fungování a preference jednotlivých skupin živočichů v takto nově vzniklé krajině je klíčovým vodítkem k vytváření projektů samotných rekultivací.

2 Cíle práce

Tento výzkum se zabýval faktory ovlivňujícími hnízdní predaci na Velebudické a Radovesické výsypce v Severočeské hnědouhelné pánvi. Za pomoci instalace vytvořených ptačích hnízd s umístěnými vajíčky křepelky japonské (*Coturnix japonica*) byla testována míra predace uvnitř a na okraji výsypky, vliv porostu a jeho struktury v okolí instalovaného hnízda, viditelnost hnízd (tzv. hnízdní krypta) a srovnána celková míra predace na obou výsypkách, a to i z hlediska kategorizace třídy predátora. Do výzkumu byly zařazeny i plochy samovolné sukcese. Ty byly opět podrobeny zkoumání z hlediska zvýšené aktivity predátorů. Ke zjištění komunity predátorů bylo do každého instalovaného hnízda přidáno jedno modelínové vajíčko, ze kterého pak byla dle stop identifikována třída potenciálních predátorů.

Kompletní obraz struktury predátorů a načasování predace pak dokládá experiment s fotopastmi provedeném na Radovesické výsypce opět za pomoci instalace umělých ptačích hnízd s přidruženým modelínovým vajíčkem.

Výsledky by měly přispět k porozumění a zmapování komunity predátorů ptačích hnízd a zhodnocení vlivu managementu a pokryvu na aktivitu predátorů. Výběr vhodného postupu a managementu při rekultivacích, tak může posloužit ke snížení hnízdní predace a zvýšení abundance cílových druhů.

3 Literární řešerše

Evropská populace ptáků hnízdících na zemi se rapidně snižuje (Marchant et al. 1990). Na vině jsou hlavně lidské činnosti jako intenzifikace zemědělství, přeměna biotopů, či úplná degradace krajiny. Jedním z příkladů narušení krajiny, a tak její přírodní stability, je vliv těžební činnosti, zvláště je to pak velkoplošná povrchová těžba hnědého uhlí.

Ztráta habitatu může zapříčinit zvýšenou abundanci predátorů či díky chybějícímu alternativnímu biotopu může docházet k nárůstu střetů s predátory. Stává se tak jedním z nejvýznamnějších faktorů ovlivňující hnízdní predaci, která vede ke kontrole hustoty ptačí populace, jejich reprodukční ekologie a životního cyklu (Martin 1988b, Evans 2004). Nedostatek prostředí ke hnízdění může v určitých místech vést ke zvýšení hnízdní hustoty. Z takové lokality se pak stává atraktivní místo pro predátory, známé jako ekologická past (Evans 2004). Dalším výsledkem v důsledku chybějících nik může být zahnízdění i na místech, která nejsou pro umístění hnízda vhodná a bezpečná, kupříkladu nemusí být tak dobře maskována (Martin 1988a).

V případě, že nedojde k úplné ztrátě biotopu, ale dojde-li ke zmenšení stanoviště na několik menších plošek, hovoříme o fragmentaci (Wilcove et al. 1986). Tyto fragmenty mohou nabývat různého tvaru, jsou menší velikosti a jsou odděleny jiným prostředím než původním (Faaborg et al. 1993). Autoři některých studií se domnívají, že hnízdní predace bývá znatelnější v menších ploškách a v blízkosti zemědělské krajiny, kdežto jiní se shodují na tom, že spíše závisí na rozložení lokální komunity predátorů (Nour et al. 1993, Rudnický & Hunter 1993, Morris & Conner 2016).

Spolu s fragmentací narůstá i počet okrajů, které může hostit větší množství druhů, sloužit savcům jako migrační koridory nebo díky stýkání se dvou různých ekotonů poskytovat hojnost potravy (Lipský 1999, Krüger et al. 2018). Se zvýšením abundance a diverzity na okrajích však dochází i k procesu známému jako okrajový efekt neboli *edge effect*, tedy zvýšením mezidruhových i vnitrodruhových interakcí (Chalfoun et al. 2002b). Některé predátory může přitahovat právě zvýšená nabídka potravy, a mnohé studie dokumentují signifikantní nárůst hnízdní predace na okrajích než v otevřené krajině (Purger et al. 2004, Reino et al. 2010).

Purger et al. (2004) zdokumentovali ve zrekultivované post-těžební krajině v jižní části Maďarska vyšší predaci tak na okraji dubového lesa než v alejích osázených

hlošinou úzkolistou (*Elaeagnus angustifolia*), což ale vysvětlují tím, že na okraj lesa využívají hlavně lesní druhy predátorů – specialisté, kteří díky menší toleranci k fragmentaci nezasahují do rekultivovaného území. Negativní okrajový efekt se zdá být významnější právě ve více fragmentovaných krajinách a tam, kde jsou větší rozdíly mezi sousedními habitaty (Morris & Conner 2016).

S opačným výsledkem však přišli Reino et al. (2010) s negací zvýšené predace na okrajích travinných porostů nebo Svobodová et al. (2007), kteří ve své studii nenašli žádný signifikantní rozdíl mezi mírou predace na lesních okrajích protkaných různým druhem lesních cest od asfaltových, lesních až po samotný vnitřek lesa. Tyto závěry obhajují tím, že savci využívají cesty jako migrační koridory spíše v rozsáhlých lesích, kdežto studie byla provedena ve vysoce fragmentovaném lese.

Kromě vzdálenosti od okraje lesa se mnohé studie zaměřují na míru pokryvnosti a typu pokryvu. Právě využití území a vegetační struktura hrají významnou úlohu v úspěšném zahníždění. Většímu predačnímu tlaku čelí hnízdní populace v homogennějším přehledném terénu např. po řízených požárech, které se aplikují jako management v mnoha národních parcích v USA, nebo při těžbě dřeva (Morris & Conner 2016). Na rozdíl od již zmíněných požárů, na které je americká flóra adaptovaná a dokáže se brzy zregenerovat, těžba dřeva má dlouhodobé důsledky, které změní lokální strukturu i na několik let po těžbě (Morris & Conner 2016). Stejně tak zalesňování může pozměnit krajinnou strukturu a její konfiguraci a tím silně podpořit hnízdní predaci (Reino et al. 2010).

Intenzivní zemědělství je pro většinu na zemi hnízdících ptáků hlavní hrozbou, jmenovitě časté sečení luk a ničení remízů. Přesto, ve studii poukazující na to, jaký vliv má management na hnízdní predaci na nivních lukách bylo zjištěno, že na loukách bez managementu byl zdokumentován vyšší predační tlak než na loukách sečených. To autorky připisují hlavně vyšší abundanci drobných savců a větší potravní nabídkou (Arbeiter & Franke 2018).

S mírou pokryvnosti a využitím území se pojí i viditelnost či krypta, tedy schopnost hnízdo lokalizovat predátory. Hnízda hůře detekovatelná např. díky hustší vegetaci bývají i méně predována (Jokimäki & Huhta 2000). Také závisí na hetoregenitě prostředí a jejím působení na spektrum predátorů (Jokimäki & Huhta 2000, Morris&Conner 2016, Arbeiter & Franke 2018). Predátoři jsou specializovaní na různý typ hnízd a často záleží jen na výšce umístění hnízda a místních mikrohabitatových podmínkách, zda bude líheň úspěšná (Martin 1988a, Morris & Conner 2016).

Rozmanité prostředí mohou nabídnout např. sukcesní plochy na rekultivovaných výsypkách. Většina studií prokazuje vyšší druhovou diverzitu u rostlin na plochách sukcesních než na technicky rekultivovaných (Hodačová & Prach 2003). Ke stejným výsledkům došel i Šálek (2012) u ptačích společenstev, který zaznamenal větší druhovou rozmanitost na sukcesních plochách a celkově s věkem všech sledovaných lokalit stoupala i druhová bohatost.

Tlak na hnízdní úspěšnost je ovlivněn nejen heterogenitou prostředí, ale i strukturou lokálních predátorů, kteří se navzájem ovlivňují (Reihmanis 2004). Predátoři si vybírají kořist dle toho, jakého jsou druhu, pohlaví, věku a svého potravního chování, které se může lišit mezi více méně podobnými prostředími (Mitani et al. 2001).

Některé studie vykazují převahu ptačích predátorů nad savčími, a to hlavně v lesním prostředí a stromořadích (Nour et al. 1993, Purger et al. 2004). Purger et al. (2004), zjistili pouze v jednom případě predaci savcem, přitom z hlavních ptačích predátorů můžeme jmenovat hlavně sojky a sýkory.

V porovnání oproti lesnímu prostředí vykazují louky nižší predáčnický tlak (Seibold et al. 2013). Ve studiích provedených na lučních společenstvech často převládá skupina savčích predátorů (Arbeiter & Franke 2018). Jedním z vysvětlení převahy ptačích predátorů může být hustší vegetace s minimem keřů či stromů k odpočinku. Pro ptáky, kteří se orientují vizuálně se zdá, že hnízdní úspěšnost se zvýší se zvyšující se hustotou travinné vegetace nebo se zastoupením všech vegetačních pater (Jukka & Huhta 2000).

Stejně tak v další studii provedené na obilných polích a na ploše oseté travinou *Elymus elongatus*, která je vysévána jako alternativní energetická plodina, převládali savčí predátoři (Purger et al. 2008). Mnohé studie se zmiňují, že kde jsou početní drobní savci, tam je i zvýšený výskyt sekundárních predátorů (Chalfoun et al. 2002, Purger et al. 2008, Šálek et al. 2010,). Navíc částečně či úplně zničená hnízda je mohou nalákat a ve většině případů, pokud je hnízdo objeveno, bývá s postupem času znovu navštíveno buď stejným druhem či dokonce stejným jedincem, který předpokládá novou snůšku vajec (Krüger et al. 2018).

4 Charakteristika studijního území

Obě zájmová území se nachází v severních Čechách v Ústeckém kraji, v oblasti poznamenané těžbou hnědého uhlí sahající až do 15. století (Selák 2008). Těžba byla až do počátku 19. století docela primitivní, teprve až v druhé polovině 19. století se zintenzivnila a začalo docházet k výrazným změnám krajinného rázu, které měly zásadní vliv na krajinnou a sídelní strukturu region. Severočeská hnědouhelná pánev je největší a nejdůležitější podkrušnohorskou pánví (URL 7).

4.1 Přírodní podmínky

Obě výsypky spadají pod Mosteckou pánev, geomorfologicky zařazené do Krušnohorské subprovincie, Podkrušnohorské oblasti, viz příloha 1 (URL 7). Pro oblast je charakteristická průměrná nadmořská výška kolem 270 m. n.m. a vliv srážkového stínu Krušných hor (URL 2). Ten má za následek teplé klima s malým množstvím srážek a ročním průměrem nepřesahujícím 450 mm. Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 9 °C, léto bývá dlouhé a teplé, podzim a zima mírné a mlhavé s četnými inverzemi a s nízkou a nestálou sněhovou pokrývkou (URL 11).

Oblast odvodňuje řeka Bílina, která pramení v Loučeňské hornatině Krušných hor a mírou znečištění se řadí do IV. třídy jakosti – silně znečištěná voda (URL 7). Oblastí Radovesické výsypky dále protékají Štrbický potok ve východní části, z jihu potom Lukovský potok a západní částí potok Syčivka, jejichž koryto muselo být přeloženo z důvodů založení výsypky (URL 8). Nově byla vytvořena četná rekultivační jezírka a mokřady. Velebudickou výsypku obklopuje řeka Srpina vlévající se u Chanova do Bíliny.

Radovesická výsypka hraničí s CHKO České středohoří a v nejbližším okolí najdeme dvě přírodní rezervace – PR Trupelník a PR Dřínek. Nejbližší evropsky významnou lokalitou je NPR Bořeň, jedna z nejvýznamnější stepních lokalit a primárního bezlesí v České republice (URL 9). Ve studovaném území se nenachází žádné funkční nadregionální a regionální biocentrum ani biokoridor (URL 10).

4.2 Geologie

Mostecká pánev představuje relikv třetihorní sedimentární pánve, jež vyplňuje až 550 m mocný převážně miocenní komplex o rozloze asi 1420 km² (Pešek & Sivek 2012). V době před 22 až 17 miliony let se v této pánvi nahromadila mocná vrstva jílu, písku a organické hmoty. Na většině plochy pánve je vyvinuta hnědouhelná sloj, vzniklá z vrstev rašeliny ukládaných v třetihorním močále (URL 6). Větší část pánve je zakryta čtvrtohorními sedimenty a vyskytují se zde poměrně hrubé naplavené sedimenty, spraše a jezerní jílové sedimenty (Pešek & Sivek 2012). Převládajícím půdním typem Mostecké pánve jsou antroposoly a na svazích vulkanických elevací se vytvořily kambizemě dystrikové a modální (URL 11).

4.3 Flora

Studovaná oblast leží ve fytogeografickém obvodu Českého termofytika, fytogeografická okres Podkrušnohorská pánev (URL 11). Dle mapy potenciální přirozené vegetace (Neuhäuslová et al. 2001) by se na území nacházela mochnová doubrava a černýšová dubohabřina.

Lesní rekultivace na výsypkách jsou tvořeny lípou srdčitou (*Tilia cordata*), javory (*Acer sp.*), duby (*Quercus sp.*), habrem obecným (*Carpinus betulus*), jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*), a ve starších lesích najdeme trnovník akát (*Robinia pseudacacia*), dub červený (*Quercus rubra*), či topoly (*Populus sp.*). Keřové patro většinou tvoří pámelníky (*Symphoricarpos sp.*), zimolezy (*Lonicera sp.*), tavolníky (*Spiraea sp.*) a ptačí zob (*Ligustrum vulgare*).

Pokud je výsypka ponechána samovolné sukcesi v první etapě do 5 let převládají jednoletky jako jsou lebeda lesklá (*Atriplex sagittata*), l. hrálovitá (*A. Prostrata*), merlíky (hlavně m. tuhý-*Chenopodium strictum*), rdesno blešník (*Persicaria lapathifolia*), truska-vec obecný (*Polygonum arenastrum*), starček lepivý (*Senecio viscosum*). Z dvouletých rostlin je to např. bodlák obecný (*Carduus acanthoides*). Po 5. roce se začínají objevovat širokolisté byliny jako je vratič obecný (*Tanacetum vulgare*), pelyněk černobýl (*Artemisia vulgaris*) a posléze trávy, a to hlavně pýr plazivý (*Elytrigia repens*), třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*). Postupně ubývá ruderalních druhů a přibývají druhy luční. Po 20. roce se vytváří antropogenní lesostep (Prach et al. 2009). Pro tyto starší lesní porosty je typická růže šípková (*Rosa canina*), bez černý

(*Sambucus nigra*), hlohy (*Crataegus* sp.), bříza bělokorá (*Betula pendula*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), vrby (*Salix* sp.) nebo třešeň ptačí (*Prunus avium*) (Hendrychová et al. 2009).

Z mokřadní vegetace převládá orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), rákos obecný (*Phragmites australis*), ale i vzácnější rostliny jako skřípíneček dvoubližný (*Schoenoplectus tabernaemontani*) nebo bahnička jednoplevá (*Eleocharis uniglumis*) (Hendrychová et al. 2009).

4.4 Fauna

Pro faunu na výsypkách obecně platí, že na rekultivovaných plochách najdeme spíše běžné druhy, ale pro sukcesní stádia jsou typické spíše druhy vzácné a ohrožené, které jsou vázané na ubývající typy stanovišť jako jsou prvotní sukcesní stádia, nezarybněné oligotrofní vody, lesostepi či rozvolněné lesní porosty (Prach 2003, Konvička et al. 2005, Hendrychová 2008, Hendrychová et al. 2009).

Z ptačí fauny nalézající se na lesních stanovištích rekultivovaných ploch můžeme jmenovat např. budníčka menšího (*Phylloscopus collybita*), pěnicí černohlavou (*Sylvia atricapilla*) a několik méně hojných druhů jako je lejsek černohlavý (*Ficedula hypoleuca*), pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*) nebo krutihlav obecný (*Jynx torquilla*) (Hendrychová et al. 2009). Naopak raná sukcesní stádia jsou vhodná pro lindušku úhorní (*Anthus campestris*) nebo bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe*) (Bejček et al. 2006). Řídké porosty vyhledává strnad zahradní (*Emberiza hortulana*), strnad luční (*Emberiza calandra*) a bramborníček černohlavý (*Saxicola rubicola*). Pozdější stadia sukcese jsou vyhledávaná řuhákem obecným (*Lanius collurio*), pěnicí vlašskou (*Sylvia nisoria*) nebo krutihlavem obecným (*Jynx torquilla*). Příbřežní porosty jsou obývány např. slavíkem modráčkem (*Luscinia svecica svecica*), rákosníkem velkým (*Acrocephalus arundinaceus*) nebo potápkou malou (*Tachybaptus ruficollis*) (Hendrychová et al. 2009).

Sukcesní plochy jsou díky dostatečné opadové vrstvě dobrým úkrytem pro střevlíkovité (*Carabidae*) a ploštice (*Heteroptera*). Starší sukcesní stádia vyhledává i řada ohrožených druhů hmyzu, např. lišaj pupalkový (*Proserpinus proserpina*). Plochy bez vegetace bývají vhodným biotopem pro ohrožené druhy, zejména samotářské včely a vosy, některé motýly a síťokřídle (*Neuroptera*) (Hendrychová et al. 2008).

Z obojživelníků zaznamenaných na výsypkách můžeme jmenovat ropuchu zelenou (*Pseudepidalea viridis*), hojnější jsou i skokani rodu *Pelophylax*, skokan štíhlý (*Rana*

dalmatina), ropucha obecná (*Bufo bufo*), kuňka obecná (*Bombina bombina*), dále pak můžeme zaznamenat čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) a velkého (*Triturus cristatus*). Vzácněji jsou na výsypkách i skokan hnědý (*Rana temporaria*) a blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*) (Vojar 2000, Zavadil 2002).

Nejatraktivnějším biotopem pro obojživelníky jsou jezírka s částečně vytvořenou vodní vegetací a při okraji výsypek (Vojar 2006).

4.5 Potenciální predátoři:

Dle výzkumů týkajících se hnízdní predace v České republice a státech střední Evropy byly nejčastějšími predátory ptačích hnízd následující (Purger et al. 2004, Drdová & Hampl 2008, Arbeiter & Franke 2018, URL 13):

4.5.1 Prase divoké (*Sus scrofa*)

Prase divoké (*Sus scrofa*) je rozšířeno téměř v celé Evropě s výjimkou Britských ostrovů, vysokohorských oblastí a klimaticky nepříznivých severních krajín (URL 12). Divoká prasata vynikají svojí velkou mírou přizpůsobivosti prostředí (Morelle et al. 2014). Jsou známí svojí noční aktivitou, kdy se vydávají hledat potravu. Většinou požírají nadzemní i podzemní části rostlin a semena lesních dřevin (zejména žaludy a bukvice). Díky jejich početnému stavu páchají velké škody na zemědělských plodinách, ale i v lesích (Drimaj et al. 2015). Menší podíl potravy tvoří živočišná složka, která nepřesahuje 10 % z celkového příjmu potravy. Prase divoké zkonzumuje vše, na co přijde – od ptáků a jejich snůšek, po obojživelníky, plazy, mláďata savců či zdechliny (Drdová & Hampl 2008, Ballari & Barrios-García 2013). Jejich domovský okrsek zahrnuje až několik desítek kilometrů (Boitani et al. 1994).

4.5.2 Sojka obecná (*Garrulus glandarius*)

Tento pták z čeledi krkavcovitých je rozšířený v celé Evropě. V České republice se sojka obecná vyskytuje v poměrně hojném počtu (Nicolai et al. 2005, URL 14). Sojka preferuje lesní prostředí, nejraději obývá smíšené lesy a lesní remízky, ale najdeme ji i ve větších městských parcích (Šťastný et al. 2006). Potrava sojky je velice rozmanitá a vyhledává si ji jak na stromech, tak na zemi. Od pozdního léta do zimy převládá rostlinná, na jaře a v létě živočišná (Rolando 1998). Rostlinnou část tvoří hlavně žaludy, čímž pomáhá rozšiřovat výskyt dubů, dále pak obilí, nejrůznější bobule, plody a semena

(Myczko et al. 2014). Z živočichů loví hmyz, z hnízd jiných ptáků vybírá vejce a mláďata, ale uloví i malé hlodavce a obojživelníky (Purger et al. 2004, Šťastný et al. 2006, Drdová & Hampl 2008). Sama se však stává častou kořistí větších nebo její hnízdo mohou vyloupit například kuny a kočky (Šťastný et al. 2006).

4.5.3 Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) se vyskytuje na celém území naší republiky, dokonce i nad horní hranicí lesa (URL 15). Bývá zařazována do kategorie lesních specialistů obývajících všechny lesní věkové skupiny, ale obývá i na okrajích lesů a přidružených křovinatých porostech (Marsh & Harris 2000, Tattersall et al. 2002). Konzumuje hlavně plody a semena lesních dřevin a bylin, ale nepohrdne ani různými bezobratlými živočichy (Anděra & Horáček 2005). Myšice je aktivní hlavně v noci, dobře šplhá po stromech a často obývá dutiny stromů (Adamík & Král 2009). V lesních podmínkách může mít zásadní vliv na hnízdní úspěšnost (Drdová & Hampl 2008, URL 13).

4.5.4 Liška obecná (*Vulpes vulpes*)

Liška obecná (*Vulpes vulpes*) je naší nejběžnější divoce žijící psovitou šelmou a díky vysoké míře přizpůsobivosti je rozšířena v celé Evropě (Anděra a Horáček 2005). Lišky obývají všechny aspekty naší krajiny – od lesů, hor až po těsné blízkosti lidských obydlí. Pokud si ale mohou vybrat, preferují husté lesy, které jim poskytují dostatek úkrytů (URL 15). Teritorium, které si značí trusem a močí, se pohybuje kolem 15 km² (Lloyd 1980b). Potravu si lišky obstarávají především v noci aktivním lovem. Hlavní složku tvoří hlodavci, králíci, zajáci a ptáci, ale do svého jídelníčku zařadí i hmyz, slimáky, červy a uhynulá zvířata (Reihmanis 2004, Kidawa, & Kowalczyk 2011). V ČR je liška brána spíše jako škodná, která napadá i mladá srnčata a plení kurníky. Malou část potravy však tvoří i rostlinná složka jako jsou různé bobule a plody, ovoce, hlízy, kukuřici atd. (URL 12).

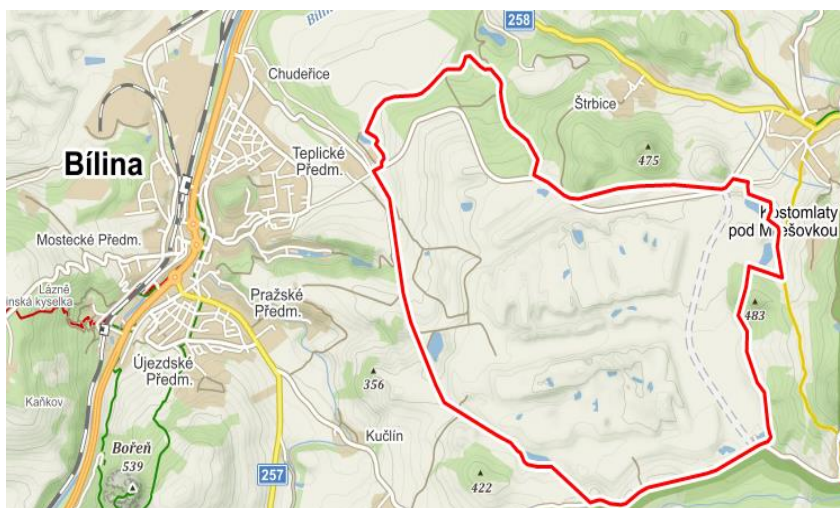
4.5.5 Kuna (*Martes sp.*)

Jelikož v mnoha studiích s použitím fototechniky nebylo možné spolehlivě usvědčit, zda se jedná o kunu lesní (*Martes foina*) či skalní (*Martes martes*), většina prací se zmiňuje pouze o rodu *Martes sp.* (URL 13, Drdová & Hampl 2008). Kuna skalní se od kuny lesní liší bílou náprsenkou, která zasahuje až na přední končetiny, je teplomilnější

a typicky se vyskytuje v otevřené krajině, při okrajů lesů, skalnatých i horských oblastí, ale i v blízkosti lidských obydlí včetně větších měst. U kuny lesní je barva náprsenky zbarvená žlutě a nevětví se (Anděra & Horáček 2005). Kuna lesní se ve dne ukrývá ve stromových dutinách nebo prázdných hnízdech veverek a ptáků. Obě jsou aktivní hlavně v noci. Kuna skalní ale loví spíše při zemi, na rozdíl od kuny lesní (URL 15). Oba druhy se živí ptáky a jejich vejci, veverkami, hlodavci, ale i hmyzem a ovocem. Větší procento ptačí potravy však bylo zaznamenáno u kuny lesní (Postuszny et al. 2007). Kuny obývají velká teritoria, která si značí trusem a výměšky análních, břišních a patních pachových žláz (URL 12).

4.6 Radovesická výsypka

Radovesická výsypka vznikla v 70. letech 20. století na území zaniklých obcí Lyskovice, Chotovenka, Hetov, Dřínov a Radovesice, podle kterých dostala výsypka název. Nachází se mezi městy Bílina, Štrbice, Kostomlaty pod Milešovkou a obcí Štěpánov a hraničí s CHKO České Středohoří (obr. 1). S rozlohou 1653 ha a mocností skřívky 50–70 m se jedná o největší výsypku na území Mostecká (URL 3).



Obr. 1: Lokalizace Radovesické výsypky (zdroj: Mapy.cz, 2020).

Na území současné výsypky byla od roku 1969 ukládána vytěžená zemina z lomu Bílina, dříve Maxim Gorkij a ustala až v roce 2003 (URL 4). Odhaduje se, že sem bylo navezeno až 680 miliónů m³ zemin. Rekultivace začala již v roce 1986 a na většině již rekultivovaných ploch byla využita rekultivace lesnická, a to hlavně v severní části. Podle plánu MŽP a podpoře z fondu ekomiliard byly navrženy v jižní části výsypky rekultivace zemědělské, četné vodní plochy a dvě oblasti ponechané samovolně sukcesi –

Radovesice XVIIA (19,51 ha) a Radovesice XVII B (33.90 ha) (obr. 2,3). Celkem by mělo být vynaloženo 1002, 97 milionů korun (URL 5). Fotografie proměny Radovesické výsyky v čase se nachází v příloze č. 2.



Obr. 2, 3: Sukcesní plocha Radovesice XVII B (vlevo) a Radovesice XVIIA (vpravo),
(zdroj: autor, 2019).

4.7 Velebudická výsypka

Velebudická výsypka se nachází v bezprostřední blízkosti Mostu, konkrétně na jeho jihovýchodním okraji (obr. 4). Celkem zde bylo uloženo 242,3 milionu m³ hornin z lomu Jan Šverma a vzniklo tak území o rozloze 784 ha. Rekultivace začala v roce 1965 a trvala až do roku 1995. Plocha rekultivované plochy byla rozčleněna na 5 zón a díky příměstskému umístění výsypky, tak vznikl parkový areál s možností sportovního a rekreačního zařízení. Najdeme zde hipodrom, golfový areál, a ostatních 360 ha patří zemědělské a lesnické rekultivaci (Štýs 2012). Proměna Velebudické výsypky v čase je znázorněna fotografiemi v příloze č. 3.



Obr. 4: Lokalizace Velebudické výsypky (zdroj: Mapy.cz, 2020).

5 Metodika

Výzkum byl pro přehlednější účely rozdělen do dvou částí. První část (viz kapitola 5.1) byla zaměřena na vliv vegetace a kypse (viditelnosti hnízd) na hnízdní predaci na obou sledovaných výsypkách a jejich následnému porovnání. Druhá část výzkumu (viz kapitola 5.2) byla zaměřena především na detekci druhů predátorů.

5.1 Míra hnízdní predace a její prediktory

5.1.1 Výběr lokalit

První část výzkumu zabývající se detekcí vlastní predace a vegetačními podmínkami, které ji ovlivňují, probíhala v období od 13. 4. 2019 do 28. 4. 2019. V tomto termínu byla instalována a při následné kontrole sebrána uměle vytvořená hnízda simulující zahníždění. Pokus byl proveden na dvou různých lokalitách v podkrušnohorské pánvi – Radovesické a Velebudické výsypce a jejich okolí. Na obou výsypkách bylo předem vytipováno 94 lokalit tak, že na Radovesické se 47 bodů nacházelo uvnitř výsypky a 47 vně okraje a na Velebudické výsypce bylo vnitřních bodů 48 a vnějších 46 (příloha č. 4 a č. 5). Okraj výsypky byl definován dle ortofotomapy a sporné body ležící v bezprostřední blízkosti okraje byly brány jako body vnější. Všechny vytyčené body byly

mezi sebou umístěny s prodlevou alespoň 100 m a vybrány tak, aby reprezentovaly různorodý vzorek biotopů v rámci každé výsypky. Příklady biotopů jsou zdokumentovány v příloze č. 6.

Veškeré pomůcky potřebné k experimentu byly den předem ponechány na vzduchu a na instalaci hnízd byly použity latexové rukavice, aby se zabránilo případnému přenosu lidského pachu, který by experiment mohl ovlivnit.

Každý předem vytipovaný bod byl v terénu vyhledán pomocí GPS souřadnic a na určeném místě byl umístěn proutek s látkovou stuhou (fáborkou), popřípadě byla fáborka připevněna na větev stromu nacházejícího se na stanovišti.

5.1.2 Instalace hnízd

Po vyhledání GPS souřadnic bodu, bylo dle lokálních podmínek a se zohledněním na případnou preferenci zahnízdění ptáků, vybráno přesné stanoviště pro umístění vytvořeného hnízda tak, aby hnízdo bylo nejméně 5 m od vytyčeného bodu (fáborky). Lokalizace hnízda byla zaznamenána do formuláře pro jeho snazší nalezení při následné kontrole.

K určení hnízdní predace posloužila terénními pracovníky vytvořená hnízda. Ta byla umístěna do manuálně vytvořeného mělkého důlku a smotána z materiálu vyskytujícího se v okruhu do 5 m od místa instalace hnízda. Sebraný materiál tvořila převážně stébla suché trávy smotané do kruhového tvaru nebo jiný lokální materiál, který byl pro dané místo typický (např. mech, drobné větvičky, atd.), neboť důležitou podmínkou při vytváření hnízd je co nejvíce je připodobnit reálným. Do takto vytvořeného hnízda byla vložena dvě křepelčí vajíčka (*Coturnix japonica*) a jedno modelínové, připevněné k podkladu kovovým hřebíkem s hlavičkou překrytou modelínou (obr. 5, 6). V praxi se modelínových vajíček používá k určení druhu případného predátora (Martin 1988b, Purger et al. 2004).



Obr. 5, 6: Příklady instalace hnízd vytvořených z místního materiálu (zdroj: autor, 2019).

Kromě polohy umístění hnízda byly zaznamenány informace o typu habitatu (např. louka – sečená / rumiště; les či křoviny s poznámkami o způsobu založení, věkovitosti a dominantních druzích – sukcesní / hospodářský / mladý / starý; pole – bez vegetace / se zemědělskou plodinou / ležící ladem) a dle leteckých fotek z terénu byl odečten procentní podíl výšky porostu v okruhu 25 m od expozice hnízda. V úvahu bylo bráno jen nejvyšší patro v daném vegetačním patře. Kategorie byly následující: starý les vyšší než 15 m, nízký les od 5 do 15 m, křoviny do 5 m, travinná a bylinná společenstva vyšší než 0,15 m, travinná a bylinná společenstva nižší než 0,15 m a poslední kategorií byla místa bez vegetace.

Nakonec byla pořízena fotodokumentace s přiloženým číslem hnízda pro snadnější identifikaci a jako pomůcka pro odečtení krypte hnízd posloužil černobílý terč. Byla pořízena jedna fotografie shora pouze s číselníkem, druhá s přiloženým terčem cca 1 m od země a další 4 ideálně ze všech protilehlých stran ze vzdálenosti kolem 5 m od terče (obr. 7, 8). Krypte hnízd se poté vyhodnotila jako procentuální průměr zakrytí všech nesnímaných fotek ve škále 0 % (zcela viditelné) až 100 % (neviditelné vůbec).



Obr. 7, 8: Terč pro procentuální odhad kypse focený shora (vlevo) a ze strany (vpravo),

(zdroj: autor 2019).

5.1.3 Kontrola

Po 14 dnech exponovaných hnízdních atrap byla provedena kontrola. Hnízdní místo bylo opět nalezeno pomocí GPS bodů a vizuálně dohledáno za pomoci fáborek. Pokud nebylo možné hnízdo nalézt, bylo označeno za ztracené. U nalezených hnízd byl zaznamenán osud hnízda, a to buď jako predované či nepredované, a byla pořízena fotodokumentace s přiloženým číselníkem. Také byl zanesen do formuláře osud každého z vajíček, a to buď netknuté / zbylé stopy/ vejce mimo hnízdo či odneseno. Pokud byly na místě nalezeny jen skořápky, byly nafoceny a stejně tak predované modelínové vajíčko (obr 9, 10). To bylo uschováno do plastového sáčku pro následnou identifikaci predátora. Vyskytly-li se v blízkosti další případné indicie jako stopy, trus, vývržky apod., byly také zapsány do formuláře. Nezajištěný již nepotřebný materiál byl sesbírán či v případě přírodnin rozptýlen po okolí.

Dle fotografií z terénu a sebraných modelínových vajíček byl Ing. Jakubem Novákem určen pravděpodobný predátor (savec x pták).



Obr. 9, 10: Dokumentace predovaných hnízd nalezených při kontrole, (zdroj: autor 2019).

5.2 Detekce predátorů pomocí fototechniky

5.2.1 Výběr lokalit

Druhá část výzkumu se zabírala především identifikací druhů všech reálných predátorů, kteří navštívili instalovaná hnízda a dobou predace od umístění hnízda. V období od 14.4. 2019 do 29.6. 2019 bylo na vybraných transektech za pomoci fotopastí nainstalováno a zmonitorováno 48 hnízd (příloha č. 7).

Všechny fotopasti byly před použitím naformátovány a byl nastaven datum a čas k pozdějšímu časovému určení predace. K vlastní instalaci byl vždy nalezen vhodný strom k připevnění fotopasti, jež byl označen bílou stuhou ke snadnějšímu nalezení při kontrole. K dosažení co nejlepší kvality fotek byly kamery umísťovány více méně k severu, zhruba 1,5 m šikmo nad připravovaným hnízdem.

5.2.2 Umístění hnízd

Experimentální hnízda byla ponechána buď na zemi, kde byla vytvořena stejným způsobem jako v předešlém pokusu, nebo byla drátkem připevněna k protilehlému stromu či keři. Takovéto vyvýšené hnízdo bylo vytvořeno předem z drátěného korpusu vyplněného hlínou a obaleného suchými stébly trávy (obr. 11). V obou variantách byla hnízda naplněna dvěma křepelčími a jedním modelínovým vajíčkem jako při prvním pokusu. Nakonec byl proveden test, zda je hnízdo na fotopasti dobře viditelné, popsán tamní biotop a do GPS zařízení uloženy jeho souřadnice.



Ltl Acorn 084F 029C 05/25/2019 08:59:49

Obr. 11: Instalace vyvýšeného hnízda, (zdroj: autor 2019).

5.2.3 Kontrola

Po týdnu expozice byly instalované fotopasti sebrány, pořízené fotky staženy a po výměně baterií znovu použity na jiném stanovišti (obr.12). Opět byly případné stopy predátorů sebrány a nafoceny a se zbylým materiálem se naložilo jako u předchozího pokusu.



Ltl Acorn ● 053F 012C 05/07/2019 19:06:50

Obr. 12: Usvědčení motáka pochopa (*Circus aeruginosus*) z predace 2. den po instalaci, (zdroj: autor 2019)

5.3 Statistika

Data byla vhodně upravena pro statistické zpracování a ke statistické analýze byl použit program R (verze 3.6.3 Copyright © 2019 The R Foundation for Statistical Computing). K vytvoření přehledných map osudu hnízd na obou výsypkách byl použit program ArcGIS ArcMap, verze 10.6.1 (Copyright © 1999–2017 Esri Inc).

Ke zhodnocení počtu predovaných hnízd v okolí a uvnitř každé výsypky, a mezi oběma výsypkami navzájem byl použit Pearsonův test dobré shody- χ^2 při 5 % hladině významnosti a data byla otestována, zda nejsou statisticky zkreslena.

Ke zjištění vlivu krypse, lokality a vegetace na osud hnízda byl použit zobecněný lineární model (GLM) s binomickým rozdělení (0 – nepredované hnízdo, 1 – predované hnízdo) a průkaznost byla zjištěna Pearsonovo testem dobré shody- χ^2 . Kategorie byly rozděleny na následující:

- Kryt v %
- Lokalita (okolí / výsypka)
- Vegetační patro E3 nad 15 m
- Vegetační patro E3 vysoké 5-15 m

- Vegetační patro E2 – keře od 1 do 5 m
- Vegetační patro E1 bylinné porosty nad 0,15 m
- Vegetační patro E1 nižší než 0,15 m
- Místo bez vegetace

Nejdříve byl model GLM proveden pro každou výsypku zvlášť a posléze vytvořen jeden souhrnný.

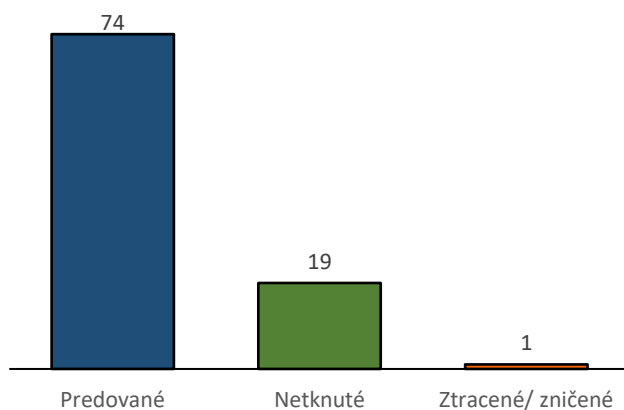
Z dat získaných z experimentu za použití fotopastí byla statisticky porovnána predace v biotopech sukcese / rekultivace / okolí a dále bylo porovnán osud hnízda z pozice případného predátora A – *Aves* (ptačí druh predátora) / M- *Mammalia* (savčí druh predátora). Data byla porovnána statistickou metodou Pearsonovo testem dobré shody- χ^2 . Dle pořádaných fotografií byla zjištěna doba první predace od instalace hnízda a pokud to bylo možné, byly predátoři identifikováni až do rodu.

6 Výsledky práce

Z celkového množství 236 nainstalovaných ptačích hnízd na Velebudické i Radovesické výsypce spolu s experimentem s fotopastmi bylo 173 predováno, 56 hnízd zůstalo netknuto a zbylých 7 bylo buď zničeno z jiného důvodu než predací nebo se nepodařilo dohledat. Celková procentuální míra predace dosáhla úrovně 75,54 %. Údaje o počtu instalovaných, predovaných a netknutých hnízdech spolu s dalšími sledovanými jevy jsou uvedeny v příloze č. 8 pro Velebudickou výsypku a příloze č. 9 pro výsypku Radovesickou.

6.1 Velebudická výsypka

Ze všech 94 instalovaných hnízd na Velebudické výsypce bylo 74 predováno (79,6 %), 19 netknutých (20,4 %) a pouze jedno se nepodařilo dohledat, a tudíž nebylo do statistických analýz započítáno (obr. 13).

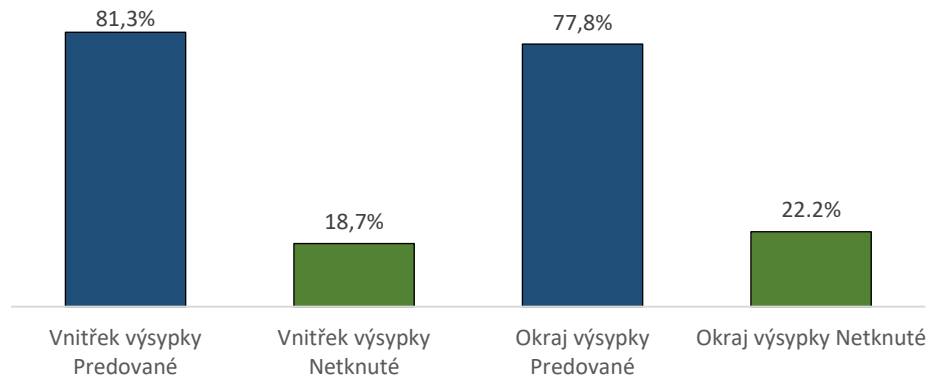


Obr. 13: Osud hnízd na Velebudické výsypce, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

6.1.1 Predace v rámci lokalit na Velebudické výsypce

Ke statistické analýze bylo použito na 93 dat z instalovaných hnízd na Velebudické výsypce. Z hnízd umístěných uvnitř sledované výsypky bylo 39 (81,3 %) predovaných a 9 netknutých. Okraj výsypky dosáhl o něco menší míry predace (77,8 %) s 35 predovanými a 10 netknutými hnízdy (obr. 14). Ani statistická analýza nevyšla

průkazně ($\chi^2=0.024873$, $df=1$, $p\text{-value}=0.8747$) a nebyl tedy zjištěn rozdíl mezi vnitřním a vnějším prostředím výsypky.



Obr. 14: Míra predace uvnitř a na okraji Velebudické výsypky, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

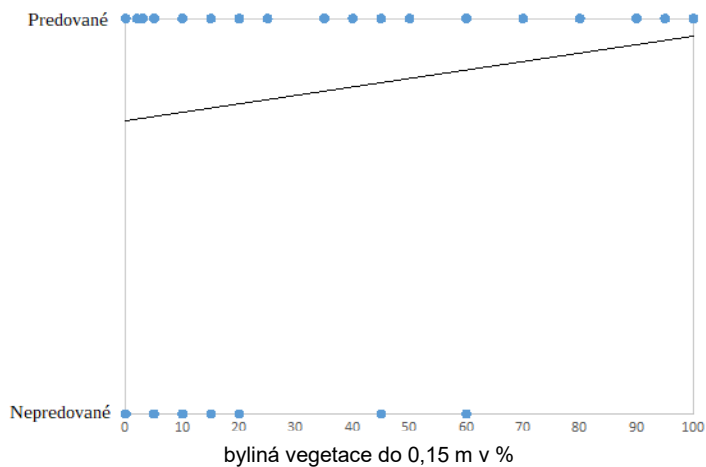
6.1.2 Vliv krypte a vegetace na predaci v rámci Velebudické výsypky

Pomocí zobecněného lineárního modelu (GLM) a Pearsonova testu dobré shody (χ^2) se postupně testoval vliv jednotlivých prediktorů na hnízdní predaci (tab. 1). Bylinná vegetace do 0,15 m byla jako jediný z prediktorů pozitivně signifikantní ($p=0.04426$) (obr. 15). Dalším faktorem nejbližší k hladině průkaznosti byly lokality bez vegetace ($p=0.09766$), avšak s negativním trendem. Ostatní prediktory byly vysoko nad hranicí průkaznosti.

Tab. 1: Vliv prediktorů na osud hnízda na Velebudické výsypce (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

PREDIKTOR	ESTIMATE	STD. ERROR	DEVIANCE	DF	P
LOKALITA	0.2136	0.5151	0.17219	1	0.6782
KRYT	0.01321	0.01231	1.1921	1	0.2749
VEGETACE NAD 15 M	0.06824	0.10554	1.4529	1	0.2281
VEGETACE 5-15 M	-0.004815	0.007553	0.39111	1	0.5317
VEGETACE DO 5 M	-0.002812	0.011422	0.059356	1	0.8075
BYLINNÁ VEGETACE NAD 0,15 M	-0.001797	0.007563	0.055992	1	0.8129
BYLINNÁ VEGETACE DO 0,15	0.0175	0.0100	4.0466	1	0.04426
BEZ VEGETACE	-0.015238	0.008951	2.7434	1	0.09766

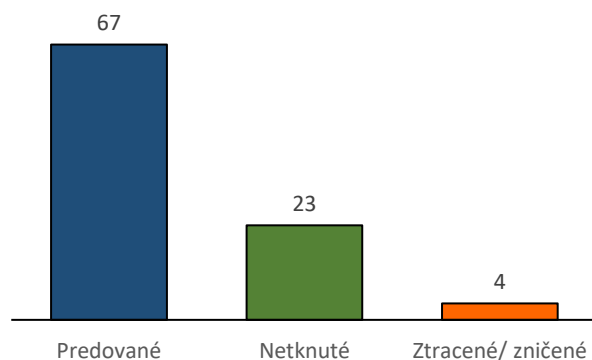
Vysvětlivky: Estimate – odhad regresních koeficientů; Std. Error – standardní chyba; Deviance – změna deviance modelu (příspěvek prediktoru do modelu); df – počet stupňů volnosti; p – statistická významnost.



Obr. 15: Trend vlivu bylinné vegetace do 0,15 m na míru predace, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

6.2 Radovesická výsypka

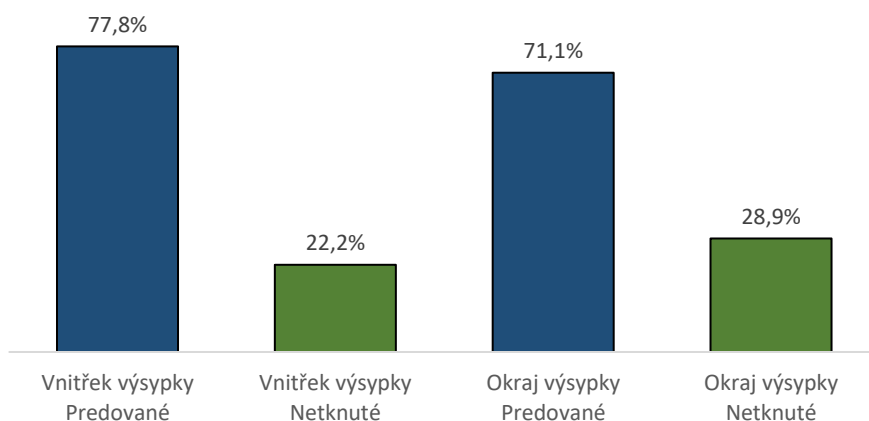
Ze všech 94 instalovaných hnízd bylo 67 predováno, 23 netknuto a 4 prohlášena za ztracené (obr. 16). Ztracená hnízda byla opět ze statistických analýz vyřazena. Míra predace na Radovesické výsypce dosáhla procentuální úrovně 75,3 %.



Obr.16: Osud hnízd na Radovesické výsypce, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

6.2.1 Predace v rámci lokality na Radovesické výsypce

Při porovnání lokalit uvnitř a v okolí Radovesické výsypky převládal mírně vyšší predanční tlak uvnitř výsypky, stejně jako tomu bylo v případě výsypky Velebudické. Zaznamenáno bylo 35 predovaných (77,8 %) a 10 nepredovaných instalovaných hnízd uvnitř sledované lokality a 32 predovaných (71,1 %) a 13 netknutých hnízd v okolí (obr. 17). Se statistickou významností spočítanou na 0.6289 ($\chi^2 = 0.23361$, $df = 1$, $p\text{-value} = 0.6289$) byla zamítnuta hypotéza o odlišnosti v míře predace mezi oběma lokalitami.



Obr. 17: Míra predace na Radovesické výsypce uvnitř a na okraji výsypky, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

6.2.2 Kryse hnízd a pokrývnost na Radovesické výsypce

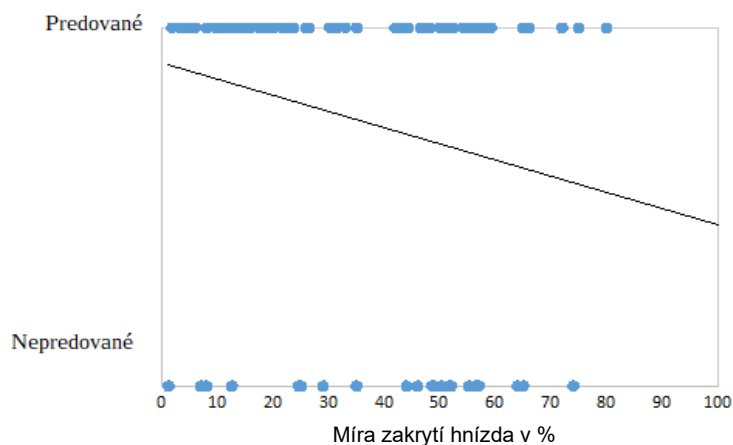
Zobecněný lineární model (GLM) a testování pomocí χ^2 testu ukázalo negativní korelaci procentuální míry zakrytí hnízda ($p=0.0473$) (obr. 18) Dalšími prediktory na

nízké, avšak neprůkazné hladině významnosti, byla místa bez vegetace ($p=0.08305$) a zastoupení vegetace nad 15 m ($p=0.08412$), které mělo také negativní trend. Ostatní prediktory, které jsou spolu s výše uvedenými zahrnuty do přehledné tabulky (tab. 2), nebyly brány v úvahu kvůli vysoké hladině významnosti.

PREDIKTOR	ESTIMATE	STD. ERROR	DEVIANCE	DF	P
LOKALITA	0.3520	0.4866	0.52679	1	0.468
KRYT	-0.02276	0.01171	3.9346	1	0.0473
VEGETACE NAD 15 M	-0.01802	0.01036	2.9834	1	0.08412
VEGETACE 5-15 M	-0.0007165	0.0091797	0.0060596	1	0.938
VEGETACE DO 5 M	-0.00992	0.01174	0.68469	1	0.408
BYLINNÁ VEGETACE NAD 0,15 M	0.008300	0.009406	0.85178	1	0.3561
BYLINNÁ VEGETACE DO 0,15	0.009848	0.006473	2.4605	1	0.1167
BEZ VEGETACE	-0.02320	0.01361	3.0043	1	0.08305

Tab. 2: Vliv jednotlivých prediktorů na hnízdní predaci na Radovesické výsypce, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

Vysvětlivky: Estimate – odhad regresních koeficientů; Std. Error – standardní chyba; Deviance – změna deviance modelu (příspěvek prediktoru do modelu); df – počet stupňů volnosti; p – statistická významnost.



Obr. 18: Trend vlivu krypte na míru predace, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

6.3 Srovnání míry predace na obou výsypkách

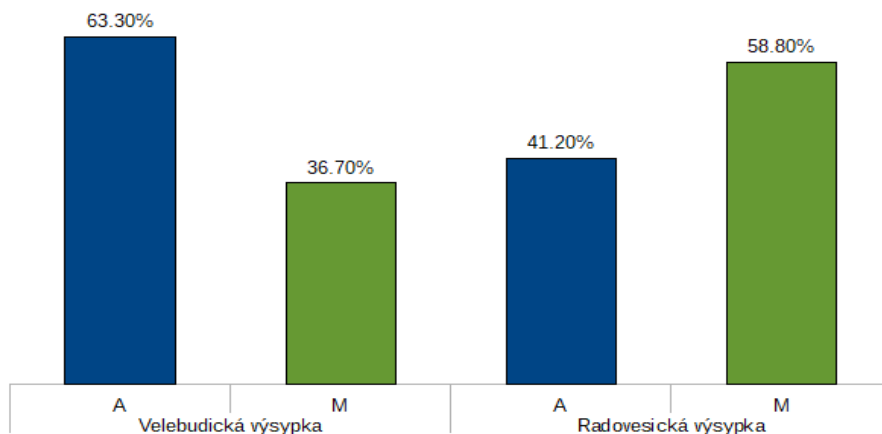
Míra predací na obou výsypkách byla vysoká, přesto na Velebudické výsypce (79,6 %) mírně převažovala v porovnání míry predace na výsypce Radovesické (75,3 %), ale dle statistické analýzy rozdíl mezi mírou predace na obou výsypkách nebyl signifikantní ($\chi^2=0.42054$, $df=1$, $p\text{-value}=0.5167$).

6.3.1 Predátoři v okolí a uvnitř výsypek

Při porovnávání lokalit v rámci obou výsypek bylo započítáno 54 instalovaných hnízd v okolí výsypek a 57 hnízd na samotných výsypkách. Z toho bylo v okolí zaznamenáno 24 ptačích a 29 savčích predátorů a ve vnitřním prostředí výsypek 34 ptačích a 23 savčích predátorů. Přesto, že v okolí výsypek převažovali savčí predátoři a ve vnitřním prostředí výsypek spíše ptačí predátoři, výsledek byl neprůkazný ($\chi^2=1.4855$, $df=1$, $p\text{-value}=0.2229$).

6.3.2 Srovnání míry predace ptačích versus savčích predátorů obou výsypek

K zajímavým výsledkům se dospělo porovnáním osudu hnízd na obou sledovaných výsypkách z hlediska predátorů, kdy na Velebudické výsypce bylo zaznamenáno 38 ptačích a 22 savčích predátorů a na Radovesické výsypce 21 ptačích a 30 savčích predátorů (obr. 19). I při 5 % hladině významnosti byl výsledek průkazný ($\chi^2=4.5817$, $df=1$, $p\text{-value}=0.03232$).



Obr. 19: Srovnání osudu hnízd predovaných ptačímí (A) a savčími predátory (M) na Velebudické a Radovesické výsypce, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

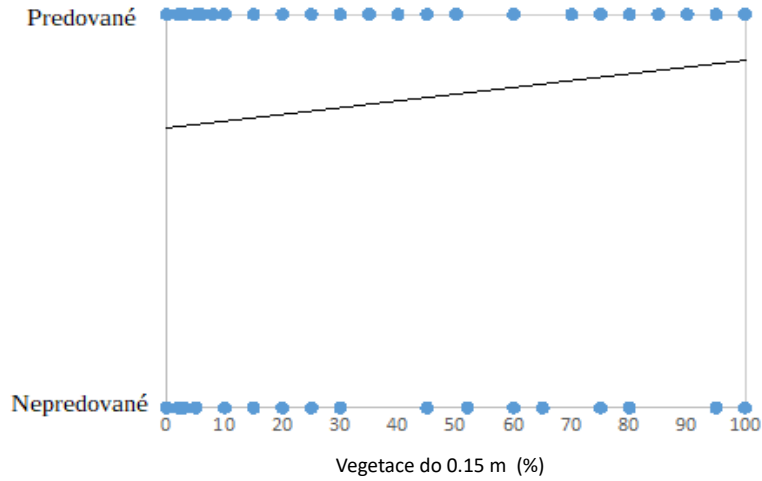
6.3.3 Vliv vegetace a krytu na obou výsypkách

Po porovnání obou výsypek zvlášť pomocí zobecněného lineárního modelu (GLM) se vytvořil další model pro obě výsypky najednou ke zjištění souhrnných vlivů na míru predace. Testováno bylo 8 prediktorů na 183 sebraných vzorků a jako průkazné se ukázaly plochy bez vegetace ($p=0.02297$) a plochy s bylinnou vegetací do 0,15 m. Plochy s vegetací do 0,15 m vykazovaly pozitivní trend, tedy s vyšším procentuálním zastoupení vegetace do 0,15 m stoupala míra predace (obr. 20), plochy bez vegetace vykazovaly opačný trend (obr. 21). Testované prediktory spolu s dalšími sledovanými jevy jsou zařazeny do tabulky (tab. 3).

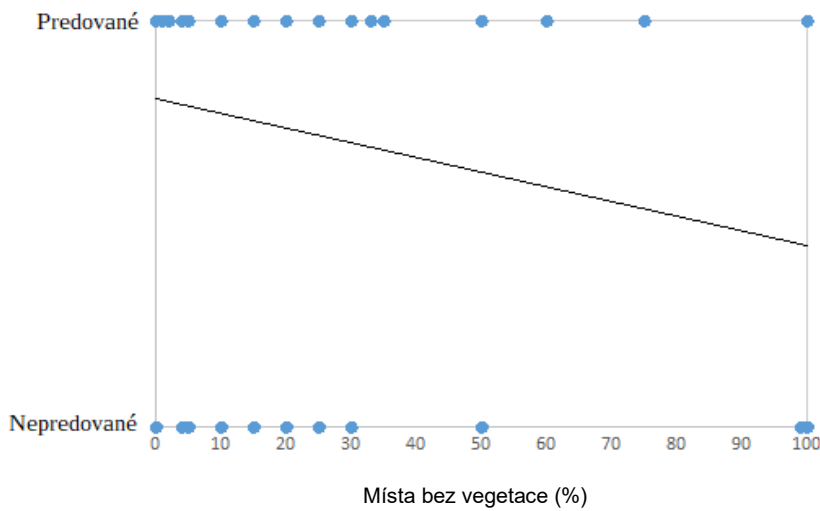
Tab. 3: Vliv jednotlivých prediktorů na hnízdní predaci na obou výsypkách, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

PREDIKTOR	ESTIMATE	STD. ERROR	DEVIANCE	DF	P
LOKALITA	0.2904	0.3529	0.68001	1	0.4096
KRYT	-0.004942	0.008105	0.37126	1	0.5423
VEGETACE NAD 15 M	-0.011297	0.008855	1.5267	1	0.2166
VEGETACE 5-15 M	-0.002768	0.005796	0.22308	1	0.6367
VEGETACE DO 5 M	-0.005317	0.008077	0.41861	1	0.5176
BYLINNÁ VEGETACE NAD 0,15 M	0.003188	0.005721	0.31832	1	0.5726
BYLINNÁ VEGETACE DO 0,15	0.010872	0.005146	4.9674	1	0.02583
BEZ VEGETACE	-0.0170	0.0074	5.1708	1	0.02297

Vysvětlivky: Estimate – odhad regresních koeficientů; Std. Error – standardní chyba; Deviance – změna deviance modelu (příspěvek prediktoru do modelu); df – počet stupňů volnosti; p – statistická významnost.



Obr. 20: Trend vlivu vegetace do 0.15 m na obou výsypkách, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).



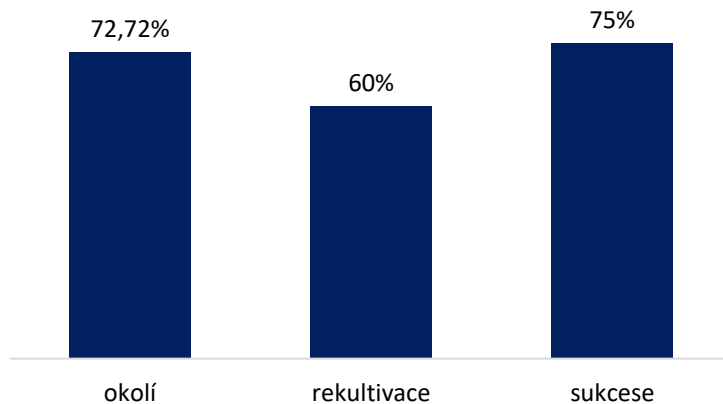
Obr. 21: Trend vlivu bez vegetace na obou výsypkách, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

6.4 Fotopasti

Z celkových 48 instalovaných hnízd s fotopastmi bylo 32 predovaných, 14 netknutých a 2 hnízda musela být vyřazena z důvodů zničení hnízda jiným způsobem než predací a kvůli ztrátě dat (příloha č. 10). Z predovaných hnízd byl u 16 z nich usvědčen savčí predátor, 14 predovaných bylo z třídy ptáků a u 1 hnízda, ač byla predace potvrzena, nebylo možné určit predátora.

6.4.1 Vliv biotopu na míru hnízdní predace

Ze získaných údajů byla otestována hypotéza vlivu biotopu (sukcese / rekultivace / okolí) na míru predace. Celkem do analýzy bylo zahrnuto 46 osudů hnízd, ze kterých bylo v okolí výsypky predováno 8 / nepredované 3, v rekultivaci predováno 9 / nepredováno 6 a v sukcesi predováno 15 / nepredováno 5. Hypotéza byla zamítnuta kvůli vysoké hodnotě hladiny významnosti ($X^2 = 0.97918$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.6129$). Procentuální míra predace je znázorněna v obrázku č. 22.



Obr. 22: Míra predace mezi biotopy okolí / rekultivace / sukcese, (zdroj: vlastní zpracování, 2020).

6.4.2 Zhodnocení predátorů

U 29 hnízd s fotopastmi se podařilo zjistit den první predace. 23 z nich bylo predováno již v první půlce týdne od instalace hnízda a pouze 5 ke konci týdne (počítáno od 4.dne). Pokud to bylo možné, byly predátoři určeni až do druhu, v nejasných případech je určen buď rod či čeleď.

Nejčastějšími predátory byly sojka obecná (*Garrulus glandarius*) (zaznamenaná predace 11x) a Kuna (*Martes sp.*) (5x), dále pak byl zaznamenán jezevec lesní (*Meles meles*) (3x), prase divoké (*Sus scrofa*) (3x), myšovití (*Muridae*) (2x), *Moták pochop* (*Circus aeruginosus*) (2x) a sýkora koňadra (*Parus major*) (1x). U kuny (*Martes sp.*) a sojky obecné (*Garrulus glandarius*) byly zaznamenány i kontroly stejného hnízda v období následujících dní. Nelze potvrdit ani vyvrátit, zda šlo o totožné jedince.

Také byly zaznamenán návštěvy dalších zvířat již predovaného hnízda a jeho okolí. Pokud nepočítáme četné návštěvy srnce obecného (*Capreolus capreolus*) a zajíce polního (*Lepus europaeus*), pak z predátorů byly nejčastějšími návštěvníky prase divoké (*Sus scrofa*), Myšovití (*Muridae*), sojka obecná (*Garrulus glandarius*), liška obecná (*Vulpes vulpes*), ale objevil se i psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*) či ťuhák šedý (*Lanius excubitor*). Více informací o predacích a návštěvách hnízd v příloze č. 10 a fotografie predátorů a návštěvníků hnízd zachycených pomocí fotopastí jsou v příloze č. 11.

7 Diskuze

7.1 Míra hnízdní predace a její prediktory

Ve srovnání s jinými autory prací vedených na výsypkách jak ve střední Evropě, tak i v severočeské uhelné pánvi, byla zjištěna vysoká míra predace (Purger et al. 2004a, Purger et al. 2004b, Bouška 2019, Bubanec 2019). Bouška (2019) ve studii na Růžovodolské výsypce zjistil pouze 46,2 % predovaných hnízd. Dokonce námi zjištěná míra predace na Velebudické výsypce převyšovala hodnotu z roku 2018, kdy počet celkových predovaných hnízd byl 60,5 % (Bubanec 2019). Srovnatelných výsledků dosáhl pouze Novák (2017) s experimentem vedeným na Radovesické výsypce v roce 2016. Jedním z vysvětlení rozdílných zjištěných hodnot na totožných výsypkách může být fluktuální výkyv populace predátorů, který tak opožděně reaguje na nedostatek kořisti z předchozího roku a bývá značnější u specializovaných predátorů, méně výrazný pak u generalistických druhů predátorů a obecně u savců s větším domovským okrskem (Salamolard et al. 2000, Šálek et al. 2010). Silně oscilující populační dynamikou jsou známí především drobní savci (myšovití – *Muridae*), jejichž snížená početnost může mít nepřímo vliv na hnízdní úspěšnost (Sieg 1987). Např. Šálek et al. (2004) ve studii z fragmentované krajiny Krušných hor zaznamenali vyšší pravděpodobnost útoků na instalovaná ptačí hnízda právě při nižším výskytu drobných savců.

V příměstských lokalitách bývá často zvýšená abundance predátorů (Jokimäki & Huhta 2000) a i Velebudická výsypka, která přímo sousedí s městem Most, vykazovala o něco větší míru predace (79 %) než výsypka Radovesická s 71 % predovaných hnízd. Výsledek však nebyl natolik markantní, aby byl prohlášen za průkazný. A ani hypotéza rozdílu v míře predace uvnitř výsypek a v jejich okolí se nepotvrdila zřejmě proto, že rekultivační práce započaly již před 17 lety na Radovesické výsypce a na Velebudické výsypce před 25 lety, tudíž kontrast mezi výsypkami a okolní krajinou není nijak kontrastní. Zdá se, že krajina okolí a výsypky funguje jako propojený celek.

Vegetační struktura a využití území má velký vliv na úspěšnost v zahnízdění (Jokimäki & Huhta 2000, Willson et al. 2001, Evans 2004, Beja et al. 2014). Martin (1993b) a Newton (1998) se domnívají, že predační koeficient klesá s mírou heterogenity prostředí a hustotou vegetace, tedy krypsí hnízda. Ta je definována jako pasivní obrana před predátory maskováním hnízda (Martin 1993b). Hypotéza nižšího predačního stupně díky zvýšenému krytí hnízda však úplně neplatí pro všechny predátory, ale týká se

především predátorů ptačích, kteří se při vyhledávání kořisti řídí vizuálně naproti savčím predátorům s výborně vyvinutým čichem (Hughes et al. 2010). S vyšším zastoupením ptačích predátorů na Velebudické výsypce by to znamenalo pozitivní korelaci s procentuální mírou krypse. To se bohužel nepodařilo potvrdit a průkazně byl zaznamenán výsledek pouze pro Radovesickou výsypku. Pokud pomíneme lidský faktor chyby, kdy by se nepodařilo vhodně umístit hnízdo tak, jako v případě reálného zahníždění, nebo hnízdo nebylo řádně vyhodnoceno jako zakryté, což je případ subjektivního zhodnocení hodnotícího jedince, můžeme se jen domnívat, zda právě vysoká míra predace nezpůsobila náhodné nalezení hnízda. Další variantou může být zvýšený zájem drobných savců o tyto modelínové atrapy (Purger et al. 2008). Z několika jiných výzkumů se však nepotvrdil významný rozdíl v predaci modelínových a křepelčích vajíček (Bayne & Hobson 1999, Jokimäki & Huhta 2000, Purger et al. 2004). Faktem však je, že ani Bubanec (2019) na Velebudické výsypce a ani Novák (2017) na výsypce Radovesické nepotvrdili vliv krypse na predaci.

Na rozdíl od autorů jiných studií (Reino et al. 2010, Morris & Conner 2015, Bouška 2019) se nepodařilo najít spojení se stromovým ani keřovým patrem. Hnízdní predace je komplexní záležitost, kterou ovlivňuje řada faktorů, i takových, které se na první pohled nemusí jevit jako očividné. Z těchto faktorů můžeme jmenovat třeba stáří a strukturu vegetace nebo rozsah a povahu disturbance (Morris&Conner 2016). Bayne et al. 1997 zjistili rozdíl mezi lesními typy, kdy v listnatém lese byla predace nejnižší a přes smíšený les k jehličnatému se zvyšovala.

Výrazný negativní vliv na míru predace byl však potvrzen u lokalit s vyšším procentuálním zastoupením bez vegetace. V této kategorii nejsou však zahrnuty pouze jen přírodní biotopy neporyté vegetací jako jsou příkré svahy a vodní plochy, ale i silnice a cesty. Ty mohou, logicky, na příkladu vodních ploch či svahů, znamenat neprostupnou bariéru pro některé živočichy, což v praxi může fungovat jako ochrana proti predátorům. Ostré přechody mezi dvěma biotopy mohou ale zapříčinit okrajový efekt, tedy místo a vyšší predační aktivitě a sloužit jako migrační koridory (Gehring & Swihart 2003). Přesto i v jiných studiích se nepotvrdil význam cest jako migračních koridorů. Což jak sami autoři uvádějí, může být buď z důvodu vysoce fragmentované krajiny nebo tím, že predátoři mohou být odpuzováni lidským faktorem (Svobodová et al. 2007).

Dalším průkazným faktorem v této studii bylo procento zastoupení bylinné vegetace do 0,15 m, což je vegetace charakteristická pro zemědělskou rekultivaci. Tyto luční biotopy byly v době experimentu krátce sečené. Výsledky poukazující na vyšší

predační tlak v lučních habitatech bývají docela časté (Jokimäki & Huhta 2000, Willson et al. 2001, Beja et al. 2014, Novák 2017). Dle Bubance (2019) byla zjištěna poměrně vysoká míra predace právě na sečených loukách Velebudické výsypky. Důležitou roli však hraje i zvolený management pro daný biotop. Jokimäki & Huhta (2000) zaznamenali zvýšený pohyb predátorů v udržovaných parcích na rozdíl od ploch s vyšší vegetační strukturou a stejně tak intenzivní pastva dobytka zvyšuje pravděpodobnost vyplnění hnízda (Beja et al. 2014). Luční biotopy mohou lákat jak dravé ptáky, pro které je krátká vegetace prospěšná z hlediska viditelnosti kořisti, tak i drobné savce a jejich predátory (Bejček 1983, Chalfoun et al. 2002, Purger et al. 2008 Arbeiter & Franke 2018). Naopak je tomu na sečených nivních loukách v porovnání se stejným typem luk bez managementu (Arbeiter & Franke 2018).

Ani u jedné ze studovaných výsypek nebyl zjištěn významný rozdíl mezi mírou predace a skupinou predátorů vnitřku výsypky a jejích okrajů. Jak někteří autoři studií dokládají, na zemědělských plochách nebo v jejich blízkosti se nachází zvýšený počet predátorů, zejména lišek a kunovitých šelem, které lákají drobní savci vyskytující se na polích (Purger et al. 2008, Šálek et al. 2010, Morris & Conner 2016). Jelikož zemědělské produkční biotopy v areálu výsypek naprosto chybí, ale v okolí výsypky jsou běžné, dala by se očekávat odlišnost i v míře predace. Nemožnost dokázat odlišnost z hlediska predace může znamenat propojenost krajinné struktury mezi oběma sledovanými plochami a podobnost biotopů v rámci výsypky a jejím okolí.

Ukazuje se, že rozložení komunity predátorů, stejně jako jejich mobilita je klíčová k pochopení predačních vztahů (Nour et al. 1993, Jokimäki & Huhta 2000, Crooks 2002, Reihmanis 2004, Krüget et al. 2018). V první části experimentu instalace umělých ptačích hnízd s odečty případných predátorů pomocí plastelínového vajíčka došlo ke spoustě případů, kdy nebylo možno určit případného predátora, a to buď z důvodů odnesení vajíčka nebo nerozpoznatelných stop. Celkem těchto případů s nemožností určit skupinu predátora bylo 30, což může negativně ovlivnit výsledky. Použití fotopastí se proto jeví jako nanejvýše potřebné.

7.2 Detekce predátorů pomocí fototechniky

Ze 48 hnízd sledovaných fototechnikou bylo nutné vyřadit pouze 2 a to kvůli zničení srncem obecným (*Capreolus capreolus*) dřívě, než bylo hnízdo objeveno predátory

a druhé hnízdo bylo vyřazeno z technických důvodů, kdy predátor byl rychlejší než sekvence fotopasti a stihl s sebou odnést i modelínové vajíčko. Z nafocených snímků z fotopastí bylo možné u 29 určit přesný den predace. Zajímavým faktem bylo, že 23 z nich bylo predováno v první půlce týdne, tedy do 4. dne od zahájení pokusu. Ke stejným výsledkům došli i Krüger et al. (2018), tedy že míra pravděpodobnosti predace klesala s postupujícím časem. Vysoká míra predace v první polovině od instalace může značit buď velkou abundanci predátorů ve sledované lokalitě nebo přítomnost lidského pachy zanechaných na instalovaných hnízdech. Ale vzhledem k tomu, že nejpočetnějšími plenitelem hnízd byla s 11 úspěšnými pokusy sojka obecná (*Garrulus glandarius*), dostává se varianta lidského faktoru do pozadí.

Právě krkavcovití (*Corvidae*) bývají označováni za jedny z nejčastějších predátorů ptačích hnízd (Purger et al. 2004, Reino et al. 2010) a v tamních poměrech to bývá právě zmíněná sojka obecná (Kočvara 2006). Lesy mohou sojce obecké poskytovat refugium (Reino et al. 2010), ale její rozšíření bývá čím dál častěji synantropní (Zimaroyeva et al. 2016). Z našeho experimentu je patrné, že sojka zastává strategii opakovaných návštěv již predovaných hnízd. V jednom případě byla viděna i třikrát za sebou v po sobě jdoucích dnech, kdy si přiletěla ověřit, zda do hnízda přibyla případná další snůška. Samozřejmě nemusí jít o stejného jedince daného druhu, ale opakovanou kontrolu hnízd zaznamenali ve své studii z jižního Finska i Krüger et al. (2018).

Druhými nejpočetnějšími predátory byly kuny (*Martes sp.*), které byly zaznamenány v 5 případech predace a zastávali stejnou strategii opakované kontroly hnízda jako sojky. Ribic et al. (2012) se domnívají, že lasicovití (*Mustelidae*) preferují vyšší a méně hustou vegetaci, kde se mohou schovat před jejich případnými predátory. V případě české krajiny je však v případě preference stanoviště nutné rozlišovat oba druhy našich kun (Anděra & Horáček 2005), což, bohužel, u námi pořízených fotografií, nebylo zcela možné. Dále je nutné brát v úvahu, že nejen hnízdo, ale i přítomnost kořisti např. v podobě drobných savců, může tyto potravní generalisty přilákat (Rehmanis 2004, Šálek et al. 2004).

Predace hnízd drobnými savci bývá v mnohých studiích podceňována, neboť křepelčí vajíčka mohou být jimi odnesena a na plastelínových nemusí zanechat žádné stopy, takže bez použití fototechniky nemohou být z predace usvědčeni (Purger et al. 2004). Ukazuje se však, že v hnízdní predaci hrají důležitou roli (Bayne et al. 1997, Purger et al. 2004, Kočvara 2006). Přesto, že myšovití (*Muridae*), byly v našem pozorování usvědčeni

z predace jen ve dvou případech, byly opakovaně viděny až 6 nocí za sebou v odstraňování křepelčího vajíčka a usvědčeny v několika dalších návštěvách již predovaného hnízda.

Dalším méně častým predátorem, zato častým návštěvníkem hnízd bylo prase divoké (*Sus scrofa*), které je dle myslivecké jednoty dlouhodobě na území ČR přemnožené. Navzdory jejich vysoké početnosti se ukazuje, že nebývají dominantním predátorem ale naopak, jak odhalila studie ze Švédska vedená na plochách s výskytem prasete divokého a kontrolních plochách bez jejich výskytu, hnízdní úspěšnost byla vyšší v plochách s výskytem prasete divokého (Carpio et al. 2016). U prasete divokého převažuje rostlinná složka potravy, která tvoří až 90 % veškerého denního příjmu (Ballari & Barrios-Garcia 2013), to by mohlo znamenat, že pokud je dostatek jiné rostlinné a pro divoká prasata zajímavé potravy, budou ji preferovat nad ptačími vejci. Protože ale byla predace prasete divokého v naší studii zaznamenána pouze třikrát a v ostatních případech návštěvy hnízda bylo již hnízdo vypleněno, v úvahu přichází spíše varianta, že prasata se ke své kořisti nedostala včas.

Zvláštním případem byl výskyt lišky obecné (*Vulpes vulpes*), která bývá spolu s lasicovitými často zmiňovanými predátory (Newton 1998, Šálek et al. 2004, Bolton et al. 2007, Carpio et al. 2016, Arbeiter & Franke 2018), ale její výskyt v naší studii byl omezen pouze na ohledání hnízdního místa. Ve studii vedené týmem Krüger et al. 2018 z Finska doznali též výsledků s vysvětlením, že výše citovaná literatura byla omezena na průzkum bez fototechniky. Fotopasti mohou liškám připadat podezřelé a týdenní doba experimentu může být příliš krátká na to, aby si liška na nezvyklou věc, v podobě fotopasti, zvykla. Z vlastního pozorování můžeme potvrdit, že doba od ohledání místa liškou až po predaci zabere až hodinu času, přičemž během této doby byla liška několikrát spatřena odcházet a znovu přicházet. V silné predační komunitě může být tak jednoduše předběhnuta jiným méně obezřetným predátorem.

Zaznamenaný byl i výskyt psíka mývalovitého (*Nyctereutes procyonoides*) stejně jako ve studii z jižního Finska (Krüger et al. 2018), který však v jejich případě byl dominantním predátorem. Přesto, že v naší studii byl tento invazní druh viděn pouze jednou, i tak může se svou značnou reprodukční kapacitou hrát v dalších letech významný podíl na redukci pozemních ptačích hnízd (Dahl & Åhlén 2019).

Prokázání vlivu biotopu sukcese versus rekultivace versus okolí výsypky na hnízdní predaci se nepotvrdilo. Sukcesní stádia z hlediska predačních vztahů jsou ještě

neprobádanou složkou. Hlavním důvodem neprůkazného testu však může být i nedostatečná rozloha sukcesních ploch či nedostatek opakování pokusu.

8 Závěr a přínos práce

Význam výsypek jako unikátních biotopů se dostává do podvědomí lidí a jejich studium je v České republice na vzestupu. Nejhojněji je zdokumentována vegetace a všechna sukcesní stádia výsypek, ptačí společenstva, pedologické podmínky, méně často se studie zabývají bezobratlými či drobnými savci, ale jen okrajově toho víme o predačních vztazích. Přitom hnízdní predace může až z 90 % za neúspěšnou líheň ptáků hnízdnících na zemi (Hollander et al. 2015).

Posouzením obou pokusů se ukazuje zvýšená potřeba komplexního zkoumání jak z hlediska vegetační struktury a charakteristiky okolí hnízda, tak i z hlediska přítomnosti jiných druhů živočichů – hlavně drobných savců, kteří mohou závažně ovlivnit úspěšnost v zahnízdění.

Použití fototechniky odhalilo nedostatky experimentů spoléhajících se pouze na identifikaci predátorů dle stop z modelinových vajíček, která bývají spolu s křepelčími vajíčky většími savci odtažena, a právě díky fototechnice byla zjištěna opakované predace. Naopak se ukázalo, že pro některé živočichy nemusí být fototechnika nejvhodnější metodou k určení pozorování, respektive by bylo potřeba fotopasti použít jiným způsobem (např. předběžnou instalací fotopasti po několik dní a následným umístěním umělého hnízda).

Vzhledem k tomu, že téma hnízdní predace na výsypkách je jen málo probádáno, potenciál bližšího zkoumání je vysoký. Zajímavým předmětem ke studii, kromě opakování pokusu s fotopastmi, se jeví zhodnocení nově založených výsypek zkoumaných s postupem času nebo studium raně a pozdně sukcesních stádií výsypek z hlediska míry predace a rozložení komunity predátorů. Získané výsledky mohou sloužit jednak v ochraně cílových druhů ptáků, ale i jako zdroj informací o predačních návycích jednotlivých druhů predátorů a uplatní se i při navrhování plánů ploch určených k rekultivaci.

9 Přehled literatury a použitých zdrojů

Adamík P., Král M., 2009. K jarnímu výskytu myšice lesní (*Apodemus flavicollis*, Melchior 1834) v ptačích budkách = On the spring occurrence of the yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*, Melchior 1834) in bird nest boxes / Zprávy Vlastivědného muzea v Olomouci. 297: 45-49.

Anděra M., Horáček I., 2005. Poznáváme naše savce. 2 doplněné vydání. Sobotáles, Praha/Prague. ISBN: 80-86817-08-3.

Arbeiter S., Franke E., 2018. Predation risk of artificial ground nests in managed floodplain meadows. *Acta Oecologica* 86: 17–22.

Ballari S.A., Barrios-Garcia M.N., 2013. A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mammal Review* 44 (2): 124–134, ISSN 0305-1838.

Bayne, E., Hobson, K., Fargey, P., 1997. Predation on Artificial Nests in Relation to Forest Type: Contrasting the Use of Quail and Plasticine Eggs. *Ecography*, 20(3): 233-239.

Bayne E.M, Hobson K.A., 1999. Do clay eggs attract predators to artificial nests? *J.Field Ornithol* 70: 1–7.

Beja P., Schindler S., Santana J., Porto M., Morgado R., Moreira F., Pita R., Mira A., Reino L., 2014. Predators and livestock reduce bird nest survival in intensive Mediterranean farmland. *European journal of wildlife research* 60 (2): 249 – 258.

Bejček V., 1983. Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi, *Academia*, 1.vydání. 9–12.

Bejček V., Sklenička P., Šťastný K., 2006. Lze využít přirozenou sukcesi při rekultivaci výsypek? *Veronika* 1: 1–4.

Boitani L., Mattei L., Nonis D., Corsi F., 1994. Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscany, Italy. *Journal of Mammalogy* 75(3): 600–612.

Bolton M., Butcher N., Sharpe F., Stevens D., Fisher G., 2007. Remotemonitoring of nests using digital camera technology. *J FieldOrnithol* 78: 213–220.

Bouška P., 2019. Vliv struktury krajiny, biotopů a vegetace na predaci ptačích hnízd na Růžodolské výsypce. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. 58 s. (diplomová práce) „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.

Bubanec M., 2019. Vliv kypse a ekotonálního efektu na ptačí predaci v lokalitě Velebudické výsypky. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. 56s. (diplomová práce) „nepublikováno“ Dep. SIC ČZU v Praze.

Carpio A. J., Hillström L, Tortosa F.S., 2016. Effects of wild boar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. *European Journal of Wildlife Research* volume 62: 423–430.

- Crooks K. R., 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488–502.
- Dahl, F., Åhlén, P., 2019. Nest predation by raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in the archipelago of northern Sweden. *Biol Invasions* 21: 743–755.
- Drimaj J, Plhal R., Kolibáč P., 2015. Prase divoké a jeho životní projevy v kulturní krajině. *Ochrana přírody — Péče o přírodu a krajinu* 3: 7-11.
- Drdová L., Hampl R., 2008. Potenciální hnízdní predátoři vodních ptáků a metody jejich zjišťování. *Sylvia* 44: 3–16.
- Evans K.L, 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1–13.
- Faaborg J., Brittingham M., Donovan T., Blake J., 1993. Habitat Fragmentation in the Temperate Zone: A Perspective for Managers. Status and management of neotropical Migratory birds (OW Finch and P.W. Stengel, eds.). U.S. Department of Agriculture Forest Service Rocky Mountain Forest Range Experimental Station, General Technical Report. RM-229. Fort Collins, Colorado. Freemark. K. and B. Collins. 331-338
- Fanta J., 2001. Česká krajina v evropských souvislostech. *Veronica* 15/4: 14–16.
- Fanta J., Petřík P., Macková J., 2017. Krajina jako společné dílo našeho hospodaření a přírody. *Krajina a lidé*. Praha, Academia; *Průhledy* 17; ISBN 978-80-200-2695-8 7-8.
- Firbank L. G., Petit S., Smart S., Blain A., Fuller R. J., 2008. Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of Royal Society* 363: 777–87.
- Gehring T. M., R. K. Swihart R.K., 2003. Body size, niche breadth, and ecological scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109: 283-295.
- Hendrychová M., 2008. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: a review of pedological and biological studies. *J. Landscape Stud.* 1. 63–78.
- Hendrychová M., Šálek M., Řehoř M., 2009. Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. Bird communities of forest stands on spoil heaps after brow coal mining. *Sylvia* 45: 177–189.n
- Hodačová D., Prach K., 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 1–7.
- Hollander F. A., Dyck H. V., Martin S. G., Nicolas T., 2015. Nest Predation Deviates from Nest Predator Abundance in an Ecologically Trapped Bird. *PLoS one* 10: 1–19.
- Hughes N.K., Price C.J, Banks P.B., 2010. Predators Are Attracted to the Olfactory Signals of Prey. *PLoS ONE* 5(9): 1–4.
- Chalfoun A.D., Thompson F.R., Ratnaswamy M.J., 2002a. *Conservation Biology Volume* 16/2: 306–318.

- Chalfoun A. D., Ratnaswamy M. J., Thompson F. R., 2002b. Songbird nest predators in forest-pasture edge and forest interior in a fragmented landscape. *Ecological Applications* 12/3: 858–867.
- Jokimäki J., Esa H., 2000. Artificial Nest Predation and Abundance of Birds along an Urban Gradient. *The Condor*. 102: 838-847. 10.2307/1370311.
- Kidawa D., Kowalczyk R., 2011. The effects of sex, age, season and habitat on diet of the red fox *Vulpes vulpes* in northeastern Poland. *Acta Theriol* 56: 209–218.
- Krüger H., Väänänen V., Holopainen S., Holopainen P., 2018. The new faces of nest predation in agricultural landscapes — a wildlife camera survey with artificial nests. *Eur J Wildl Res* 64: 76.
- Kočvara R., 2006. Sledování predátorů ptačích hnízd pomocí fotografické techniky. Poster. Celostátní ornitologická konference Srdcem a rozumem pořádané u příležitosti 80. výročí založení ČSO.
- Konvička M., Beneš J. Čížek L. 2005. Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc.
- Lipský Z., 1999. Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. *Karolinum*. Praha. 35–86.
- Lipský Z., Kvapil D., 2000. Současné změny ve využívání půdy (Nové funkce venkovské krajiny?) *Životní prostor* 34/ 3: 148-153.
- Lloyd H. G., 1980b. Habitat requirements of the red fox. *Zimen E. The Red Fox: Symposium on Behaviour and Ecology*, The Hague. 7–25.
- Marchant J.H., Hudson R., Carter S.P., Whittington P.A., 1990. *Population Trends in British Breeding Birds*. BTO, Tring.
- Marsh A. C. W., Poulton S., Harris S., 2001. The Yellow-necked Mouse *Apodemus flavicollis* in Britain: status and analysis of factors affecting distribution. *Mammal Review* 31: 203– 227.
- Martin T. E., 1988a. Processes organizing open-nesting bird assemblages: competition or nest predation? *Evolutionary Ecology* 2/1: 37–50.
- Martin, T. E., 1988b. On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 85/7: 2196–2199.
- Miko L., Hošek M., 2009. *Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 4–27.
- Mittani J., Windfelder T.L., Lwanga, J.S., Sanders W., 2001. Predatory behavior of crowned hawk-eagles (*Stephanoaetus coronatus*) in Kibale National Park, Uganda. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 49: 187–195.

- Morelle K., Podgórski T., Prévot C., Keuling O., Lehaire F., Lejeune P., 2014. Towards understanding wild boar *Sus scrofa* movement: A synthetic movement ecology approach. *Mammal Review*. 45/1: 15–29.
- Morris G., Conner L. M., 2016. Effects of forest management practices, weather and indices of nest predator abundance on nest predation: A 12-year artificial nest study. *Forest Ecology and Management* 366: 23–31.
- Myczko L., Dylewski L., Zduniak P., Sparks T.H., Tryjanowski P., 2014. Predation and dispersal of acorns by European Jay (*Garrulus glandarius*) differs between a native (Pedunculate Oak *Quercus robur*) and an introduced oak species (Northern Red Oak *Quercus rubra*) in Europe. *Forest Ecology and Management* 331/1: 35–39.
- Newton I., 1998. *Population Limitation in Birds*. London: Academic Press Ltd.
- Neuhäuslová Z., Blažková D., Grulich V., Husová M., Chytrý M., Jeník J., Jirásek J., Kolbek J., Kropáč Z., Ložek V., Moravec J., Prach K., Rybníček K., Rybníčková E., Sádlo J., 1998. *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Textová část*. Praha: Academia, 341 s. ISBN 80-200-0687-7.
- Nicolai J., Singer D., Wothe K., 2005. *Ptáci. Kapesní Atlas*. Slovart.
- Nour N., Matthysen E., Dhondt A. A., 1993. Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16/2: 111–16.
- Novák J., 2017. Vliv okrajového efektu na predaci ptačích hnízd na Radovesické výsypce nepublikováno. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. 83 s. (diplomová práce) „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.
- Pešek J., Sivek M., 2012. Uhlonosné pánve a ložiska černého a hnědého uhlí České republiky. *Česká geologická služba* 1.vydání: 108–110.
- Posłuszny M., Pilot M., Goszczyński J., Gralak B., 2007. Diet of sympatric pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) identified by genotyping of DNA from faeces. *Annales Zoologici Fennici*, 44(4): 269–284.
- Prach, K., 2003. Spontaneous Succession in Central-European Man-Made Habitats: What Information Can Be Used in Restoration Practice? *Applied Vegetation Science* 6(2): 125-129.
- Prach K., Frouz J., Karešová P., Konvalinková P., Koutecká P., Mudrák O., Novák J., Řehounek J., Řehouňková K., Tichý L., Trnková R., Tropek R., 2009. *Ekologie obnovy narušených míst, II. Místa narušená těžbou surovin*, Živa 2: 68–72.
- Purger J. J., Mészáros L. A., Purger D., 2004a. Predation on artificial nests in post mining recultivated area and forest edge: contrasting the use of plasticine and quail eggs. *Ecological Engineering* 22/3: 209–212.
- Purger J. J., Mészáros L. A., Purger D., 2004b. Ground Nesting in Recultivated Forest Habitats— A Study with Artificial Nests. *Acta Ornithologica* 39 (2): 141–145.

Purger, J., Csuka, S., Kurucz, K., 2008. Predation survival of ground nesting birds in grass and wheat fields: experiment with plasticine eggs and artificial nests. Polish Journal of Ecology, Vol. 56/3, str. 48–486.

Reihmanis J., 2004. Relationships between the nest predation rates caused by different waterfowl nest predators: an artificial nest experiment. Acta Universitatis Latviensis, Biology, 676:131–139.

Reino L., Porto M., Morgado R., Carvalho F., Mira A., Beja P., 2010. Does afforestation increase bird nest predation risk in surrounding farmland? Forest ecology and management 260/8: 1359–1366.

Ribic C.A., Guzy M.J., Anderson T.J., Sample W.D., Nack J.L., 2012. Bird productivity and nest predation in agricultural landscape. Studies in Avian Biology 43: 119–34.

Rolando A., 1998. Factors affecting movements and home ranges in the jay (*Garrulus glandarius*). Journal of Zoology, 246(3): 249–257.

Rudnický T., Hunter, M., 1993. Avian Nest Predation in Clearcuts, Forests, and Edges in a Forest-Dominated Landscape. The Journal of Wildlife Management 57(2): 358–364.

Ryszkowski L., 2009. Influence of agricultural landscape structure on diversity of insect communities. Polish Journal of Ecology 57/4: 697–713.

Salamolard M., Butet A., Leroux A., Bretagnolle V., 2000. Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. Ecology 81/9: 2428–2441.

Seibold S., Hempel A., Piehl S., Bässler C., Brandl R., Rösner S., Müller J., 2013. Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. Basic and Applied Ecology 14/8: 687–693, ISSN 1439-1791.

Selák J., 2008. Analýza disparit v pokryvu modelového území Podkrušnohoří v porovnání s Českou republikou. Studia OECOLOGICA. 1: 46–53.

Sieg C. H., 1987. Small Mammals: Pests or Vital Components of the Ecosystem. Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proceedings 97: 88–92.

Svobodová J., Šálek M., Albrecht T., 2007. Roads do not increase predation on experimental nests in a highly fragmented forest landscape. Folia Zool. 56(1): 84–89.

Šálek M., 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. Journal of Applied Ecology, 49/ 6: 1417–1425. ISSN: 0021-8901.

Šálek M., Svobodová J., Bejček V., Albrecht T., 2004. Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic. Folia Zoologica. 53: 312–318.

Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F., Albrecht T., 2010. Do prey densities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape? Landscape and Urban Planning 98: 86–91.

Štýs S., 2012. Proměny Mostecka, statutární město Most, Mostecko – minulost a současnost, účel. publikace Mostecké uhelné společnosti, a.s., Most, 42-45.

Šťastný K., Bejček V., Hudec K., 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČR 2001-2003. AVENTINUM.

Tattersall F. H., McDonadl D. W., Hart B. J., Johnson. P., Manley W., Feber R., 2002. Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of Applied Ecology* 39: 643–652.

Vojar J., 2000. Sukcese obojživelníků na výsypkách. *Živa* 48: 41–43.

Vojar J., 2006. Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Sci. Agric. Bohem.* 37: 35-40.

Wilcove D. S, McLellan C. H., Dobson A. P., 1986. Habitat fragmentation in temperate zone. *Conservation biology* 237–256.

Willson M.F., Morrison J.L., Sieving K.E., de Santo T.L., Santisteban L., Diaz I., 2001. Patterns of predation risk and survival of bird nests in a Chilean agricultural landscape. *Conserv. Biol.* 15: 447–456.

Zimaroyeva A. A., Matsyura A. V., Jankowski K., 2016. Spatial patterns of habitat distribution of Corvidae (the case of urban-rural gradient). *Biosystems Diversity* 24/2: 451–458.

Zavadil V., 2002. Historický a současný výskyt obojživelníků a plazů v okolí Sokolova s přihlédnutím k jejich možnostem spontánního osídlení nově vzniklých biotopů na výsypkách a k introdukci na výsypky: In Kolektiv: *Příroda 13 – Sborník prací z ochrany přírody*: 85-105. AOPK ČR, Praha.

Právní předpisy:

Zákon č. 44/1988 Sb. - Zákon o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon), v platném znění.

Internetové zdroje:

URL1: MŽP: Vliv povrchové těžby hnědého uhlí na životní prostředí (online), [cit 10.11.2019], dostupné z <[https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/B18C18B302379CCCC1256FC000407A70/\\$file/e-02-5.htm](https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/B18C18B302379CCCC1256FC000407A70/$file/e-02-5.htm)>

URL 2: Geomorfologické členění ČR a Slovenska (online), [cit 12.10.2019], dostupné z <http://www.geomorfologicka-ceskoslovenska.bluefile.cz/?page_id=820, 12.10.2019)>.

- URL 3: Severočeské doly a.s., Tvorba a obnova krajiny (online), [cit 12.11.2019], dostupné z <<https://www.sdas.cz/aktivity/tvorba-a-obnova-krajiny/vyvoj-rekultivacnich-postupu-na-uzemi-radovesicke-vysypky.aspx>>.
- URL 4: Oficiální stránky obce Hrobčice (online), [cit 20.11.2019], dostupné z <<http://www.hrobce.cz/informace-o-obci/blizke-okoli/radovesicka-vysypka/>>.
- URL 5: 15miliard v Ústeckém a Karlovarském kraji (online), [cit 20.11.2019], dostupné z <http://www.15miliard.cz/cd_fnm_oprava/kapitola_06/Kapitola_6_TEXT.pdf>.
- URL 6: Severočeské doly a.s., Geologie oblasti (online), [cit 20.11.2019], dostupné z <<https://www.sdas.cz/aktivity/hornicka-cinnost/geologie.aspx>>.
- URL 7: Geoportál Cenia ©2017, Zpráva o žp v krajích-Ústecký kraj (online), [cit 20.1.2020], dostupné z <https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/03/Us-tecky-kraj_2017.pdf>.
- URL 8: Arnika ©2006 Historie území Radovesické výsypky(online), [cit 13.12.2019], dostupné z <<https://arnika.org/historie-uzemi-radovesicke-vysypky>>.
- URL 9: AOPK (online), [cit 20.11.2019], dostupné z <<http://www.nature.cz>>.
- URL 10: Geoportál Ústeckého kraje (online), [cit 21.11.2019], dostupné z <<https://geoportal.kr-ustecky.cz/>>.
- URL 11: Zaniklé krajiny (online), [cit 4.2.2020], dostupné z <<http://www.zanikle-krajiny.cz/>>.
- URL 12: Ekolist.cz ©2012, Divoká prasata – známe je? (online), [cit 20.11.2019], dostupné z <<https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/>>.
- URL 13: Mgr. Radim Kočvara, Sledování predátorů ptačích hnízd pomocí fotografické techniky (online) [cit 20.2.2020], dostupné z <<http://www.burunduk.cz/Upload/Pred%C3%A1tori.pdf>>.
- URL 14: Naši ptáci (online), [cit 2.3.2020], dostupné z <<http://www.nasip-taci.info>>.
- URL 15: BioLib (online), [cit 20.3.2020], dostupné z <<https://www.biolib.cz/cz/taxon/id20612/>>.

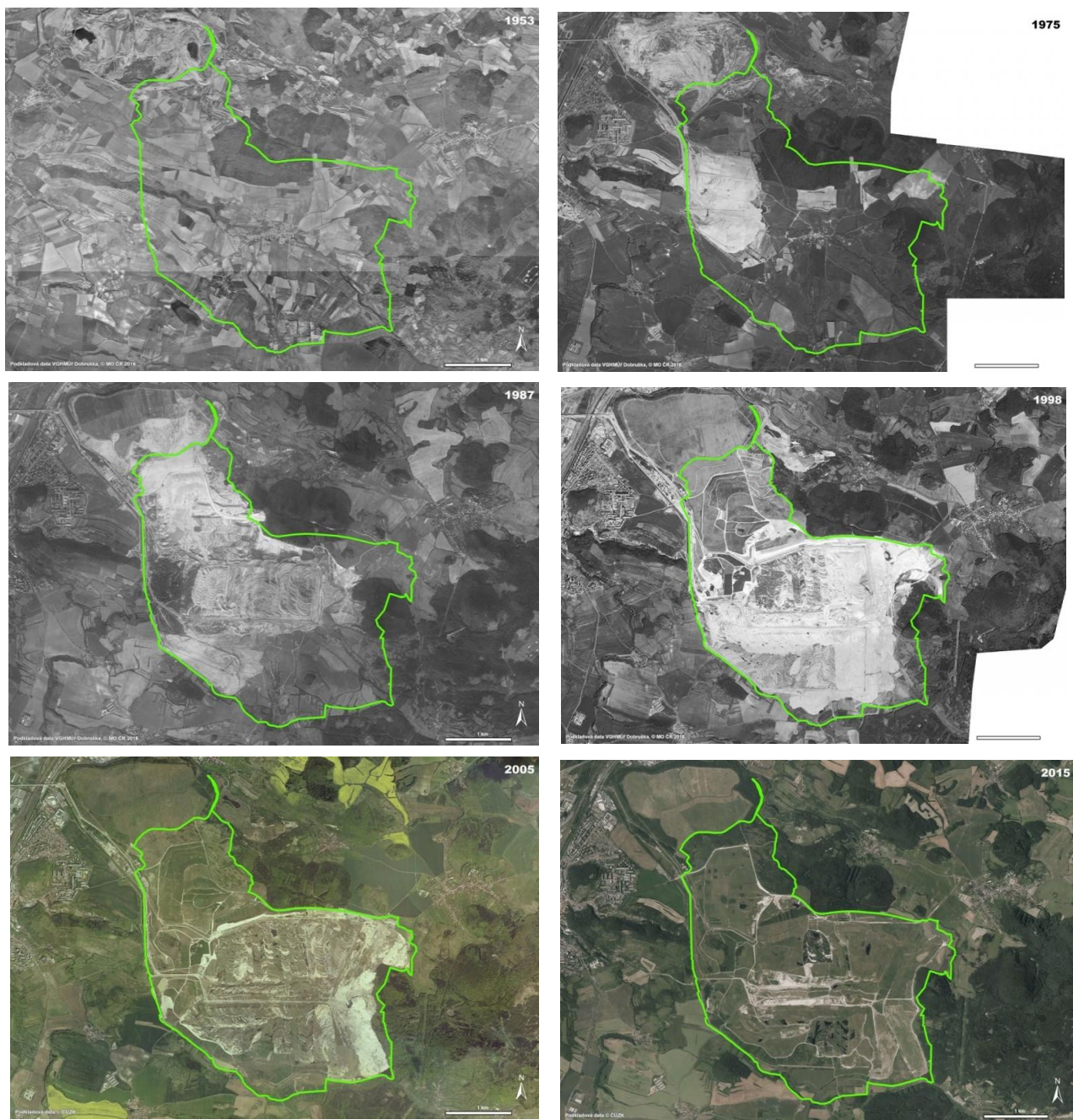
10 Přílohy

10.1 Příloha č. 1: Zařazení do zájmové oblasti dle geomorfologických celků ČR

System	Subsystem	Provincie	Oblast	Celek	Rozloha	Střední výška
Hercynský	Hercynská pohoří	Česká vysočina	Podkrušnohorská	Mostecká pánev	1105 km ²	272,1 m

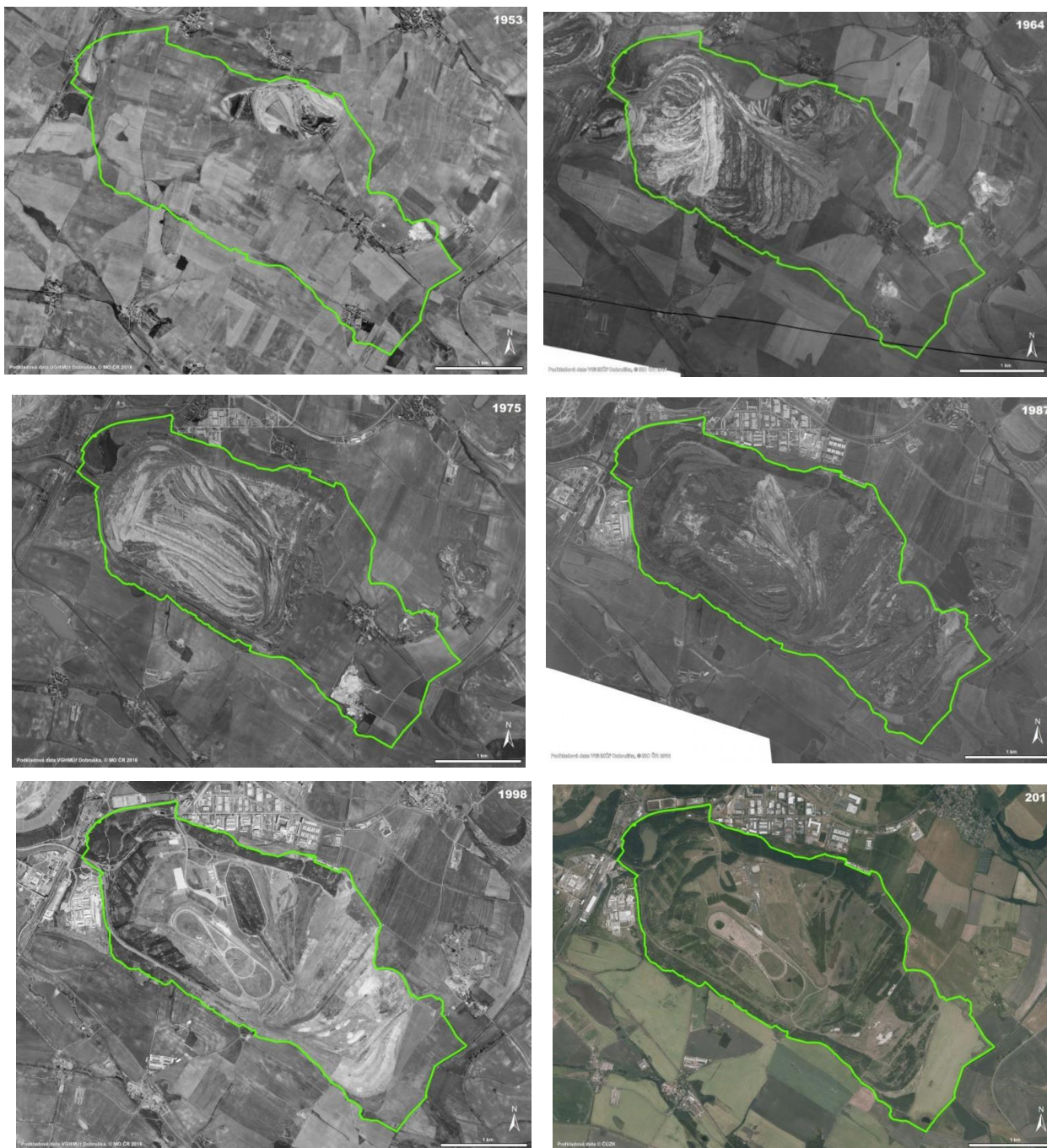
Zdroj: Geomorfologické členění ČR a Slovenska (online – URL 2), vlastní zpracování, 2020

10.2 Příloha č. 2: Proměna Radovesické výsypky v čase



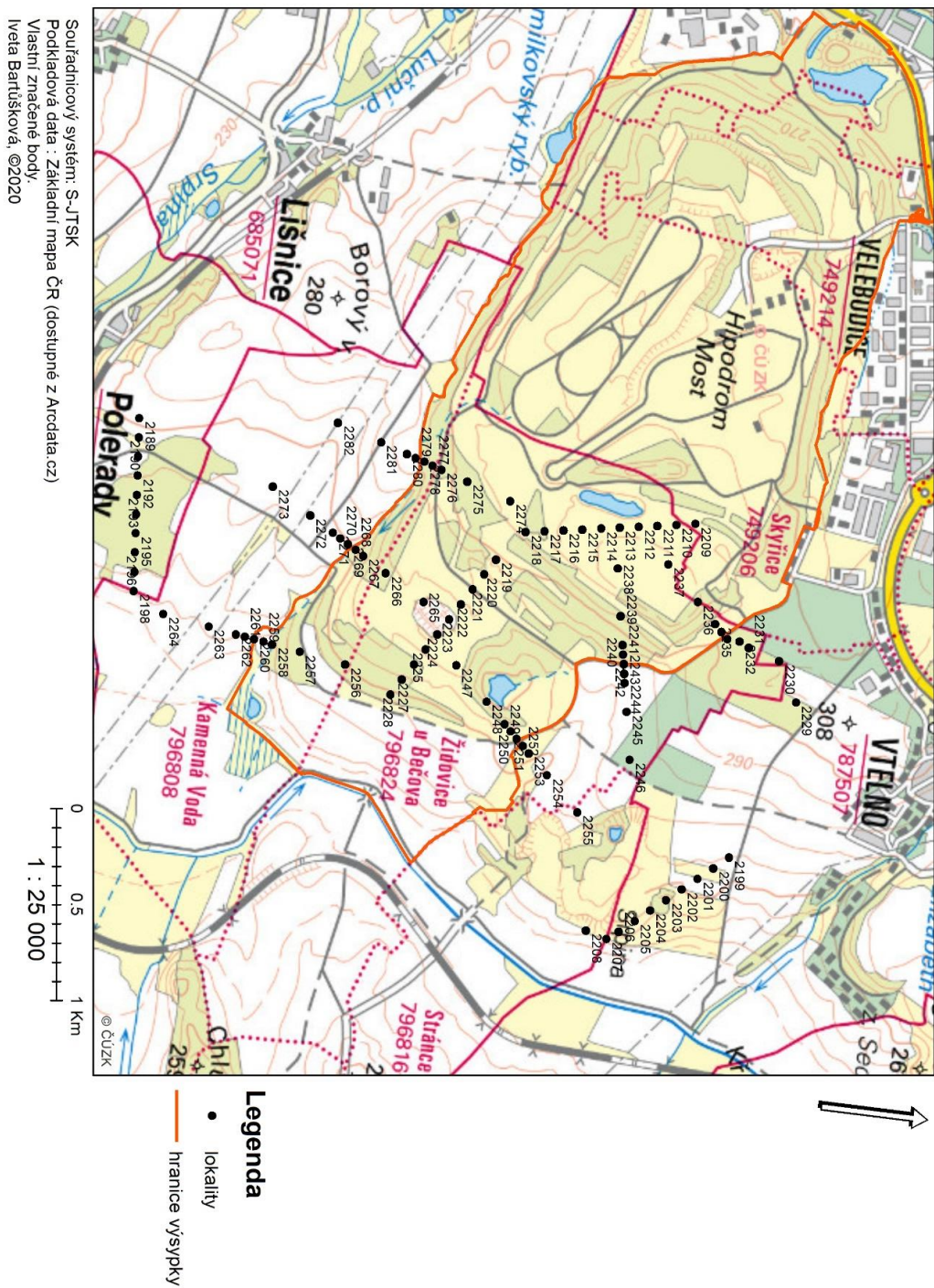
Zdroj: Zažij změnu! Ústecký kraj jinak! (online), dostupné z www.zazijzmenu.cz, 2020

10.3 Příloha č. 3: Proměna Velebudické výsyvky v čase



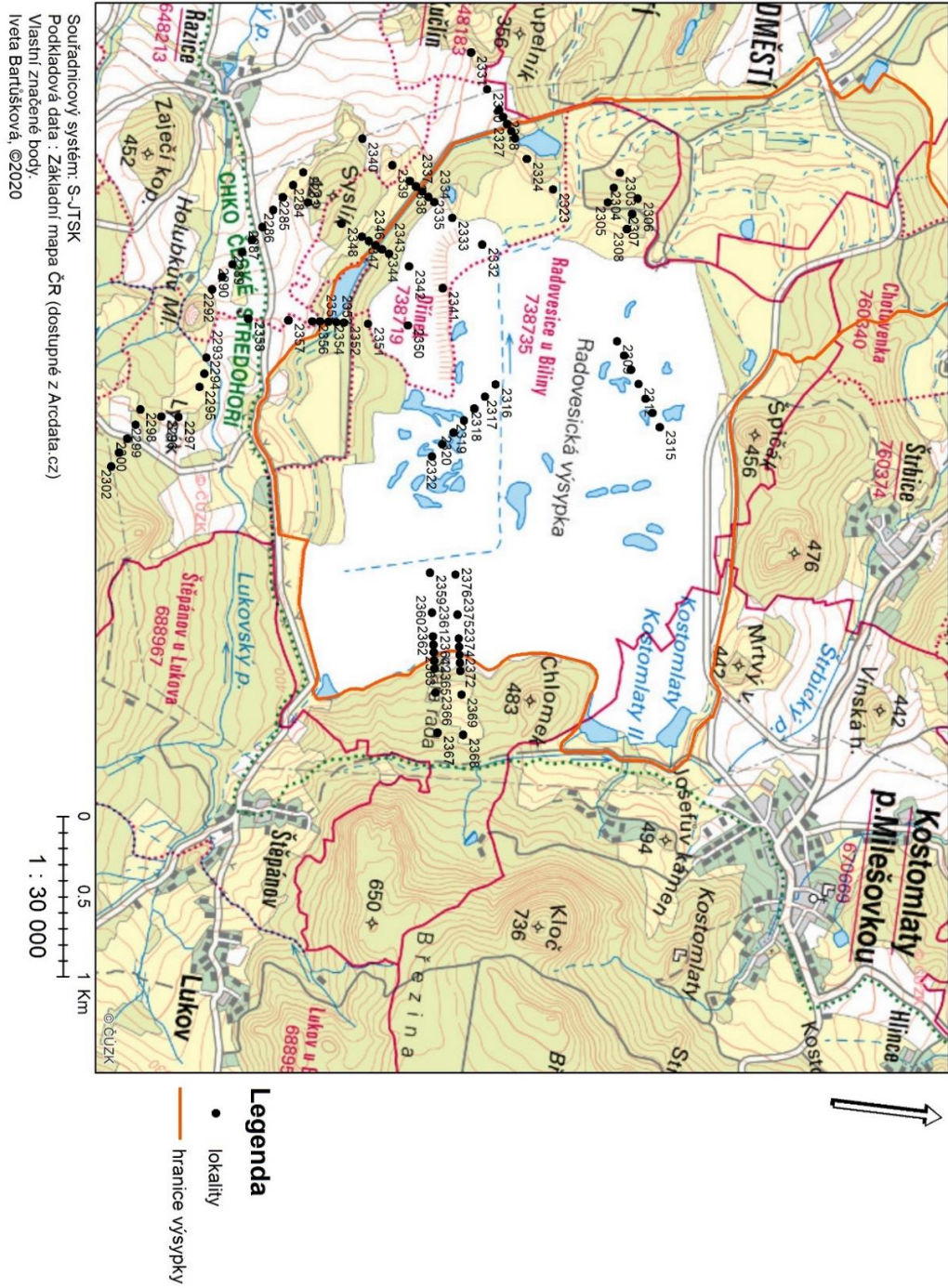
Zdroj: Zařij změnu! Ústecký kraj jinak! (online), dostupné z www.zazijzmenu.cz, 2020

10.4 Příloha č. 4: Umístění lokalit na Velebudické výsypce



Souřadnicový systém: S-JTSK
 Podkladová data : Základní mapa ČR (dostupné z Arcdata.cz)
 Vlastní značené body:
 Iveta Bartušková, ©2020

10.5 Příloha č. 5: Umístění lokalit na Radovesické výsypce



10.6 Příloha č. 6: Příklady biotopů vyskytujících se na výsypkách



Příklad zemědělské rekultivace na Radovesické výsypce, (zdroj: autor, 2019).



Sukcesní plochy Radovesice XVII B (vlevo) a Radovesice XVIIA (vpravo), (zdroj: autor, 2019).

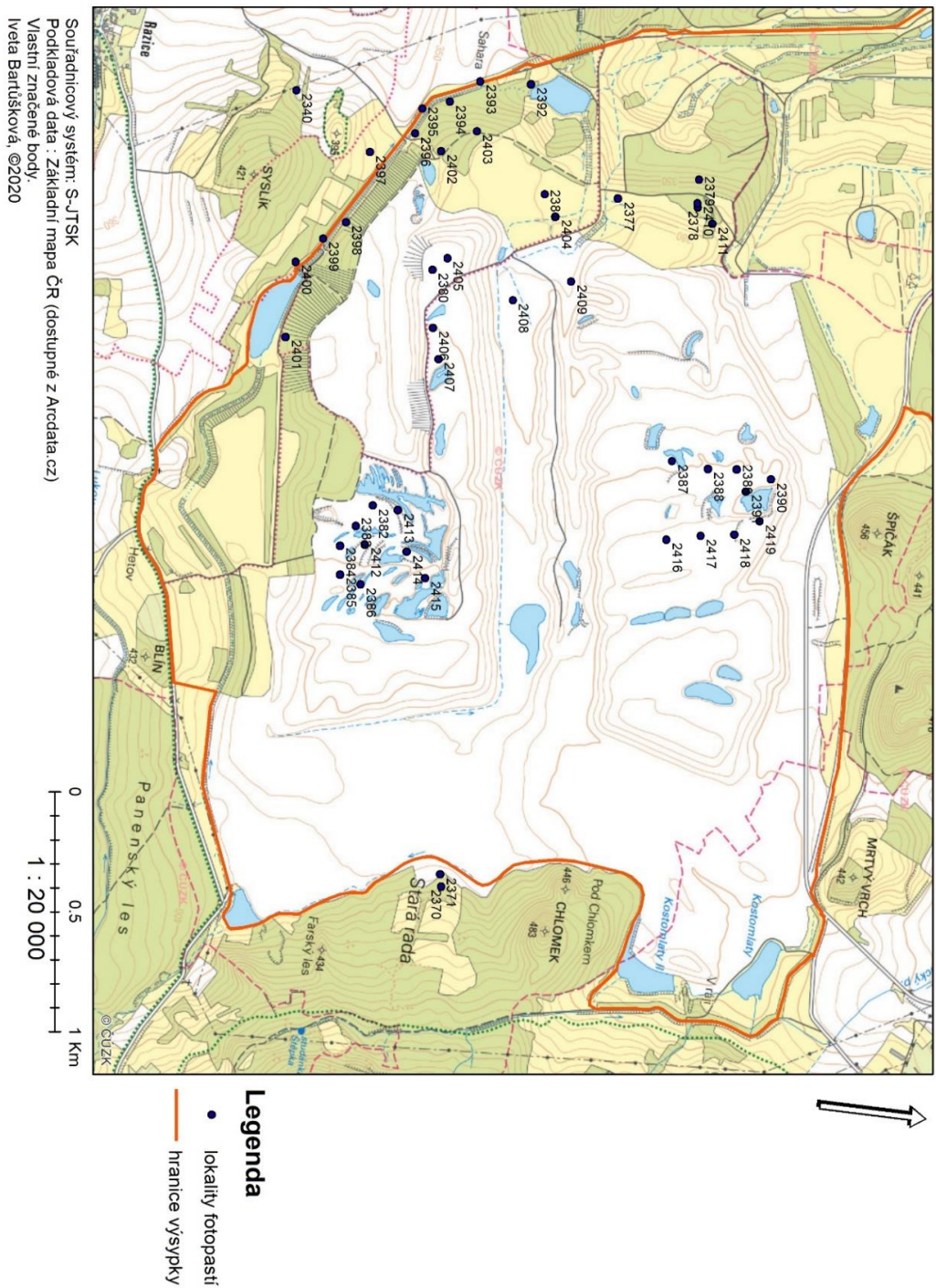


Příklad lesnické rekultivace na Velebudické výsypce, (zdroj: autor, 2019).



Rozhraní výsypky ohraničené polem a remízem, (zdroj: autor, 2019).

10.7 Příloha č. 7: Umístění fotopastí na Radovesické výsypce



10.8 Příloha č. 8: Získané výsledky z Velebudické výsypky

hnízd	lokalita	nad 15m	5 - 15 m	do 5 m	nad 0,15 m	do 0,15 m	bez vegetace	kryt – celkový průměr (%)	osud hnízd	predátor
2189	OKO	0	0	0	80	0	20	35	N	-
2190	OKO	0	60	0	20	0	20	27	P	A
2191	OKO	0	0	0	80	0	20	76,4	P	M
2192	OKO	0	100	0	0	0	0	33	N	-
2193	OKO	100	0	0	0	0	0	27	P	M
2194	OKO	50	45	0	0	0	5	36,6	P	M
2195	OKO	25	40	0	0	0	35	35	P	A
2196	OKO	40	40	10	0	10	0	39,6	P	M
2197	OKO	0	0	33	67	0	0	76,2	N	-
2198	OKO	0	0	5	90	5	0	27,6	N	-
2199	OKO	0	0	0	0	0	100	0	N	-
2200	OKO	0	0	0	0	0	100	0	N	-
2201	OKO	0	0	0	0	0	100	0,2	N	-
2202	OKO	0	0	25	15	10	50	39,6	P	M
2203	OKO	0	0	10	90	0	0	28,6	P	A
2204	OKO	0	0	20	70	0	10	55,6	P	A
2205	OKO	0	0	0	0	0	100	2,2	P	M
2206	OKO	0	0	0	0	0	100	1	P	A
2207	OKO	0	0	5	20	0	75	71,2	P	M
2208	OKO	0	0	20	65	0	15	23,6	N	-
2209	VYS	0	0	5	60	35	0	38,6	P	A
2210	VYS	0	0	15	0	80	5	51	P	A
2211	VYS	0	0	10	0	90	0	6,4	P	A
2212	VYS	0	0	5	0	95	0	14,8	P	A
2213	VYS	0	0	0	0	100	0	45	P	A
2214	VYS	0	0	0	0	100	0	39,4	P	A
2215	VYS	0	0	0	0	100	0	29,2	P	A
2216	VYS	0	0	0	0	100	0	33,6	P	A
2217	VYS	0	80	0	0	20	0	13,4	N	x
2218	VYS	0	40	0	60	0	0	12,8	P	M
2219	VYS	0	0	50	50	0	0	50,6	P	N
2220	VYS	0	0	35	20	45	0	18	N	-
2221	VYS	0	0	5	40	40	15	49	P	A
2222	VYS	0	10	5	15	60	10	55	N	-
2223	VYS	0	10	5	55	25	5	35,2	P	N

2224	VYS	0	10	5	25	35	25	50	P	M
2225	VYS	0	15	10	25	50	0	28,2	P	N
2226	VYS	0	70	0	30	0	0	37,4	P	N
2227	VYS	0	90	10	0	0	0	11,4	P	A
2228	VYS	0	15	60	25	0	0	60,4	P	N
2229	OKO	0	10	70	10	5	5	5	P	M
2230	OKO	0	10	5	80	3	2	38,8	P	M
2231	OKO	0	5	20	65	10	0	47,6	P	M
2232	OKO	0	10	35	40	10	5	20	P	M
2233	OKO	0	5	50	35	5	5	10,2	N	-
2234	VYS	0	0	20	80	0	0	51,8	P	A
2235	VYS	0	5	25	45	15	10	22,2	N	-
2236	VYS	0	100	0	0	0	0	35,8	N	x
2237	VYS	0	55	0	0	45	0	36	P	A
2238	VYS	0	5	10	25	60	0	44,6	P	N
2239	VYS	0	0	100	0	0	0	26,4	P	A
2240	VYS	5	95	0	0	0	0	20	N	-
2241	VYS	5	90	0	3	2	0	21,8	P	M
2242	VYS	0	0	60	10	20	10	10	P	A
2243	OKO	0	0	0	0	70	30	5,2	P	M
2244	OKO	0	0	0	0	70	30	16,6	P	M
2245	OKO	0	0	0	0	70	30	5,4	P	N
2246	OKO	0	0	20	75	5	0	70	N	-
2247	VYS	0	0	0	5	95	0	45,2	P	N
2248	VYS	5	75	0	0	15	5	14,6	P	A
2249	VYS	0	0	20	75	5	0	19,8	P	N
2250	VYS	1	1	3	85	10	0	39,8	P	A
2251	VYS	0	0	5	60	25	10	30,2	P	A
2252	OKO	0	0	25	75	0	0	56	P	A
2253	OKO	0	0	15	85	0	0	40,4	P	N
2254	OKO	0	0	0	0	70	30	20,4	P	N
2255	OKO	0	0	0	0	70	30	7,8	P	A
2256	VYS	0	5	65	30	0	0	63	N	-
2257	VYS	0	100	0	0	0	0	28	P	M
2258	VYS	0	10	10	60	10	10	9,6	P	A
2259	VYS	0	0	0	100	0	0	47,2	P	M
2260	VYS	0	10	20	10	60	0	41,6	N	-
2261	OKO	0	0	0	100	0	0	29,4	P	A
2262	OKO	0	0	0	100	0	0	76,6	P	M
2263	OKO	0	0	70	25	5	0	44,6	P	A
2264	OKO	0	0	0	100	0	0	73,2	P	A

2265	VYS	0	15	5	40	10	30	50	N	-
2266	VYS	0	100	0	0	0	0	1,2	P	A
2267	VYS	0	50	50	0	0	0	25,8	P	A
2268	VYS	0	10	75	15	0	0	35,4	P	A
2269	OKO	0	0	75	25	0	0	41,2	P	N
2270	OKO	0	0	0	0	100	0	80	P	A
2271	OKO	0	0	0	0	100	0	74	P	A
2272	OKO	0	0	0	0	100	0	70,6	P	M
2273	OKO	0	0	0	0	100	0	80,6	Z	-
2274	VYS	0	0	2	98	0	0	65,8	P	M
2275	VYS	0	70	20	10	0	0	42,8	P	A
2276	VYS	0	30	25	25	10	10	45	P	N
2277	VYS	0	100	0	0	0	0	11,8	P	A
2278	VYS	0	100	0	0	0	0	48,2	P	N
2279	OKO	0	0	0	0	100	0	80,8	P	A
2280	OKO	0	0	0	0	100	0	77,6	P	M
2281	OKO	0	0	35	55	0	10	53,2	P	A

Vysvětlivky: oko – okolí výsypky/ vys – vnitřek výsypky; nad 15 m – vegetační patro E3 nad 15 m; 5-15 m – vegetační patro E3 vysoké 5-15 m; do 5 m – vegetační patro E2 – keře od 1 do 5 m; nad 0,15 m – vegetační patro E1 bylinné porosty nad 0,15 m; do 0,15 m – vegetační patro E1 nižší než 0,15 m; P – predované hnízdo / N – nepredované hnízdo; A – ptačí predátor / M – savčí predátor

10.9 Příloha č. 9: Získané výsledky z Radovesické výsypky

hnízdo	lokalita	nad 15m	5 - 15 m	do 5 m	nad 0,15 m	do 0,15 m	bez vegetace	kryt – celkový průměr (%)	osud hnízda	predátor
2283	OKO	0	0	0	50	50	0	48,2	P	A
2284	OKO	0	0	30	40	30	0	26,2	P	M
2285	OKO	0	0	50	20	10	20	4	P	M
2286	OKO	0	0	5	80	10	5	12	P	A
2287	OKO	0	0	0	0	100	0	35	P	N
2288	OKO	0	0	0	0	100	0	47	P	N
2289	OKO	0	0	0	0	100	0	74	N	-
2290	OKO	45	0	5	0	50	0	55	P	N
2291	OKO	20	0	5	0	75	0	19,4	N	-
2292	OKO	0	65	0	5	20	10	10	P	M
2293	OKO	0	5	5	0	80	10	25	N	-
2294	OKO	0	0	1	0	0	99	8	N	-
2295	OKO	0	5	0	0	95	0	1,2	N	-
2296	OKO	0	30	30	10	30	0	10,2	P	M
2297	OKO	0	0	50	0	35	15	44,2	P	M
2298	OKO	75	0	25	0	0	0	16	P	M
2299	OKO	50	0	0	0	0	50	7	N	-
2300	OKO	80	0	0	10	0	10	50,2	N	-
2301	OKO	90	5	0	5	0	0	52	N	-
2302	OKO	5	95	0	0	0	0	12	P	M
2303	VYS	0	0	0	90	5	5	20	P	A
2304	VYS	50	40	0	2	6	2	47,2	P	A
2305	VYS	0	90	0	0	8	2	23,6	P	M
2306	VYS	0	80	0	5	10	5	5,2	P	M
2307	VYS	60	30	0	4	2	4	14	P	M
2308	VYS	0	0	0	0	90	10	22,2	P	M
2309	VYS	0	0	0	50	50	0	48,2	P	M
2310	VYS	0	0	0	0	100	0	54,2	P	M
2311	VYS	0	0	0	0	100	0	50	P	A
2312	VYS	0	80	0	10	0	10	57	N	-
2313	VYS	0	90	0	0	0	10	46	N	-
2314	VYS	0	0	90	0	0	10	51,6	N	-

2315	VYS	0	0	67	0		33	48,2	P	M
2316	VYS	0	0	0	0	100	0	56,2	P	A
2317	VYS	0	0	0	0	100	0	58	P	M
2318	VYS	0	0	0	0	100	0	52,4	P	M
2319	VYS	0	0	0	85	0	15	75	P	M
2320	VYS	0	0	25	0	25	50	56,4	N	-
2321	VYS	0	0	15	25	0	60	65	P	M
2322	VYS	0	0	0	75	0	25	67,6	Z	-
2323	VYS	0	0	25	0	75	0	31	P	A
2324	VYS	0	0	25	0	75	0	72	P	N
2325	VYS	0	50	10	10	10	20	13	P	M
2326	VYS	0	50	0	20	20	10	59,2	P	M
2327	OKO	0	0	0	80	0	20	11,2	P	N
2328	OKO	0	0	0	80	0	20	18	Z	-
2329	OKO	0	0	0	80	0	20	7,2	Z	-
2330	OKO	0	0	0	80	0	20	24,6	N	-
2331	OKO	5	10	10	20	35	20	5	P	N
2332	VYS	0	0	0	0	100	0	30,2	P	N
2333	VYS	0	0	0	0	100	0	43	P	N
2334	VYS	0	0	33		52	15	65	N	-
2335	VYS	10	90	0	0	0	0	6,2	Z	-
2336	VYS	0	0	20	30	30	20	22	P	N
2337	OKO	0	0	0	100	0	0	5,2	P	M
2338	OKO	5	10	0	80	5	0	10	P	N
2339	OKO	0	10	0	90	0	0	6	P	N
2340	OKO	0	35	15	0	0	50	18	P	M
2341	VYS	0	0	0	0	100	0	57	P	N
2342	VYS	0	0	0	10	65	25	48,6	N	-
2343	VYS	0	10	80	4	2	4	50,4	N	-
2344	VYS	0	15	80	4	0	1	31,4	P	N
2345	OKO	0	50	0	5	20	25	4,4	P	A
2346	OKO	0	100	0	0	0	0	15	P	M
2347	OKO	0	50	10	0	5	35	21,6	P	N
2348	OKO	90	5	0	2	3	0	12,6	N	-
2349	OKO	0	50	10	0	40	0	42	P	A
2350	VYS	0	0	0	0	100	0	80	P	M
2351	VYS	0	65	0	0	20	15	55,2	N	-
2352	VYS	0	0	0	0	100	0	26	P	A
2353	VYS	0	30	0	0	70	0	8	P	M
2354	VYS	0	20	0	40	40	0	66	P	A
2355	OKO	0	20	30	50	0	0	35	N	-

2356	OKO	0	0	5	35	60	0	44	N	-
2357	OKO	0	0	0	0	40	60	3,6	P	A
2358	OKO	0	0	0	5	95	0	18,6	P	A
2359	VYS	0	0	0	0	100	0	55,4	P	A
2360	VYS	0	0	0	50	50	0	9,6	P	A
2361	VYS	0	0	0	90	5	5	26,4	P	M
2362	VYS	0	0	0	80	10	10	51	P	A
2363	VYS	0	0	0	90	0	10	29	N	-
2364	OKO	0	10	5	0	85	0	3,6	P	N
2365	OKO	0	12	8	0	80	0	11,4	P	M
2366	OKO	0	10	10	45	20	15	46,6	P	A
2367	OKO	70	0	0	30	0	0	35	P	M
2368	OKO	0	25	40	35	0	0	33	P	M
2369	OKO	20	0	0	0	80	0	31,4	P	A
2370	OKO	0	60	5	5	30	0	49	N	-
2371	OKO	0	5	5	10	80	0	17,4	P	A
2372	OKO	0	0	0	0	100	0	1,8	P	A
2373	VYS	0	0	0	0	90	10	3,2	P	N
2374	VYS	0	0	0	5	95	0	10	P	A
2375	VYS	0	0	0	0	100	0	20	P	M
2376	VYS	0	0	0	0	100	0	64	N	-

Vysvětlivky: oko – okolí výsypky/ vys – vnitřek výsypky; nad 15 m – vegetační patro E3 nad 15 m; 5-15 m – vegetační patro E3 vysoké 5-15 m; do 5 m – vegetační patro E2 – keře od 1 do 5 m; nad 0,15 m – vegetační patro E1 bylinné porosty nad 0,15 m; do 0,15 m – vegetační patro E1 nižší než 0,15 m; P – predované hnízdo / N – nepredované hnízdo; A – ptačí predátor / M – savčí predátor

10.10 Příloha č. 10: Získané výsledky z fotopastí na Radovesické výsypce

hnízd č.	lokalita	typ hnízda	predátor	den od in- stalace	návštěva dalšího predátora
2298	okolí	zem	Savec, blíže neurčeno	10.	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>) (2x)
2302	okolí	zem	Jezevec lesní (<i>Meles meles</i>)	1.	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>) (6x) Psík mývalovitý (<i>Nyctereutes procyonoides</i>)(2x), Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>)
2340	okolí	zem	Jezevec lesní (<i>Meles meles</i>)	1.	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>)
2370	okolí	zem	N	-	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>)
2371	okolí	zem	Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>)(2x)	2.	
2377	sukcese	vyvýšené	Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>)(2x)	1.	Strakapoud velký (<i>Dendrocopos major</i>)
2378	sukcese	vyvýšené	Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>)	3.	Liška obecná (<i>Vulpes vulpes</i>)
2379	rekultivace	zem	N		
2380	rekultivace	zem	N		
2381	rekultivace	zem	Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>)	2.	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>)
2382	sukcese	vyvýšené	N		
2383	sukcese	zem	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>)	1.	
2384	sukcese	zem	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>) (2x)	3.	
2385	sukcese	zem	Moták pochop (<i>Circus aeruginosus</i>)	3.	
2386	sukcese	zem	N		
2387	sukcese	zem	Kuna (<i>Martes sp.</i>) (2x)	2.	
2388	sukcese	vyvýšené	Kuna (<i>Martes sp.</i>) (2x)	2.	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>)
2389	sukcese	zem	Kuna (<i>Martes sp.</i>)	3.	
2390	sukcese	zem	Savec, blíže neurčeno		
2391	sukcese	vyvýšené	Kuna (<i>Martes sp.</i>)	3.	
2392	rekultivace	vyvýšené	N		
2393	okolí	vyvýšené	Sýkora koňadra (<i>Parus major</i>)	4.	
2394	rekultivace	zem	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>)	2.	
2395	okolí	zem	Moták pochop (<i>Circus aeruginosus</i>)	3.	Kuna (<i>Martes sp.</i>), liška obecná (<i>Vulpes vulpes</i>)
2396	okolí	zem	N		
2397	okolí	vyvýšené	Myšovití (<i>Muridae</i>)	2.	Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>) (3x), Myšovití (<i>Muridae</i>) (6x)
2398	rekultivace	zem	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>)	2.	Jezevec lesní (<i>Meles meles</i>), Kuna (<i>Martes sp.</i>)
2399	okolí	zem	Kuna (<i>Martes sp.</i>)	2.	Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>)
2400	okolí	zem	N		
2401	rekultivace	vyvýšené	N		
2402	rekultivace	vyvýšené	Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>)	5.	Sýkora koňadra (<i>Parus major</i>), Prase divoké (<i>Sus scrofa</i>)
2403	rekultivace	zem	Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>)	2.	Myšovití (<i>Muridae</i>) (4x), Kuna (<i>Martes sp.</i>) (2x), Jezevec lesní (<i>Meles meles</i>), Liška obecná (<i>Vulpes vulpes</i>)
2404	rekultivace	zem	Savec, blíže neurčeno		
2405	rekultivace	vyvýšené	Sojka obecná (<i>Garrulus glandarius</i>)	2.	Špaček obecný (<i>Sturnus vulgaris</i>)

2406	rekultivace	zem	N		
2407	rekultivace	zem	<i>Myšovití (Muridae)</i>	1.	
2408	rekultivace	zem	<i>Jezevec lesní (Meles meles)</i>	3.	
2409	rekultivace	zem	N		
2410	sukcese	vyvýšené	Z		
2411	sukcese	vyvýšené	<i>Sojka obecná (Garrulus glandarius) (3x)</i>	1.	<i>Strakapoud velký (Dendrocopos major)</i>
2412	sukcese	zem	N		
2413	sukcese	zem	<i>Sojka obecná (Garrulus glandarius)</i>	2.	<i>Myšovití (Muridae) (2x)</i>
2414	sukcese	vyvýšené	<i>Sojka obecná (Garrulus glandarius)</i>	5.	<i>Ťuhák šedý (Lanius excubitor)</i>
2415	sukcese	zem	Z		<i>Myšovití (Muridae) (3x), Liška obecná (Vulpes vulpes)</i>
2416	sukcese	zem	<i>Sojka obecná (Garrulus glandarius)</i>	7.	<i>Liška obecná (Vulpes vulpes)</i>
2417	sukcese	vyvýšené	blíže neurčeno		
2418	sukcese	zem	N		
2419	sukcese	zem	N		

10.11 Příloha č. 11: Vybrané fotografie zachycené pomocí fotopastí



Ltl Acorn ○ 055F 013C 05/19/2019 03:12:23
Prase divoké (*Sus scrofa*)



Ltl Acorn ● 053F 012C 05/25/2019 00:40:57
Liška obecná (*Vulpes vulpes*)



Ltl Acorn 📍 073F 023C 05/26/2019 15:18:46
Sojka obecná (*Garrulus glandarius*)



Ltl Acorn ● 062F 017C 06/05/2019 04:36:38
Jezevec lesní (*Meles meles*)



Ltl Acorn 044F 007C 05/26/2019 02:55:11
Kuna (*Martes sp.*)



Ltl Acorn 051F 011C 05/26/2019 23:27:57
Myšovití (*Muridae*)