

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra etologie a zájmových chovů



**Hnízdní biologie a potravní ekologie sýce rousného
(*Aegolius funereus*) na Vysočině**

Bakalářská práce

Autor práce: Alžběta Dřevová

Obor studia: Speciální chovy ABPS

Vedoucí práce: Ing. Marek Kouba, Ph.D.

© 2019 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Hnízdní biologie a potravní ekologie sýce rousného (*Aegolius funereus*) na Vysočině" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 17. 4. 2019

Poděkování

Ráda bych tímto poděkovala vedoucímu práce Ing. Marku Koubovi, Ph.D. za velmi cenné rady, připomínky a vstřícnou pomoc při psaní této práce. Dále chci poděkovat Ing. Ivo Hertlovi, Ph.D., který mi poskytl mnoho zajímavých a důležitých informací při práci v terénu. Děkuji také doc. Ing. Chaloupkové, Ph.D. za pomoc při počátečním výběru tématu. V neposlední řadě bych ráda poděkovala mé rodině a nejbližšímu okolí za poskytnutí zázemí a prostoru pro studium.

Abstrakt

V hnízdní sezóně roku 2018 docházelo v zájmové oblasti Křižanovské vrchoviny k pravidelným kontrolám hnízdních dutin a instalovaných hnízdních budek. V průběhu dubna a května bylo zkontrolováno cca 105 míst, v nichž bylo celkem nalezeno 12 započatých hnízdění sýce rousného (*Aegolius funereus*). Hnízdění proběhlo v 83 % případů v přirozených hnízdních dutinách v buku lesním (*Fagus sylvatica*) a v 17 % ve vyvěšených budkách. Z 12 hnízdění byla 3 neúspěšná, z toho dvě z důvodu vyplavení dutiny, důvod třetího neúspěchu není znám. Ostatních 9 hnízdění bylo dokončeno úspěšně, z každého hnízda tedy vylétlo alespoň jedno mládě. Průměrně bylo na každé úspěšné hnízdění okroužkováno $2,6 \pm 0,7$ mlád'at. K poslednímu kroužkování mlád'at došlo 19. 6. Hnízdní úspěšnost sýce rousného byla v zájmové oblasti 75%. Sledované území zabírá celkově zhruba 95 km² lesního porostu, hnízdní hustota sýců byla tedy 12,6 zahrnízdění na 100 km² lesního porostu. V oblasti byla zároveň sledována výše potravní nabídky, a to metodou kvadrátového odchyty ve třech lokalitách (smrkový a bukový porost a louka). Na každém kvadrátu bylo umístěno 40 sklapovacích pastí ve sponu 10 m, které byly na místě ponechány 3 noci a každé ráno proběhl sběr odchycených drobných zemních savců. Nejvyšší zastoupení (58 %) měla myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), následoval hraboš polní (*Microtus arvalis*) s 33 %, normík rudý (*Clethrionomys glareolus*, 7 %) a 2% zastoupení měla bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*). Výsledné počty odchycených jedinců byly následně přepočítány na tzv. počet jedinců odchycených na 100 past'onocí. Ten se rovnal počtu 11,9, což po porovnání s dostupnou literaturou značí potravně příznivý rok. Hnízdění sýce rousného můžeme tedy v zájmové oblasti ve sledovaném roce považovat za úspěšné. Práce bude nadále pokračovat a může vzhledem ke kalamitě s lýkožroutem smrkovým (*Ips typographus*) přinést zajímavá data, jak odlesňování a snižování počtu přirozených hnízdních možností ovlivní populace sýce rousného.

Klíčová slova: sýc rousný, *Aegolius funereus*, hnízdní úspěšnost, potravní nabídka

Abstract

During the breeding season of 2018, regular inspection of nesting cavities and installed nesting boxes took place in the area of Křižanovská vrchovina. About 105 possible nesting places were checked during April and May, in which 12 nesting attempts of the Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*) were recorded. Nesting took place in natural nesting cavities in European beech (*Fagus sylvatica*; 83%) and in installed nesting boxes (17%). Of the total 12 nesting attempts 3 were unsuccessful. Two of them due to flooding of the nesting cavity, the reason for the third failure is unknown. The other 9 nesting attempts were completed successfully, meaning at least one fledgling left each nest. On average, 2.6 ± 0.7 fledglings were ringed for each successful nesting. The last ringing of young took place on the 19th June. The nesting success of the Tengmalm's owl in the area of interest was 75%. The monitored area is covered a total of about 95 km² of forest stands, so the nesting density was 12.6 nesting attempts per 100 km² of forest stands. The amount of prey abundance (small mammals) was monitored by the snap-trapping method, which took place in three localities (spruce and European beech forest and meadow). In each locality 40 snap-traps were placed in a quadrature shape (with 10 m spacing). The traps were left out for 3 nights and checked daily in the morning. The yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) was captured in the highest proportion of 58% followed by common vole (*Microtus arvalis* 33%), bank vole (*Clethrionomys glareolus*, 7%) and bicolored shrew (*Crocidura leucodon* 2%). The number of mammals captured per 100 trap-nights was calculated as an index of prey abundance. In this case the result was 11.9 individuals/100 trap-nights, which (if compared to available studies) indicates a high prey abundance. Tengmalm's owl breeding season can be thus considered as successful in the area of interest. The work will continue and may, due to the European spruce bark beetle (*Ips typographus*) calamity, bring interesting data on how deforestation and the reduction of natural nesting cavities can affect the Tengmalm's owl population.

Key words: Tengmalm's owl, *Aegolis funereus*, breeding success, prey abundance

Obsah

1. Úvod	1
2. Literární rešerše	3
2.1 Sovy.....	3
2.2 Monitoring avifauny.....	4
2.2.1 Historie monitoringu dravců a sov ve světě	4
2.2.2 Monitoring ptactva v ČR	5
2.3 Ochrana dravců a sov zemědělské krajiny v ČR.....	6
2.4 Základní charakteristika vybraného druhu	7
2.4.1 Zařazení do systému	7
2.4.2 Status ohrožení	8
2.4.3 Popis a další charakteristiky druhu	8
2.4.4. Potravní nároky	13
2.4.5. Hnízdní biologie	15
3. Materiál a metodika	19
3.1. Popis zájmového území.....	19
3.2. Doplnující informace z roku sběru dat.....	20
3.3. Sběr dat.....	22
3.3.1. Sledování hnízdní úspěšnosti	22
3.3.2. Monitoring potravní nabídky.....	23
4. Výsledky	25
4.1. Zhodnocení hnízdní úspěšnosti	25
4.2. Zhodnocení potravní nabídky	25
5. Diskuze	27
5.1. Potravní nabídka a hnízdní úspěšnost	27
5.2. Výběr vhodného místa k hnízdění.....	28
5.3. Hnízdní hustota	29
6. Závěr	30
7. Použitá literatura	31
8. Samostatné přílohy	38

1. Úvod

Draví ptáci žijící v lesních ekosystémech jsou obecně považováni za jednu z nejcitlivějších skupin (z říše obratlovců) na změny v prostředí, které způsobuje člověk (Newton 1979). Pomineme-li případy travičství, které jsou u nás dle zákona č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týraní až na vyjmenované výjimky zakázané, člověk je svou činností negativně ovlivňuje v mnoha dalších ohledech. Uvedme si např. používání pesticidů v zemědělství, které je dosud nejúčinnějším prostředkem ochrany rostlin v době přemnožení hrabošů (*Microtus* spp.) (Martiško 1999). Dalším významným faktorem je ztráta jejich přirozeného prostředí v podobě jak nakládání s nezemědělskou půdou, tak lesního hospodářství. Lesní hospodářství ovlivňuje rozlohu a celistvost lesa, složení porostu, dostatek míst pro úspěšné hnízdění, klid pro vyvedení mláďat, potravní nabídku v podobě drobných obratlovců, změny v malých vodních tocích a mnoho dalšího. Tyto faktory mohou ovlivnit jak reprodukční úspěch, tak míru přežívání (König & Weick 2008). Nevhodnými způsoby lesního hospodaření dochází často k tomu, že v jednotlivých porostech není dostatek vhodných hnízdních dutin či vzrostlých stromů pro hnízdění dravců (Hakkarainen et al. 1997).

V našich podmínkách jsou dravci a sovy vrcholem potravního řetězce, proto jsou náchylní k akumulaci toxických látek a jsou často klíčovým ukazatelem pro sledování stavu životního prostředí. Na negativní dopady použití DDT (dichlordifenyltrichlorethan) se pozornost obrátila až po zdecimování populace sokolů stěhovavých (*Falco peregrinus*), dále orlovců říčních (*Pandion haliaetus*), orlů (*Haliaeetus* spp.) a dalších dravých ptáků (Saurola 1985), které zalarmovalo jak odbornou, tak širokou veřejnost. Pro nápravu tak našťastí odborná veřejnost i zákonodárci udělali mnoho opatření.

V této práci se soustředím na jednu z našich pravidelně hnízdících sov, a to sýce rousného (*Aegolius funerus*). Zprávy o jeho hnízdění pocházejí již z 19. století, kdy byl zaznamenán jako hnízdící druh téměř ve všech pohraničních pohořích (Hudec & Šťastný 2005). Sýc rousný je druh obývajících lesy, a proto kontinuální odlesňování může hrát důležitou roli ve snižování početnosti tohoto druhu (Saurola 2009). V České republice sice plocha lesů roste (MZe 2018), přesto zde riziko dopadu odlesňování pro sýce uvádím vzhledem k aktuální situaci s lýkožroutem smrkovým (*Ips typographus*).

Pro účinnou ochranu těchto ptáků je potřeba dobře znát jejich biologii a etologii. Abychom poznatky mohli aplikovat do praxe a sledovat, zda jsou ochranná opatření účinná,

potřebujeme rovněž monitorovat početnost těchto živočichů. Proto doufám, že výsledky této práce pomohou k ochraně či stabilizaci populací sov žijících u nás.

Cíle práce:

1. Z dostupných zdrojů a na základě vlastní terénní práce určit početnost sýce rousného v zájmovém území.
2. Pravidelnou kontrolou hnízdních budek a přirozených hnízdních dutin určit hnízdní úspěšnost cílového druhu v zájmovém území.
3. Pomocí odchyty drobných zemních savců určit výši a skladbu potravní nabídky v zájmovém území ve sledovaném roce.

2. Literární rešerše

2.1 Sovy

Řád Strigiformes (sovy) je početnější řád dosti jednotně vyhlížejících masožravých ptáků, většinou střední velikosti. Vyznačují se měkkým a načechraným peřím, velkou hlavou na krátkém krku, hákovitým zobákem, obvykle opeřenýma nohama s vratiprstem a špičatými drápy. Jejich výrazný obličej má veliké oči směřující dopředu. K zavírání očí při mrkání používají sovy horního víčka, čímž se liší od všech ostatních ptáků. Celé zorné pole obou očí má rozsah 160°, tedy mnohem menší, než mají ptáci s postranním postavením očí. Tento nedostatek je kompenzován neobyčejnou pohyblivostí hlavy, kterou sovy bez obtíží otočí i o 270° (Hudec & Šťastný 2005).

Řád sovy zahrnuje dvě čeledi, a to sovoví (Tytonidae) a puštíkoví (Strigidae). Obě čeledi obývají s výjimkou Antarktidy všechny kontinenty (Hudec & Šťastný 2005). Sovy jsou ekologickým protějškem dravců s denní aktivitou, aniž by si však byli blízce příbuzní (König & Weick 2008). Dříve byly tedy sovy označovány jako dravci s noční aktivitou, ale zdánlivá podoba jednotlivých znaků v obou řádech je čistě konvergentní a je vyvolaná dravčím způsobem lovu a obživy. Podle některých anatomických znaků jsou nejbližší příbuznou skupinou lelkové (Hudec & Šťastný 2005).

Dle více než 40 let trvajících výzkumů (Korpimäki & Hakkarainen 2012) jsou sýci rousní nejlépe adaptovanými vzdušnými predátory na cyklicky se měnící podmínky prostředí, jako např. na dostupnost potravy, kterou jsou hlavně zástupci z čeledí hrabošoví (Arvicolinae), myšoví (Muridae) a rejskoví (Soricidae). V oblastech Skandinávie tyto populace drobných savců totiž vykazují cyklické kolísání s délkou cyklu 3 – 4 roky, kdy jejich populace vykazují 50 až 250násobné výkyvy. Sýci tak musí být schopni přežít 1 – 2 „hladové“ roky, po nichž přichází 1 – 2 roky s dostatečnými zdroji malých savců. Pro přežití období nedostatku by sovy měly být schopny buďto rozšířit území svého domovského okrsku anebo lovit alternativní zdroje potravy, kterými mohou být malí ptáci. Na druhou stranu by sovy měly být schopny přizpůsobit své reprodukční úsilí tak, aby mohly v příznivém období plně využívat bohaté dostupnou potravu, tzn. snášet početné snůšky a vyvádět silné a zdravé potomstvo (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Dle Kouby et al. (2017) je velikost domovského okrsku na potravní nabídce přímo závislá – zvětšuje se při klesající dostupnosti potravy.

Dravci a sovy mají obecně v přírodě regulační funkci vůči níže postaveným živočichům v potravní pyramidě. Uskutečňují v těchto populacích přirozený výběr odlovem poraněných, nemocných nebo obecně méně schopných jedinců a tím významně přispívají k ozdravování a zkvalitňování těchto populací a udržují jejich populační hustotu na takové úrovni, aby se zabránilo přemnožování, v jehož důsledku dochází u řady druhů k následným negativním jevům (nemoci, omezování potravních zdrojů a podobně) (Martiško 1999). Protože jsou draví ptáci na vrcholu potravního řetězce, jakékoliv změny v jejich početnosti se okamžitě odrazí změnou prostředí pro ostatní druhy, člověka nevyjímaje (Sergio et al. 2006). Navíc mají nezastupitelnou roli v očistě krajiny od jedinců uhynulých buď přirozeně, nebo v důsledku civilizačních faktorů (například živočichové sražení na komunikacích). Funkce dravců v přírodě je nezastupitelná. Není třeba zdůrazňovat jejich význam i z hlediska ochrany přírody (genofondu) nebo kulturního (Martiško 1999).

2.2 Monitoring avifauny

Dlouhodobé změny v druhové skladbě a početním zastoupení nejrůznějších organismů, tedy i většiny druhů ptáků, jsou nejnáze zaznamenatelné kvadrátovým mapováním. Jsou realizovány na velkých plochách a dlouhodobě (Šťastný et al. 2006).

2.2.1 Historie monitoringu dravců a sov ve světě

V Evropě začali jako první s dlouhodobým monitoringem dravých ptáků v 40. letech 20. století ve Švédsku ve Falstebro. Od roku 1973 je tento projekt standardizován na počítání dravých ptáků, kteří během svých migračních tahů míjejí zdejší ptačí observatoř (Kjellén & Roos 2000). Na národní úrovni probíhá monitorování ptáků ve velmi nízkém počtu zemí. Patří mezi ně např. Estonsko, Německo a Velká Británie včetně České republiky (např. Löhmus 2004; Mammen & Stubbe 2005, Hardey et al. 2006, Šťastný et al. 2006) a zahrnuje počítání a systematické kontroly aktivních hnízd a/nebo obsazených teritorií všech druhů dravých ptáků jak s denní, tak noční aktivitou (Saurola 2009). Některé země zaštiťují monitoring alespoň ohrožených druhů ptáků. Finsko začalo se sledováním čtyř druhů ohrožených denních dravých ptáků na začátku 70. let 20. století, a jednalo se o orla mořského (*Haliaeetus albicilla*), orla skalního (*Aquila chrysaetos*), sokola stěhovavého a orlovce říčního (Saurola 1983).

Dále roku 1982 vznikl projekt Raptor Grid, který má za úkol sledovat výskyt „běžných“ druhů ptáků, denních i nočních. V tomto projektu jsou centralizována data, která nasbírají dobrovolníci. Ti v týmech kontrolují daná zájmová území (oblast 10 x 10 km) navržená organizací Finnish National Grid a pokouší se nalézt všechna aktivní hnízda, anebo alespoň vyzorovat obsazená teritoria v daném zájmovém území. Časová náročnost je značná. Pro dobré zmapování početnosti všech druhů dravých ptáků je třeba 300 – 500 hodin lidské práce na jedno zájmové území a hnízdní sezonu. Tyto údaje se vztahují pro oblast jižního Finska s jehličnatými lesy, zemědělskou půdou a jezery. Projekt má takto k dispozici data přibližně ze 120 zájmových oblastí ročně (Saurola 2006). Projekt Raptor Grid spolu s doplňkovým Raptor Questionnaire realizuje Finnish Museum of Natural History, projekty jsou finančně podporovány tamějším Ministerstvem životního prostředí a jejich úspěch je plně závislý na výdrži dobrovolníků (Saurola 2009).

2.2.2 Monitoring ptactva v ČR

Česká republika patří v mapovacích pracích avifauny k evropské špičce (Šťastný et al. 2006). Byly zde publikovány již tři Atlasy hnízdního rozšíření ptáků, první z let 1973 – 1977 (Šťastný et al. 1987). Cílem Atlasů je získat aktuální obraz o výskytu a početnosti všech ptačích druhů vyskytujících se v době mapování v ČR. Při prvním mapování se používaly čtverce o velikosti 10 x 10 km, tedy plochy 100 km². Ty tehdy musely být zakresleny do mapy v měřítku 1 : 200 000, rozstříhány a postupně rozeslány jednotlivým spolupracovníkům. Úkolem každého bylo navštívit v přiděleném čtverci všechny biotopy, přičemž bylo doporučeno postupovat od biotopů nejvíce zastoupených (pole, lesy, obce, rybníky atd.) k méně zastoupeným až vzácným (pískovny, bažiny, bystřiny atd.) a nakonec pátrat po jednotlivých druzích cílevědomým prohledáváním vhodných prostředí, případně i za soumraku a v noci (sovovití, chřástalovití – Rallidae, cvrčilkovití – Locustellidae atd.). Na ČR tehdy připadalo 846 kvadrátů, na nichž spolupracovalo 913 pozorovatelů. V letech 1985 – 1989 a 2001 – 2003 se práce uskutečnily v jiných kvadrátech vyznačených geografickými souřadnicemi s plochou zhruba 133,2 km². (Šťastný et al. 1996; Šťastný et al. 2006). Na území ČR takto připadá 679 kvadrátů, avšak pro zpracování v Atlasů bylo použito pouze 628 kvadrátů, protože byly vyřazeny ty, které do ČR zasahovaly méně než polovinou. Doba terénních prací byla zkrácena na 3 roky především z toho důvodu, že významně vzrostl počet členů České společnosti ornitologické (ČSO), kteří vždy vykonali naprostou většinu terénních prací. Pozorování jsou

zapisována mezinárodně dohodnutými kódy do speciálních druhových karet. Cílem Atlasů je získat aktuální obraz o výskytu a početnosti všech ptačích druhů vyskytujících se v době mapování v ČR (Šťastný et al. 2006).

2.3 Ochrana dravců a sov zemědělské krajiny v ČR

V případě dravců a sov jako vrcholových predátorů v zemědělsky využívané krajině jde zejména o vzájemné vazby s hrabošem polním (*Microtus arvalis*), který zde tvoří rozhodující podíl jejich potravy. Dravci a sovy jsou tak v tomto typu krajiny jedním z rozhodujících biologických činitelů v "boji" s hrabošem polním (Martiško 1999).

Ptáci jsou skupinou obratlovců, která je silně vystavena možnosti primárních i sekundárních otrav rodenticidy. Týká se to především predátorů a také druhů živících se jako mrchožrouti, kteří žerou mrtvé nebo hynoucí hlodavce. Většina případů pravděpodobně uniká pozornosti, ale prováděné výzkumy naznačují, že primární otravy nejsou tak časté (Čihák & Vermouzek 2011). Při 4letém výzkumu zaměřeném na káně lesní (*Buteo buteo*) ve Francii činily přímé otravy podíl jen 1 – 3 % úhynů (Berny et al. 1997). Čihák a Vermouzek (2011) uvádějí, že v případě sekundárních otrav souhrnné hodnotící informace a zpracování dat zcela chybí. Negativní míru dopadu sekundárních otrav na populace dravců a sov může demonstrovat projekt z Velké Británie Predatory Bird Monitoring Scheme (PBMS). Monitoring je zaměřen na sledování vlivu antikoagulačních rodenticidů u sov pálených, monitorovaných již od roku 1983, a luňáků červených (*Milvus milvus*), kteří byli nalezeni uhynulí v roce 2009. V roce 2009 bylo analyzováno 52 vzorků sov pálených (*Tyto alba*) a 5 vzorků luňáků. Rezidua rodenticidů byla nalezena u 46 sov (89 %) a 4 luňáků (80 %). U 28 sov (54 %) byla zjištěna rezidua více než jednoho druhu rodenticidu (Walker et al. 2010).

V zemědělsky využívané krajině se u nás pravidelně až ojediněle vyskytuje více než 20 druhů dravců a sov. Z hlediska reálnosti aktivních ochranných opatření a biologické ochrany polních kultur je významných 8 pravidelně a početněji hnízdících (případně zimujících) druhů. Patří mezi ně: poštolka obecná (*Falco tinnunculus*), káně lesní, sova pálená kalous ušatý (*Asio otus*), puštík obecný (*Strix aluco*), sýček obecný (*Athene noctua*), moták lužní (*Circus pygagrus*) a moták pochop (*Circus aeruginosus*) (Martiško, 1999).

Úmyslné pokládání otrávených návnad je obecně považováno za týrání zvířat a jako takové je až na vyjmenované výjimky zakázáno zákonem č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat

proti týrání. Trávení a plynování jako zakázané způsoby lovu uvádí v § 45 zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, a výslovně je na území národních parků, chráněných krajinných oblastí a národních přírodních rezervací zakazuje i zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (§ 16, 26 a 29). Porušení těchto zákazů může být podle povahy přestupkem či jiným správním deliktem proti jmenovaným zákonům nebo i trestným činem podle § 299 až 302 trestního zákoníku č. 40/2009 Sb. Přestože je pokládání otrávených návnad v přírodě zakázáno od roku 1939 a v současnosti bývají zjištěné případy klasifikovány jako trestný čin, není ČSO znám ani jeden případ z minulosti či současnosti, kdy by byl travič usvědčen a za svůj čin potrestán. Celkově tak panuje ve společnosti pocit, že přestože jde o věc zakázanou, je prakticky nepostižitelná. Evidentně tedy selhává vymáhání platné legislativy, a to po dlouhou řadu let, což je alarmující. Sekundární otravy necílových druhů obratlovců při aplikaci pesticidů, zejména rodenticidů, stojí mimo pozornost státních orgánů i ochrany přírody obecně. Způsobeno je to jednak zřejmě záměrným utajováním nebo neznalostí (nevšímavostí) profesionálních pracovníků, kteří aplikaci rodenticidů provádějí, jednak nízkou detektabilitou uhynulých živočichů v přírodě. K tomu přistupuje i fakt, že nalezení uhynulí obratlovci nejsou běžně veterinárně vyšetřováni na intoxikace. Opakovaně dochází k povolování aplikací rodenticidů v chráněných územích všech kategorií včetně území ptačích oblastí. Např. v PO Východní Krušné hory a Novodomské rašelině – Kovářská orgány ochrany přírody povolily aplikace rodenticidů i přes upozornění na výskyt sýce rousného s přesně zmapovanými lokalitami jeho výskytu (Čihák & Vermouzek 2011).

Míru antropogenního vlivu na úmrtnost dravců a sov v České republice přináší studie uvádějící, že technologické pasti (jako utopení v nádržích na vodu či uvíznutí ve vertikálních pastech) a srážky s vozidly jsou nejvýznamnějšími příčinami úhynu sýčka obecného a sovy pálené (Šálek et al. 2019).

2.4 Základní charakteristika vybraného druhu

Sýce rousný (*Aegolius funereus* Linneaus, 1758)

2.4.1 Zařazení do systému

Říše: živočichové (Animalia)

Kmen: strunatci (Chordata)

Podkmen: obratlovci (Vertebrata)

Třída: ptáci (Aves)

Nadřád: letci (Carinatae)

Řád: sovy (Strigiformes)

Čeleď: puštíkovití (Strigidae)

Rod: sýc (*Aegolius*)

Druh: sýc rousný (*Aegolius funereus*)

Poddruh: sýc rousný evropský (*Aegolius funereus funereus*)

2.4.2 Status ohrožení

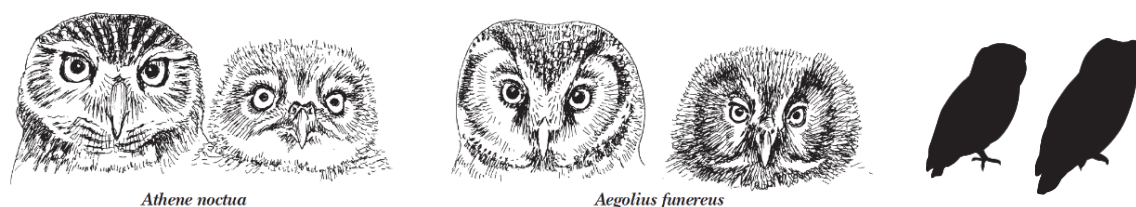
Dle IUCN (2016) je sýc rousný zařazen do skupiny málo dotčený. V ČR je řazen mezi druhy silně ohrožené dle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, jak je uvedeno ve znění prováděcí vyhlášky č. 395/1992 Sb. k tomuto zákonu. V rámci evropské soustavy Natura 2000 je uveden v příloze I Směrnice Rady Evropských společenství 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků ze dne 2. dubna 1979 (AOPK ČR, 2006). V seznamu CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) spadá do přílohy II (CITES 2018), tedy mezi druhy, které by mohly být ohroženy, pokud by mezinárodní obchod s nimi nebyl regulován.

2.4.3 Popis a další charakteristiky druhu

Sýc rousný je poměrně malá sova (20 – 23 cm). Barva těla je hnědo-šedá s bílým tečkováním. Oči jsou relativně velké, žluté. Hlava kulatá, bez ušních peříček. Obličej velmi výrazný, spíše čtvercového tvaru. Ocas krátký, křídla relativně dlouhá. Končetiny silně opeřené (König & Weick 2008). Na vrchu hlavy a za šijí se vyskytují světlé skvrny, které vytvářejí napříč hřbetu světlé V. Podobně velké skvrny na ramínku tvoří světlý pruh při kořeni křídla. Pelichání mláďat (částečné) probíhá do XII., pelichání dospělců v VI. – XI. měsíci. Nejdelší

věk kroužkovaného jedince je 15 let, 11 měsíců a 12 dní (Hudec & Šťastný 2005). Zástupci obou pohlaví jsou si velmi podobní. Bylo zjištěno (Hipkiss 2002a), že jsou samice během podzimní migrace pouze o 4 % těžší než samci. Pokud je ale porovnána váha samic během hnízdní sezóny a mimo hnízdní sezónu, rozdíl je až 30 %. Během páření totiž mají samice velké zásoby tuku a mohou tak mít až dvojnásobnou váhu než samci. Samicím byla rovněž naměřena o 2,5 % delší křídla a ocas než samcům, nebylo však zjištěno, že by tato rozdílnost ovlivnila způsob letu. Ačkoli je tento stupeň sexuálního dimorfismu nízký, velikost samic je zřejmě adaptací pro akumulaci rezerv tuku, zatímco menší velikost samců jim umožňuje efektivnější a obratnější let a lov (Hipkiss 2002a). Data pro českou populaci během hnízdní sezóny jsou: samci průměrně 101,3 g, samice 169,9 g (Hudec & Šťastný 2005). Mláďata váží po vylíhnutí 8 g (König & Weick 2008).

Velikostí a zbarvením se sýc rousný podobá sýčkovi obecnému (viz Obr. 1), od kterého se liší hustě opeřenými nohama a velkou hlavou s kontrastnějším zbarvením závoje. Oči jsou blíže než u sýčka (spojnice očí a zobáku tvoří rovnostranný trojúhelník proti nízkému rovnoramennému trojúhelníku u sýčka obecného) a jsou černě orámovány (Hudec & Šťastný 2005). V porovnání se sýčkem obecným mají sýci disproporčně velkou hlavu a velice výrazný obličejový disk, který je bílo-šedivý s hnědo-černým rámováním. Obočí je bílé a dodává sově „překvapený výraz“ (Korpimäki & Hakkarainen 2012).



Obrázek 1: Rozdíl v obličejovém disku sýčka obecného a sýce rousného (König & Weick 2008) a ve velikosti a obrysu těla (ČSO 2018).

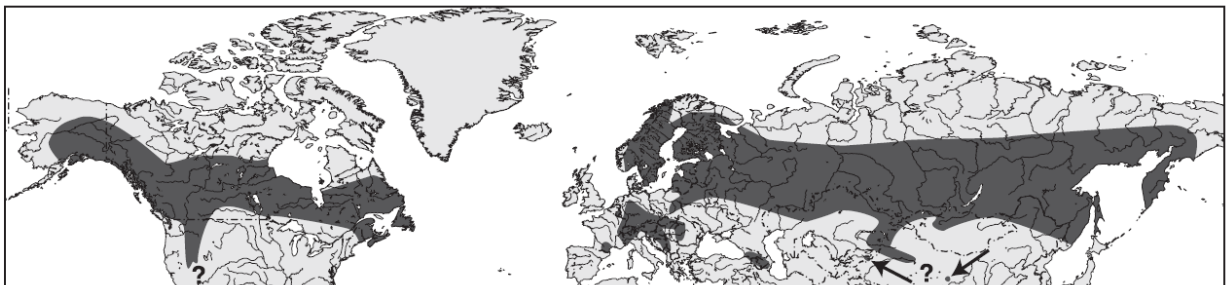
Sýci jsou aktivní prakticky výhradně od západu do východu slunce, jsou tedy aktivní v průběhu noci. Žijí samotářsky, dny tráví zpravidla dobře skrytí na větvi, blízko u kmene jehličnatého stromu. Dospělí samci jsou teritoriální, ale obývají malá teritoria, takže je někdy můžeme slyšet vokalizovat pár set metrů od sebe, aniž by proti sobě vykazovali známky agrese (König & Weick 2008). Vrezec a Tome (2004) uvádějí, že pokud porovnáme vzdálenosti mezi sousedícími samci, nejkratší jsou mezi sýci a naopak největší odstup si udržují jedinci puštíka

obecného. Během období s nižší dostupností potravy loví samci sýce ve vzdálenosti do 4 km od hnízda, zatímco během let s dobrou potravní nabídkou se tato vzdálenost snižuje cca na třetinu (Hakkarainen et al. 2003). Velikost domovského okrsku sýců je mimo potravní nabídku rovněž závislá na tom, zda jsou jedinci polygynní (domovský okrsek polygynních samců je větší než u monogamních jedinců – ti totiž musí navštěvovat více hnízd), dále se zvětšuje s rostoucím počtem úspěšně odchovaných mláďat (Kouba et al. 2017). Při této studii bylo rovněž zaznamenáno, že domovský okrsek byl menší během nocí se silným větrem, což může být odrazem strategie lovu sýce, kteří lokalizují potravu sluchem.

Rozšíření a početnost

V současnosti je rozlišováno sedm poddruhů sýce rousného. Šest poddruhů obývá Eurasii, z nichž tři (*A. f. funereus*, *A. f. sibericus* a *A. f. magnus*) se vyskytují v pásu boreálních lesů, tři další (*A. f. caucasicus*, *A. f. pallens* a *A. f. beickianus*) se vyskytují ostrůvkovitě na jih od tajgy, jako například na Kavkazu, v Kazachstánu a centrální oblasti Číny. Sedmý poddruh (*A. f. richardsoni*) obývá boreální lesy Severní Ameriky od Aljašky po Kanadu (Koopman et al. 2005) až do vysokohorských subalpinních lesů v Rocky Mountains (Hayward et al. 1987), viz Obr 2.

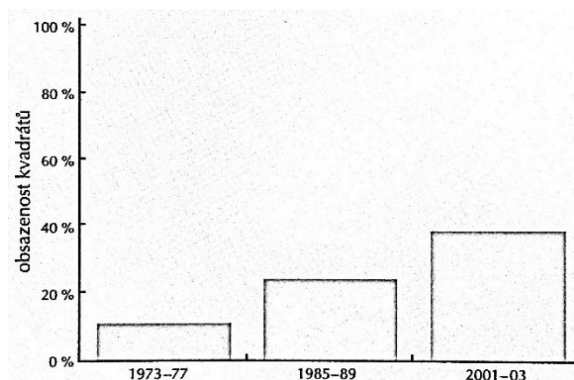
V Evropě se výskyt shoduje s místy výskytu smrku ztepilého (*Picea abies*). Na severu se vyskytuje v holarktických oblastech s jehličnatými lesy. Směrem na jih se v nížinných oblastech Evropy objevuje spíše lokálně (např. v nížinných plošinách Německa) a obecně je vázána na prostředí lesů (König & Weick 2008).



Obrázek 2: Rozšíření sýce rousného (König & Weick 2008).

Sýc rousný má velmi široké pásmo výskytu a populace jsou spíše kolísavé. Velikost Evropské populace se odhaduje na 90 900 až 309 000. Na základě velmi hrubého odhadu (Evropa odpovídá 26 % celosvětové plochy) je celosvětová populace sýce rousného od 700 000 do 2 380 000 jedinců, a i proto je sýc rousný řazen do kategorie málo dotčených druhů (BirdLife International 2019).

Trend výskytu v České republice je narůstající (viz Obr. 3). Otázkou však zůstává, zda se počet jedinců opravdu navyšuje, anebo se zvýšil počet lidí, kteří se mapováním zabývají a nálezy jsou tak častěji zaznamenávány. Obsazenost kvadrátů v letech 1973 – 1977 byla 83, v letech 1985 – 1989 146 a nejaktuálnější atlas z let 2001 – 2003 uvádí obsazenost 234 kvadrátů, což značí odhadnutou početnost 1500 – 2000 párů (Šťastný et al. 2006).



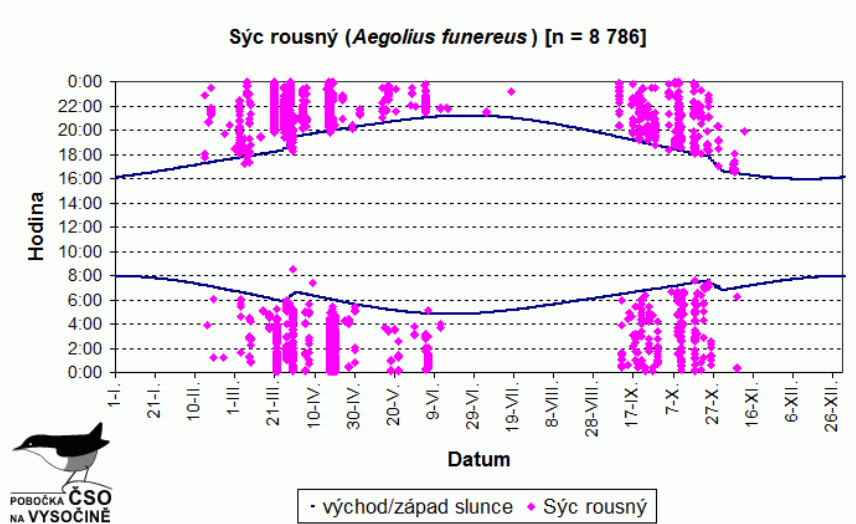
Obrázek 3: Nárůst obsazených kvadrátů při mapování výskytu sýce rousného v ČR (Šťastný et al. 2006).

Prostředí výskytu

Vrezec a Tome (2004) uvádějí, že v porovnání s puštíkem bělavým (*Strix uralensis*) a puštíkem obecným je sýc rousný největším specialistou pro výběr vhodného habitatu a nejužší ekologickou nikou. Vyskytuje se většinou v jehličnatých lesích se skupinkami listnatých stromů v horských oblastech, v severnějších oblastech se vyskytuje i v nížinách. Může se rozhodnout i pro lesy se seskupením buku lesního (*Fagus sylvatica*) a dubů (*Quercus* spp). Rozhodující je výskyt vhodných hnízdních dutin, proto přirozeně sdílí prostředí s datlem černým (*Dryocopus martius*) (König & Weick, 2008). Snadno přijímá i vyvěšované budky, a je proto relativně snadné jej studovat (Hipkiss 2002b). Jeho typické prostředí tedy můžeme charakterizovat jako extenzivně obhospodařovaný jehličnatý les s dostatkem vzrostlých stromů, místy s lesními školkami mladých stromků (König & Weick 2008).

Vokalizace

Nejznámější je teritoriální volání samce, které je rozmanité jak individuálně (což umožňuje rozpoznat jednotlivé samce), tak mezi populacemi v Evropě, Asii a severní Americe. Sestává se ze 4 – 9 hlásek „bub“ (u = staccato oo), za nimiž následuje pauza, než se tato fráze opakuje. Fráze začíná spíše slabě a mírně, postupně se zesiluje do maximální hlasitosti, načež náhle utichne. Tón by se dal přirovnat ke zvuku okaríny (okolo 0,8 kHz). Pauzy trvají obvykle 3 – 4 vteřiny, mění se dle aktuálního rozpoložení jedince. Během tichých nocí se zvuk může nést až do vzdálenosti přes 1 km či více (König & Weick 2008). Jedinci většinou začínají vokalizovat 30 – 60 min po západu slunce, s vrcholem aktivity okolo půlnoci, a mohou pokračovat až do rozbřesku (např. Korpimäki 1981; Hayward & Hayward 1993). Někteří (pravděpodobně nezadaní) samci vokalizují i za dne (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Ve Skandinávii se sýci hlasově začínají projevovat na přelomu roku a vrcholem bývá únor/březen. Údaje pro centrální Evropu se mírně liší, vrchol aktivity je od konce března do května a rovněž od září do listopadu (Kloubec & Pacenovsky 1996). To koresponduje s ročními akustickými záznamy z Vysočiny (Kodet & Kodetová 2017; viz Obr. 4). Vokalizace je podobná volání dudka chocholatého (*Upupa epops*), mláďata v hnízdě vydávají pípavé a cvrčivé zvuky (Hudec & Šťastný 2005).



Obrázek 4: Akustická aktivita sýce rousného během roku vyhodnocená z pořízených nahrávek na Vysočině (Kodet & Kodetová 2017).

Tažnost

Sýc je částečně migratorní, obzvláště severní populace (až 1350 km). Během tahu může být pozorován i na neobvyklých místech, kde jinak nebylo zaznamenáno hnízdění. Samci jsou spíše usedlí a zůstávají v oblasti vhodné pro páření. Samice a mladí jedinci v Evropě cestují 200, 500 nebo i více kilometrů (König et Weick 2008). Hudec a Šťastný (2005) pro příklad uvádějí data z roku 1988, kdy náš mladý sýc (E 291987) byl počátkem října odchycen při pobřeží baltského moře. Samice po úspěšném hnízdění obvykle mění stanoviště až do 500 km vzdálenosti, samci naopak po prvním úspěšném hnízdění okupují stejné teritorium po celý život (Korpimäki 1987a).

Mezidruhové interakce

Společenství sov představuje perfektní model pro studování mezidruhové kompetice (Zuberogitia et al. 2005). V podhorských lesních oblastech střední až východní Evropy se soví společenství skládá z převážně z těchto čtyř druhů: puštík obecný, puštík bělavý, sýc rousný a kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*). Predace sýce byla zaznamenána šesti druhy sov a 32 druhy denních dravců. Naopak jediný druh sovy, který je pro sýce kořistí, je kulíšek nejmenší (Mikkola 1987).

Negativní interakci mezi výskytem puštíka obecného (predátor) a sýce rousného (kořist) uvádí několik autorů (Dvořák et al. 2002; Vrezec & Tome 2004; Kajtoch et al. 2016). Vrezec a Tome (2004) ve své studii o sýci rousném rovněž uvádí, že může koexistovat v oblasti s puštíkem bělavým. Tuto skutečnost vysvětlují tím, že puštík obecný (v této situaci kořist) se vyhýbá okráskům obsazeným dominantním puštíkem bělavým (predátor) (Mikkola 1976). Kajtoch et al. (2016) na toto téma uveřejnil studii, z níž vyplynulo, že teritoria sýce rousného byla 4,6 x blíže k teritoriím puštíka bělavého než k teritoriím puštíka obecného. Soupeřem při získávání potravy je pro sýce kulíšek nejmenší (Suhonen et al. 2007).

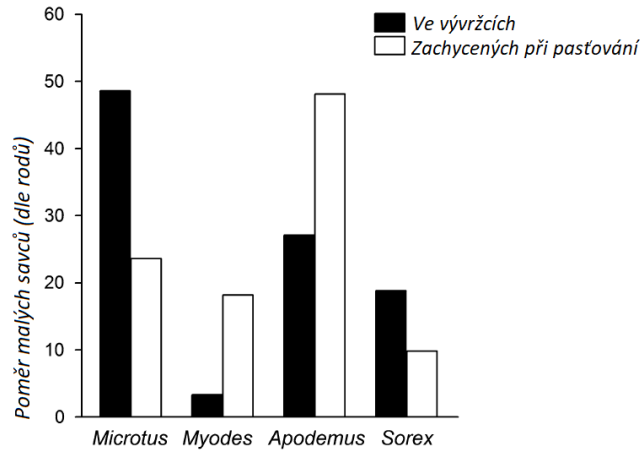
2.4.4. Potravní nároky

Hlavní kořistí sýce rousného jsou hraboši, a to jak v zimě, tak v hnízdní sezóně, nejobvyklejším alternativním zdrojem potravy jsou pak rejskovití, ptáci (Aves) a myšovití (Korpimäki 1981). Kolísání početnosti malých hlodavců je nejvýraznější a synchronizované

v severních částech Evropy, směrem na jih se zvyšuje počet alternativních zdrojů potravy. Tyto faktory podporují nestabilitu severoevropských populací sýce a stabilitu populací v centrální Evropě. Evropa se dle sledování tohoto trendu rozdělit na tři oblasti. Hnízdící populace jsou nejstabilnější v centrální Evropě, poté následuje jih a západ Finska a nejméně stabilní jsou populace v Norsku, Švédsku a v centrální, východní a severní části Finska. Dalším výrazným faktorem je sněhová pokrývka, protože malá sova jako sýc nemůže lovit hlodavce chráněné hlubokým sněhem (Korpimäki 1986).

V České republice přinesl velmi podrobný přehled potravy sýce rousného z Krkonoš a Jizerských hor Pokorný (2000), který provedl výzkum v letech 1992 – 1996. Metodou analýzy vývržků ze 140 vzorků zjistil 9719 položek náležejících nejméně do 60 taxonů. Zcela převládající složkou kořisti jsou savci (96,5 %), např. 3 druhy rejseků (*Sorex* spp.), 2 druhy rejsců (*Neomys* spp.), 3 druhy netopýrů (*Myotis* spp.), myš domácí (*Mus musculus*), hrabošík podzemní (*Microtus subterraneus*), méně jsou zastoupeni ptáci (3,4 %), např. strakapoud velký (*Dendrocopos major*), strakapoud malý (*Dryobates minor*), dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*) a nejméně hmyz (Insecta) 0,1 %. Nejdůležitější a nejzastoupenější kořisti je dle Pokorného (2000) hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), který dosahuje relativní početnosti 41,4 %. S dominantním zastoupením hraboše mokřadního se shoduje i Kloubec (1989), který uvádí 31,3 % pro Šumavu. Další podrobný přehled přináší Zárybnická et al. (2013) z oblasti Krušných hor, kde bylo provedeno jak analyzování vývržků a zbytků kořisti z hnízd, tak monitoring abundance malých savců pomocí pastování (bližší vysvětlení pojmu viz kapitola 3.3. Sběr dat), a to v letech 1999 – 2010. Ptáci tvořili 3,6 % ze zkoumané kořisti. Zbytek tvořili zástupci malých savců. Analýza vývržků se shoduje se závěry výše uvedených autorů, tedy že nejvíce zastoupenou kořisti jsou hraboši, a to převážně hraboši mokřadní. V početnosti následují myšice (*Apodemus* spp., 26,1 %) a s 18,1% zastoupením rejsci. Z ulovených ptáků tvořili největší část pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*, 17,2 %), drozd zpěvný (*Turdus philomelos*, 10,3 %), červenka obecná (*Erithacus rubecula*, 8,8 %) a budníček (*Phylloscopus* spp., 7,3 %). Výskyt myšic ve vývržcích negativně koreluje s výskytem vývržků rejseků, ptáků a hrabošů. Během odchytů při pastování byl nejvíce zastoupen rod myšic (48,1 %), z nichž většinu tvořila myšice lesní (*Apodemus flavicollis*). Abundance myšice pozitivně korelovala s jejím výskytem jako kořisti ve vývržcích. Tento vztah však neplatí pro hraboše, kde se pozitivní korelace mezi jeho abundancí v prostředí a nálezy ve vývržcích neprojevila (viz Obr. 5). Průzkum potravní nabídky v Krušných horách v podobě pastování uskutečnili například v roce 2015 Ševčík et al. (2019), 61 % odchytů tvořili jedinci myšice lesní, 22 %

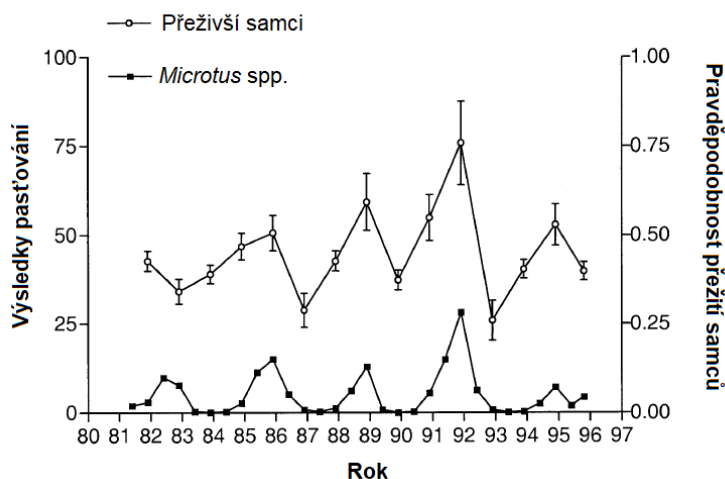
zástupci norníka rudého, 11 % rejska obecného (*Sorex araneus*) a 5,5% zastoupení měl hraboš polní.



Obrázek 5: Poměr (v %) malých savců přítomných ve vývrzcích sýce rousného versus jejich počet v prostředí zjištěný pomocí pastování (Zárybnická et al. 2013)

2.4.5. Hnízdní biologie

Páry sýců rousných jsou zpravidla tvořeny pouze na daný hnízdní pokus, jen výjimečně spolu zahrnídčí ti samí jedinci opakovaně. Pro setrvání ve vztahu je pro sýce rozhodující spíše vhodnost hnízdní oblasti, než partner samotný (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Korpimäki (1988a) v jedné ze svých studií uvádí vyšší hnízdní úspěšnost v dobrých teritoriích, a to nezávisle na věku páru. Důvodem může být i to, že kvalitnější teritoria okupují zdatnější jedinci. Při obsazování suboptimálních teritorií hraje velkou roli potravní nabídka. Ve Skandinávii byla při vrcholu kolísání populace hrabošů sýci obsazena i teritoria nízké kvality (Korpimäki 1988a). Velikost hnízdní populace ve Skandinávii se tedy synchronně mění s aktuálním stavem populace hrabošů. Toto zjištění platí plošně, tedy že zcela rozhodující vliv na úspěšnost hnízdění, velikost snůšky i počet hnízdních párů má právě potravní nabídka (Korpimäki & Hakkarainen 2012), která rovněž koreluje s pravděpodobností přežití samců (Hakkarainen et al. 2002; Graf 1), což je další z důležitých faktorů ovlivňujících úspěch reprodukčního úsilí.



Graf 1: Pravděpodobnost přežití samic (\pm směrodatná odchylka) sýců rousných v závislosti na měnící se hustotě populací *Microtus* spp. Na levé ose je uveden počet chytených jedinců na 100 past'onocí (Hakkarainen et al. 2002).

Míra polygynních samic se pohybuje od 0 – 18 % a pozitivně koreluje s potravní nabídkou. Zatímco samice se koncentrují na péči o hnízdo a inkubaci, samec musí shánět a donášet potravu (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Začít musí zhruba 2 týdny před snesením prvního vejce, aby samice mohla zůstat v klidu v hnízdě a přibírat na váze (Korpimäki 1981; 1989). Posléze musí potravu pro samici i mláďata zajišťovat až po dobu zhruba 3 týdnů od vylíhnutí prvního mláděte. Tedy do okamžiku, kdy se mláďata dokážou sama udržet v teple. Pak se sháněním potravy pomáhá i samice, celkově je ale její příspěvek výrazně nižší (Korpimäki 1981; Zárybnická 2009). Mateřská péče je tedy klíčová pro inkubaci a ranou péči o potomstvo, od druhé poloviny hnízdění je však důležitá méně. Velmi často dochází k opuštění hnízda samicí, naopak samci hnízdo dobrovolně neopustí (např. Korpimäki 1989; Eldegard & Sonerud 2009). Studie Eldegard a Sonerud (2009) uvádí, že míra pravděpodobnosti opuštění hnízda u samic je přibližně 70% a zvyšuje se s potravní nabídkou v daném roce. V průběhu studie mladé samice (jednoroční) inklinovaly k dezerci více než samice starší. K opuštění hnízda docházelo průměrně 30. den po vylíhnutí prvního mláděte. Okamžitě po opuštění mláďat urazila většina sledovaných samic během noci velkou vzdálenost (více než 3 km, což byla maximální detekovatelná vzdálenost pro jejich telemetrické sledování) a nepodařilo se tak zjistit, co následovalo. Cena, kterou samice za opuštění hnízda zaplatí, je nižší úspěšnost daného hnízdění (87 % přeživších mláďat ze snůšky, o kterou se starají po celou dobu oba rodiče vs. 58 % u hnízd matkou opuštěných). Jedním z možných důvodů, které samici k dezerci mohou vést, je

snaha znovu zahnízdít v ten samý rok. Samci, kteří zůstali na péči o mládřata sami, zvýšili dotaci mládřat potravou. Je tedy možné, že samice dokázaly odhadnout, že se samec o mládřata dokáže postarat sám, pokud bude muset. Je zajímavé zmínit, že v dané studii hnízdo opustil samec v jediném případě (ze 33) a to z neznámého důvodu. Samice snůšku opustila zanedlouho také (Eldegard & Sonerud 2009). Dle dlouhodobého porovnání příčin neúspěchu hnízdění sýce rousného je opuštění hnízda z neznámého důvodu nejčastější příčinou ztrát, následuje predace kunou (viz Tabulka 1).

Tabulka 1: Dlouhodobé porovnání hnízdní úspěšnosti sýce rousného a příčin ztrát (SOVDS 2017).

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
podíl neúspěšných snůšek [%]	66	35	58	35	61	34	38	52	30
- opuštění hnízda z neznámých důvodů [%]	53	16	35	15	34	20	16	37	0
- predace kunou [%]	13	12	18	14	26	12	18	13	22
- vyrušování člověkem [%]	0	4	1	5	0	2	1	0	5
- ostatní ztráty [%]	0	3	4	1	1	0	3	2	3

K páření dochází v noci ve větroví v blízkosti hnízdní dutiny a bývá provázeno pronikavým křikem (Hudec & Šťastný 2005). Korpimäki (1988a) zjistil, že po prvním úspěšném hnízdním pokusu samci sýce rousného zůstávají po celý život na daném území. Dobře si totiž zmapují hnízdní dutiny, situaci potravní nabídky a úkryty před predátory, a to je pro ně velkým benefitem. Pokud samec z nějakého důvodu opustí teritorium, trvá mu nejméně jednu hnízdní sezónu najít a seznámit se s teritoriem novým. Jelikož jsou sýci relativně krátkověcí – cca 8 let (Korpimäki et al. 1987), je pro ně ztráta jedné sezóny pro vyvedení potomků značná (Korpimäki 1988a). Samci využívají 1 až 5 budek/dutin na území rozkládajícím se na ploše 2 – 5 km². Dle Korpimäkiho (1987a) je velikost snůšek 1 – 10 vajec, nejčastější jsou snůšky 4 – 7 vajec. Samice snáší jedno vejce za dva dny (Korpimäki & Hakkarainen 2012) a začíná inkubovat po snesení druhého vejce (Korpimäki 1981). Délka inkubace je 26 – 27 dní, někdy i 31 dní. Samice se zdržuje prakticky stále s mládřaty v hnízdní dutině (Hudec & Šťastný 2005). Protože sýci začínají hnízdit velmi časně, samice si nemůže dovolit se z hnízda vzdálit, protože by vejce mohla vychladnout (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Zbytky potravy nebývají z hnízda odstraňovány. Mládřata opouštějí hnízdo ve stáří 30 – 35 dní (Hudec & Šťastný 2005). Studii na toto téma provedli také Kouba et al. (2015), kdy byla sledována hnízda s mládřaty sýců (celkem 98) v České republice

a ve Finsku. V obou oblastech byla data srovnatelná. Mláďata zůstala v hnízdech 27 – 38 dní. Doba pobytu na hnízdě byla nejkratší u mláďat, která měla vzhledem ke svému věku relativně nejdelší křídla. Naopak se neukázalo, že by s délkou pobytu na hnízdě souvisela velikost snůšky, pořadí vylíhnutí, tělesná váha, pohlaví jedince, denní teplota, povětrnostní podmínky, ani dostupnost potravy v daný rok. Většina mláďat (74 %) opouštěla hnízdo v pořadí, v jakém se vylíhla (Kouba et al. 2015). Po opuštění hnízda mláďata sýců dobře létají a do dutiny se již nevracejí (Hudec & Šťastný 2005).

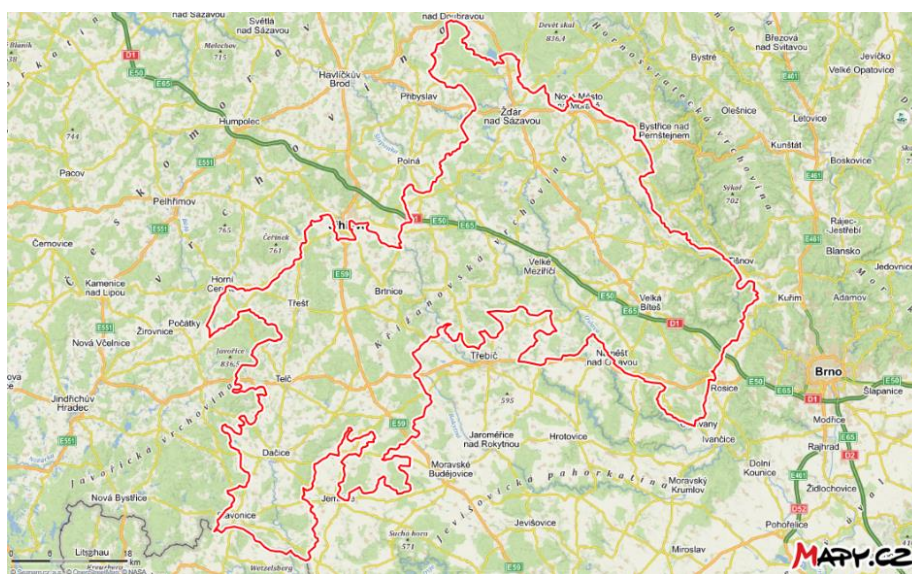
Délku období závislosti na rodičích po opuštění hnízda popsali u sýce rousného jako první Kouba et al. (2013). Po dobu dvou hnízdních sezón (2010 a 2011) proběhlo spolu s radiotelemetrickým sledováním vylétnuvších juvenilů i monitorování potravní nabídky pomocí pasťování. V roce 2010 trvalo období dospívání $45 \pm 4,8$ dní, zatímco v roce 2011 se prodloužilo na $57 \pm 3,1$ dní. Data dokládají možnou souvislost mezi délkou období dospívání a velikostí potravní nabídky, která byla v roce 2010 18,5krát vyšší než v roce 2011. Vysoká potravní nabídka je tedy v tomto případě patrně nepřímou příčinnou toho, že je období dospívání mláďat v potravně bohatých letech kratší, podobně v těchto letech obývají mláďata během období dospívání plošně menší domovské okrsky oproti letům potravně chudým (Kouba et al. 2013). Mladí jedinci pohlavně dospívají již v následujícím roce (Hudec & Šťastný 2005).

Adopce během období dospívání u sýce rousného popisují Kouba et al. (2017). Životaschopnost adoptovaných jedinců je srovnatelná s přímými potomky rodičů (Thomson et al. 2014), což i Kouba et al. (2017) demonstrují případem 3 opuštěných mláďat přemístěných do hnízda náhradního. Tento přesun vedl k záchraně všech 3 jedinců. Ze studie vyplývá, že rodiče zřejmě nemusí být schopni rozeznat své potomky od nepříbuzných, čehož může být využito při podkládání osiřelých či opuštěných jedinců do jiných hnízd.

3. Materiál a metodika

3.1. Popis zájmového území

Křižanovská vrchovina je rozsáhlý geomorfologický celek, který tvoří oblouk na pomezí jižních Čech, Vysočiny a jižní Moravy (viz Obr. 6). Sahá od hranice s Rakouskem po Žďár nad Sázavou na severu a Zbýšov na východě. Krajina je rozmanitá, v hlubokých údolích jí protékají řeky Jihlava a Oslava, nejvyšší vrchol je ve výšce 741 metrů nad mořem.



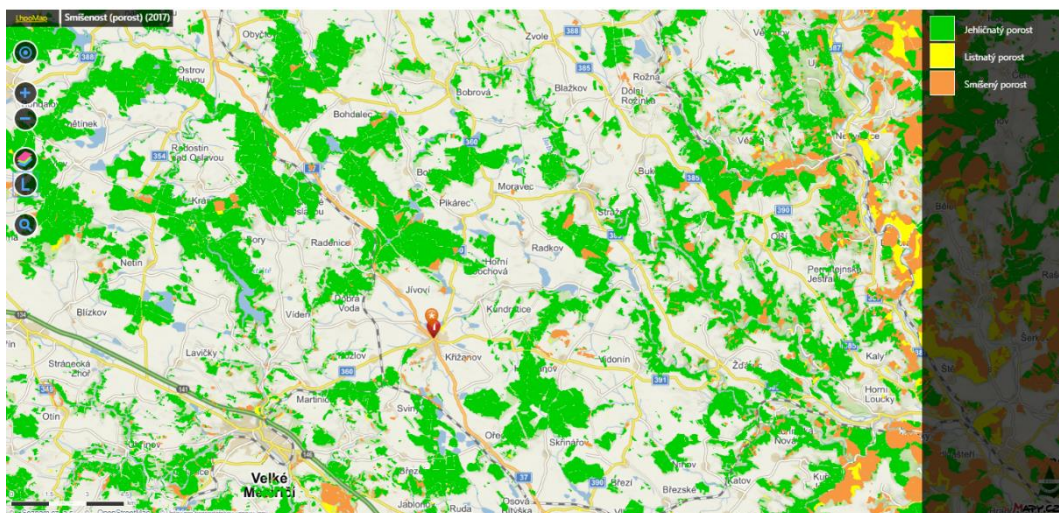
Obrázek 6: Vyznačení zájmového území (www.mapy.cz)

Křižanovská vrchovina je dle geomorfologického členění součástí českého masivu Českomoravské vrchoviny (MŽP 2017). Klimaticky spadá do regionu MT4, tedy region mírně teplý, vlhký (VÚMOP 2019). Charakteristika daného regionu – viz Tabulka 2.

Tabulka 2: Charakteristika klimatického regionu (VÚMOP 2019).

Symbol regionu	Charakteristika regionu	Průměrná roční teplota °C	Průměrný roční úhrn srážek (mm)	Pravděpodobnost suchých vegetačních období (%)
MT 4	mírně teplý, vlhký	6 – 7	650 – 750	5 – 15

Kvalita ovzduší v kraji Vysočina je určována zejména zemědělským charakterem kraje a absencí těžkého průmyslu, na znečištění ovzduší se tedy podílejí zejména lokální topeniště a doprava (MŽP 2017). Lesní pokryv je v naprosté většině jehličnatý s ostrůvkovitým výskytem smíšeného porostu (ÚHUL 2017; viz Obr. 7). V druhové skladbě lesa na většině území převládá smrk ztepilý, mezi další zastoupené dřeviny patří borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a modřín opadavý (*Larix decidua*). Dále se zde vyskytuje buk lesní, javor mlč (*Acer platanoides*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), třešň ptačí (*Prunus avium*), ovšem ve výrazně nižší míře než výše uvedené jehličnany. Dřeviny jako dub letní (*Quercus robur*), dub zimní (*Quercus petraea*) a jedle bělokorá (*Abies alba*) se vyskytují výjimečně, a to pouze v podobě příměsí, tedy se zastoupením 10 – 29,9 % na daném území. Co se týká kategorizace, zájmové území pokrývají lesy, které nejsou zařazeny v kategorii lesů ochranných nebo lesů zvláštního určení (ÚHUL 2017).



Obrázek 7: Grafické znázornění porostů na zájmovém území (zelená – jehličnatý porost, oranžová – smíšený porost, žlutá – listnatý porost) (ÚHUL 2017).

3.2. Doplnující informace z roku sběru dat

Z důvodu komplexnějšího pohledu na problematiku sledování početnosti sýce rousného a jeho potravní nabídky uvádím několik aktuálních údajů z roku, kdy bylo sledování provedeno. Tyto charakteristiky se určitým způsobem mohou podílet na vývoji populace sýce rousného v dané oblasti, stejně tak jako na dynamice hustoty populací jeho hlavní kořisti. Potravní nabídka byla v zájmovém území zjištěna v prvním týdnu září (5. – 7. 9. 2018), jemuž předcházel velmi teplý (odchylka + 4,4 °C od normálu) a srážkově podprůměrný (49 % ze srážek normálu)

srpen. Celoroční statistika územních teplot uvádí, že se od normálu (z let 1961 – 1990) odchýlily o + 2,1 °C, co se týče srážek, tak v porovnání se stejným obdobím klesly na 80 % (ČHMÚ 2019; viz Tabulka 3 a 4).

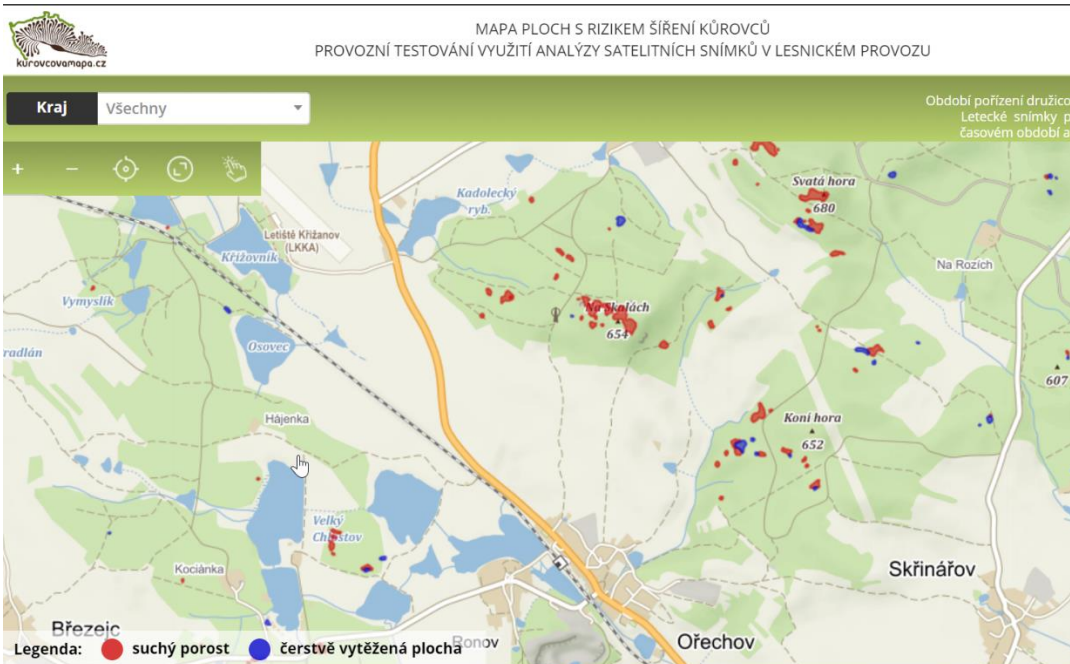
Tabulka 3: Územní teploty v roce 2018 v kraji Vysočina (ČHMÚ 2019).

Územní teploty v roce 2018														
Vysvětlivky:														
T = teplota vzduchu [°C]														
N = dlouhodobý normál teploty vzduchu 1961-1990 [°C]														
O = odchylka od normálu [°C]														
Kraj		Měsíc												Rok
		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	
Vysočina	T	1,2	-4,2	0,4	12,6	16,1	17,1	19,4	20,6	14,3	9,9	4,0	0,4	9,3
	N	-3,3	-1,5	2,1	7,0	12,0	15,2	16,7	16,2	12,6	7,7	2,3	-1,5	7,2
	O	4,5	-2,7	-1,7	5,6	4,1	1,9	2,7	4,4	1,7	2,2	1,7	1,9	2,1

Tabulka 4: Územní srážky v roce 2018 v kraji Vysočina (ČHMÚ 2019).

Územní srážky v roce 2018														
Vysvětlivky:														
S = úhrn srážek [mm]														
N = dlouhodobý srážkový normál 1961-1990 [mm]														
% = úhrn srážek v % normálu 1961-1990														
Kraj		Měsíc												Rok
		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	
Vysočina	S	43	19	22	19	59	76	37	37	78	35	26	68	517
	N	42	37	37	42	76	82	75	75	49	37	45	43	644
	%	102	51	59	45	78	93	49	49	159	95	58	158	80

Dalším doplňkovým údajem je stav lesa v souvislosti s výskytem lýkožrouta smrkového. Ve sledované oblasti do září 2018 nedocházelo k žádné masivní těžbě, ale vyschlé smrkové porosty již tvořily značnou část území (viz Obr. 8)



Obrázek 8: Mapa ze září 2018 zobrazující aktuální poškození lesa lýkožroutem smrkovým (ÚHUL 2019).

3.3. Sběr dat

3.3.1. Sledování hnízdní úspěšnosti

V zájmovém území byla počínaje dubnem provedena kontrola přibližně 80 doupných stromů a 25 instalovaných hnízdních budek. Doupné stromy měly 1 – 4 hnízdní dutiny. Některé nebyly obsazené vůbec, v některých hnízdech holub doupňák (*Columba oenas*) či datel černý. První kontrola byla provedena pouze poškrabem, kdy byl napodobován zvuk např. šplhající kuny. Pokud samice sýce rousného vykoukla, byla budka/hnízdní dutina zaznamenána jako obsazená (Obr. 9). Celkově bylo sledováno 12 hnízd sýce rousného (tj. 11 % ze všech kontrolovaných), z toho dvě v nainstalovaných budkách a 10 v přirozených dutinách. Při příštích návštěvách v intervalu cca 2 týdnů bylo obsazení hnízda kontrolováno vizuálně, zapsána velikost snůšky, počet vylíhlých mláďat a později byla mláďata i samice okroužkovány, samice pouze pokud byla v hnízdě přítomna. Znázornění sledovaných hnízd vyznačených v mapě je uvedeno v Příloze I.

První záznamy samice sedící na vejcích jsou z května (nejranější 7. 5.) a většina kroužkování mláďat proběhla v červnu, a to nejpozději 19. 6.



Obrázek 9: Samice sýce rousného ve starším typu budky při první kontrole poškrabem.

3.3.2. Monitoring potravní nabídky

Výše potravní nabídky byla v zájmovém území zjištěna pomocí odchyty drobných zemních savců do sklapovacích pastí, a to 5. – 7. 9. Po konzultaci s Dr. Ivo Hertlem, který se v dané oblasti pravidelně pohybuje, byly vytyčeny tři kvadráty, a to v čistě smrkovém porostu („smrčina“, kvadrát A), v porostu s výraznou převahou buku lesního („bučina“, kvadrát B) a na louce (kvadrát C). Nejblíže urbanizovanému území byla bučina (B), která se nalézá cca 300 m od města Ořechov, smrčina (A) a louka (C) jsou umístěny cca 1,3 km od nejbližšího města Kadolec (viz Obr. 10). Detailnější zobrazení past'ovacích kvadrátů je uvedeno v Příloze II.



Obrázek 10: Umístění kvadrátů pro odchyt drobných zemních savců (A – smrčina, B – bučina, C – louka; www.google.com/maps).

V daných kvadrátech byly rozmístěny sklapovací pasti. Návnada byla připravena povařením špeku, sádla a mouky, do směsi pak byl naházen rozstříhaný, 1 cm široký knot a připevněn do pastí (Anděra & Horáček 2005). Pasti byly rozmístěny ve sponu 10 m, velikost kvadrátu byla 90 x 30 metrů a v každém tak bylo 40 pastí (celkové odchytové úsilí se tedy rovnalo 360 past'onocím). Pasti byly ponechány na místě po 3 noci a každé ráno proběhl sběr chycených drobných savců. Při určování rodových a druhových jmen a rozboru odchycených jedinců bylo postupováno dle klíče Anděry & Horáčka (2005), každý jedinec byl tedy zvážen, přeměřen (délka těla, ocasu, tlapy, ucha), dále bylo určeno pohlaví a po otevření dutiny břišní byla určena pohlavní aktivita. U samců byla měřena šířka a délka varlat, u březích samic počet embryí v děloze a jejich rozměr). Podrobný přehled těchto dat je k nalezení v Příloze III. Výsledné počty odchycených jedinců byly následně přepočítány na tzv. počet jedinců odchycených na 100 past'onocí.

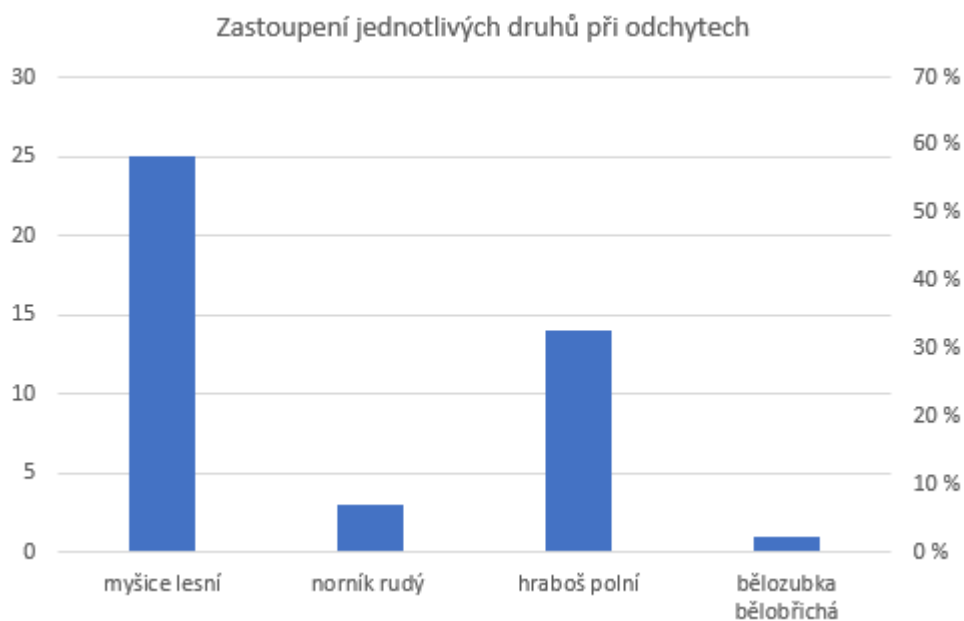
4. Výsledky

4.1. Zhodnocení hnízdní úspěšnosti

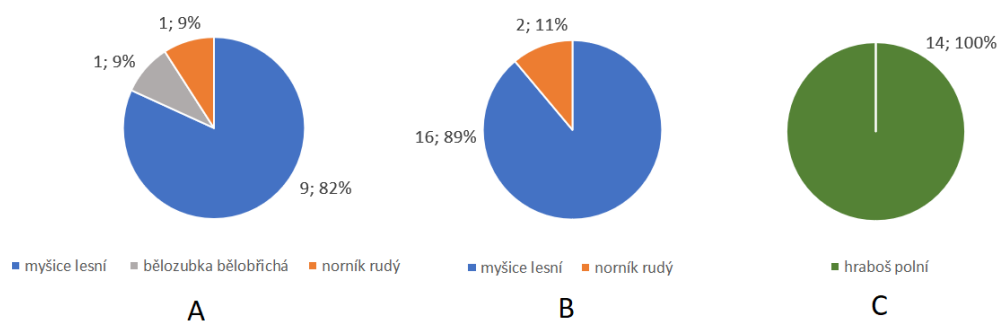
Z celkového počtu 105 kontrolovaných možných hnízdišť bylo 76 % v doupných stromech ($n = 80$) a 24 % v budkách ($n = 25$). Sýci si pro svá hnízdní v 83 % vybrali přirozenou dutinu ($n = 10$) a v 17 % budku ($n = 2$). Ze 12 sledovaných hnízdní byla 3 klasifikována jako neúspěšná, z toho ve dvou případech bylo příčinou vyplavení hnízdní dutiny. Ostatních 9 (75 %) hnízdní můžeme považovat za hnízdní úspěšná, tedy že alespoň jedno mládě opustilo hnízdo. Sledované území zabírá celkově zhruba 95 km^2 lesního porostu, hustota je tedy 12,6 hnízdní na 100 km^2 lesního porostu. Výsledky kontrol jsou pro větší přehlednost zobrazeny v Příloze IV. První snesená vejce v hnízdech byla zaznamenána při kontrole 7. 5. Celkovou sumu vajec neuvádím, protože u některých hnízd nebyla tato data zjištěna. Podklady pro následujících výpočty lze nalézt v Příloze V. Průměrná velikost snůšky u všech sledovaných hnízd byla $2,9 \pm 1,5$ (\pm směrodatná odchylka), pouze pro úspěšná hnízdní byla velikost snůšky $3,5 \pm 1$. Průměrný počet vylíhlých mláďat na započatá hnízdní je $1,3 \pm 1,4$ (medián 1). U úspěšných hnízdní byl průměr vylíhlých mláďat $2,7 \pm 0,5$ na hnízdo (medián 3). První kroužkování mláďat proběhlo 21. 5. a pokračovalo až do 19. 6. Průměr okroužkovaných mláďat byl $1,9 \pm 1,3$ na započaté hnízdní (medián 2) a $2,6 \pm 0,7$ na úspěšné hnízdní (medián 2). Přesná data, kdy mláďata opustila hnízdo, nebyla zaznamenána.

4.2. Zhodnocení potravní nabídky

Celkový počet odchycených jedinců byl 43, v přepočtu na 100 pastonocí je ekvivalent 11,9 jedinců. Největší zastoupení měla myšice lesní (58 %), následoval hraboš polní s 33 %, norník rudý (*Clethrionomys glareolus* 7 %) a 2% zastoupení měla bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*), grafické znázornění těchto údajů následuje v Grafu 2. Nejpestřejší byla druhová skladba ve smrčině (3 druhy), v bučině byly odchyceny 2 druhy a na louce tvořil všech 14 odchycených jedinců hraboš polní (viz Graf 3). Ze 13 odchycených samic byly 4 (2 myšice lesní a 2 hraboši polní) březí, takže k reprodukci těchto drobných zemních savců zde docházelo i v období počátku podzimu.



Graf 2: Zastoupení jednotlivých druhů při provedených odchytech (v kusech a procentech).



Graf 3: Grafické znázornění (ks; %) druhové skladby drobných zemních savců při odchytech ve sledovaných kvadrátech (A – smrkový porost, B – bučina, C – louka).

5. Diskuze

5.1. Potravní nabídka a hnízdní úspěšnost

Zcela rozhodující vliv na úspěšnost hnízdění, velikost snůšky i počet hnízdicích párů má potravní nabídka (např. Korpimäki 1981; 1988a; Korpimäki & Hakkarainen 2012). Při nepříznivých potravních podmínkách může být investice do reprodukce jako kompromis odložena (Williams 1996). Pro monitoring potravní nabídky byla v této práci použita odchytová, kvadrátová metoda. Pozitivem této metody je např. možnost přesného taxonomického zařazení odchycených jedinců. Detaily, které jsme ke každému jedinci zaznamenali (váha, délka těla, ocasu, ušního boltce, pohlavní aktivita) se mohou stát podkladem pro další bližší zkoumání stavu tamější populace drobných zemních savců. Tato metoda je rovněž jednoduchá na provedení a výbavu. Na druhou stranu má tato metoda svá negativa – je destruktivní a je zde riziko, že do pastičky může být chycen „nechtěný druh“, který se v oblasti vyskytuje a může být i zákonem chráněný.

Výsledky monitoringu potravní nabídky této práce vypovídají o tom, že rok 2018 byl v zájmovém území pro reprodukční úsilí sýce rousného příznivý a na potravu bohatý, jak je patrné z hodnoty 11,9 odchycených jedinců drobných zemních savců na 100 past'onocí během monitoringu zdejší potravní nabídky a celkové hnízdní úspěšnosti sýců v tomto roce, která byla 75%. K podobným výsledkům dopěli i jiní autoři, např. Kouba a Šťastný (2012) uvádějí v Krušných horách 67% hnízdní úspěšnost v roce 2010 při výši potravní nabídky 10,2 jedinců/100 past'onocí. Na druhou stranu mohu uvést výsledky studie Zárybnické (2015), která v Krušných horách při výrazně nižších hodnotách potravní nabídky (2,5 jedince na 100 past'onocí) uvádí hnízdní úspěšnost 79 %. Otázky vyvstávají i při porovnání počtu vylétlých mlád'at, která jsou u Zárybnické (2015) 4,4 vylétlých mlád'at na úspěšné hnízdění (při potravní nabídce 2,5 jedince na 100 past'onocí), u Kouby a Šťastného (2012) 5,9 vylétlých mlád'at na úspěšné hnízdění (10,2 jedinců/100 past'onocí), a to oproti 2,6 vylétlým mlád'atům (11,9 jedinců/100 past'onocí) v této práci. Tato skutečnost dle mého názoru může být částečně vysvětlena dobou, kdy k monitoringu potravní nabídky docházelo. V případě Zárybnické (2015) i Kouby a Šťastného (2012) k odchytům drobných zemních savců docházelo v červnu, kdežto sběr dat pro posouzení potravní nabídky pro mou práci proběhl v září. Jak ukazuje 8letý výzkum prezentovaný ve zpravodaji SOVDS (2017), hustota populací hlavních druhů kořisti sov v lesním prostředí má v průběhu roku narůstající tendenci (v 88 % případech). Je tedy možné,

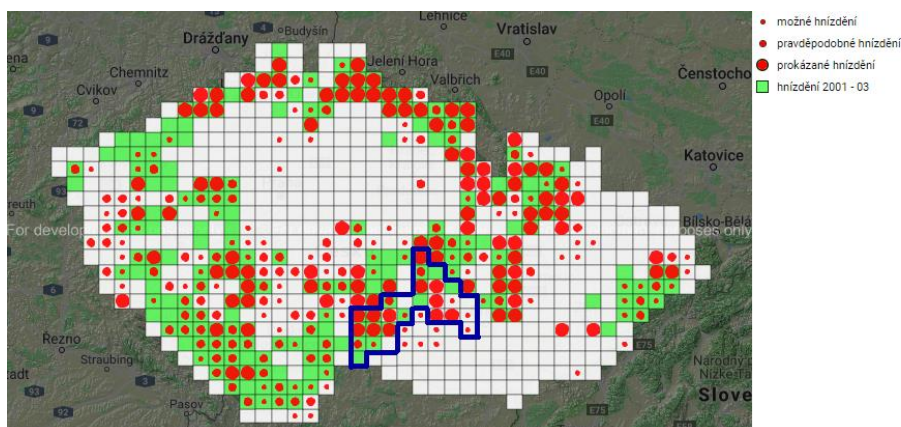
že pokud by odchyty byly provedeny v přibližně stejnou roční dobu, byly by výsledky více podobné. I když pohlédneme na vysoké číslo 11,9 jedinců/100 past'onocí s rezervou, hnízdní úspěšnost 75 % je stále velmi dobrá (versus např. 33% hnízdní úspěšnost v potravně nepříznivém roce; Kouba & Šťastný 2012). V druhové skladbě při odchycích se nálezy této práce shodují s ostatními autory v tom, že nejpočetnější byly odchyty myšice lesní. Ta měla 58% zastoupení na Křižanovské vrchovině, 61 % zastoupení v Krušných horách (Ševčík et al. 2019) a 28% zastoupení měl rod myšic v Orlických horách (SOVDS 2017). Ve všech studiích zmiňovaných v této práci jsou jako hlavní kořist sýce rousného uvedeni drobní savci, doplňkovou kořistí jsou ptáci. Studie z prostředí České republiky uvádí dle rozboru vývržků nejvyšší zastoupení hraboše mokřadního, čímž se odlišuje od oblasti Skandinávie, kde je hlavní potravou typicky lesní druh norník rudý, kterému nevadí vysoká sněhová pokrývka (Korpimäki 1988b). Tento rozdíl je zřejmě dán rozdílnými biotopy, hraboš mokřadní vyhledává vlhčí a chladnější stanoviště v blízkosti vod, v močálovitých a bažinatých terénech nebo v souvislých lesích a vyžaduje dostatečně hustý porost bylinného patra s převahou vlhkomilných rostlin (Anděra & Horáček 2005).

5.2. Výběr vhodného místa k hnízdění

Ze všech hnízdních míst, která měli sýci k dispozici, bylo 76 % v podobě doupných stromů a 24 % v podobě instalovaných budek, tedy přibližně v poměru 3:1. K hnízdění došlo v 10 dutinách a 2 budkách, tedy v poměru 5:1. Pokud vezmeme v úvahu, že dutin bylo k dispozici o něco více (protože některé doupné stromy nabízí 1 – 4 vhodné dutiny), poměr „možných hnízdišť“ a těch „vybraných“ se vyrovnává. Pokud tedy má hnízdní pár vhodné prostředí k zahnízdění v podobě teritoria a potravní nabídky, zahnízdí, a to nezávisle na tom, zda se jedná o dutinu či budku. V zájmové oblasti jsou rozvěšeny dva typy budek – starší, oblejší s členitější stavbou (viz Obr. 9) a novější, které jsou klasického hranolovitého tvaru. V každém typu budky bylo zaznamenáno po jednom hnízdění, nezdá se tedy, že by sýci některý typ preferovali. Výška umístění dutin či budek, ve kterých sýci zahnízdili, se značně lišila. Nejníže umístěná hnízdiště byla cca ve 3 metrech, ale hnízdění bylo pozorováno i v 8metrové výšce. V jednom případě (ID hnízda 1) bylo pozorováno hnízdění sýce rousného a datla černého na jednom doupném stromě. Hnízdo sýce bylo vyplaveno, datel hnízdil v dutině umístěné výše a hnízdění dokončil úspěšně.

5.3. Hnízdní hustota

Pro porovnání hustoty hnízdění sýce rousného jsem použila nejaktuálnější zpravodaj SOVDS (Skupina pro ochranu a výzkum dravců a sov ČSO; 2017), kdy se ve sledovaných oblastech hnízdní hustota sýců pohybovala do 26 párů na 100 km² lesní plochy. Výjimku tvořilo Broumovsko, kde byla hustota vyšší a na 24 km² hnízdilo 17 párů. V Krkonoších bylo v roce 2017 zaznamenáno 67 hnízdění (18, 5 hnízdění na 100 km²), v Jizerských horách 54 hnízdění (26/100 km²). V roce 2017 byly v zájmovém území zaznamenány pouze 2 hnízdicí páry (2,1/100 km²) oproti 12 hnízdicím párům v roce 2018 (12,6/100 km²). Záznamy ČSO z května 2018 prokazují hnízdění sýce rousného na 16 % území České republiky (110 kvadrátů). Dle přiloženého Obrázku 11 je patrné, že v roce 2018 byla velmi silná populace v Krušných horách, Krkonoších, Jizerských a Orlických horách, Jeseníkách, na Šumavě, Broumovsku, Vysočině a na Dražanské vrchovině. K nárůstu hnízdní úspěšnosti mezi rokem 2017 a 2018 tedy zřejmě nedošlo pouze v zájmovém území Křižanovské vrchoviny, ale i např. na výše zmíněné Dražanské vrchovině (kde bylo v roce 2017 zaznamenáno pouze 1 hnízdění; SOVDS 2017).



Obrázek 11: Průběžné výsledky mapování výskytu sýce rousného (ČSO 2019; stav ke květnu 2018). Modře je přibližně vyznačena zájmová oblast této práce.

Z výše uvedených dat vyplývá, že dynamika populací sýce rousného se výrazně meziročně mění, a to každá svým vlastním způsobem. Nelze tedy obecně říci, že rok 2018 byl pro sýce v celé České republice příznivý, ale musíme pohlížet na každou oblast zvlášť.

6. Závěr

Cílem této bakalářské práce bylo určit v zájmovém území výši a skladbu potravní nabídky, hnízdní úspěšnost a také početnost sýce rousného. Všechny tři charakteristiky byly daný rok 2018 z pohledu sýců rousných příznivé. Sýc rousný v zájmovém území obsazuje jak přirozené dutiny, tak uměle vyvěšené hnízdní budky. Ve vyvěšování budek tedy má význam pokračovat, obzvlášť vezmeme-li v úvahu navyšující se těžbu smrkových porostů kvůli napadení stromů lýkožroutem smrkovým, což jistě zasáhne sýcem doposud obývaná území a velmi pravděpodobně sníží počty přirozených hnízdních možností v daném zájmovém území.

7. Použitá literatura

Anděra M, Horáček I. 2005. Poznáváme naše savce. Sobotáles. Praha.

AOPK ČR. 2006. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Available from <http://www.nature.cz/natura2000> (accessed on March 2019).

Berny PJ, Buronfosse T, Buronfosse F, Lamarque F, Lorgue G. 1997. Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4 – year survey. *Chemosphere* **35** (8): 1817 – 1829.

BirdLife International. 2019. Species factsheet: *Aegolius funereus*. Available from <http://www.birdlife.org> on (accessed February 2019).

CITES. 2018. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Available from <https://www.cites.org/eng/app/appendices.php> (accessed February 2019).

ČHMÚ. 2019. Český Hydrometeorologický ústav. Available from <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky#> (accessed on March 2019).

Čihák K, Vermouzek Z. 2011. Vliv úmyslných a neúmyslných otrav pesticidy na populace volně žijících ptáků. Studie pro Ministerstvo životního prostředí. ČSO. Praha.

Dvořák L, Vermouzek Z, Dvořáková J. 2002. Poznatky o výskytu sýce rousného *Aegolius funereus* v Moravském krasu v letech 1998 – 2002. *Crex* **19**: 88 – 90.

Eldegard K, Sonerud G A. 2009. Female offspring desertion and male-only care increase with natural and experimental increase in food abundance. *Proceedings of The Roayal Society B* **276**: 1713 – 1721.

Hakkarainen H, Koivunen V, Korpimäki E. 1997. Reproductive succes and parental effort of Tengmalm´s owls: Effects of spatial and temporal variation in habitat quality. *Ecoscience* **4**(1): 35 – 42.

Hakkarainen H, Korpimäki E, Koivunen V, Ydenberg R. 2002. Survival of male Tengmalm's owls under temporally varying food conditions *Oecologia* **131**: 83–88 DOI: 10.1007/s00442-001-0865-5.

Hakkarainen H, Mykka S, Kurki S, Korpimäki E, Nikula A, Koivunen V. 2003. Habitat composition as a determinant of reproductive success of Tengmalm's Owls under fluctuating food conditions. *Oikos* **100**: 162 – 171.

Hardey J, Crick HQP, Wernham CV, Riley HT, Etheridge B, Thompson DBA. 2006. *Raptors: A field guide to survey and monitoring*. The stationery office, Edinburgh.

Hayward GD, Hayward PH and Garton EO. 1987. Revised breeding distribution of the boreal owl in the northern Rocky Mountains. *Condor* **89**: 431 – 432.

Hayward GD, Hayward PH. 1993. Boreal owl (*Aegolius funereus*). *The Birds of North America*. Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA and American Ornithologists' Union, Washington. DC.

Hipkiss T. 2002a. Sexual size in Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*) on autumn migration. *Journal of Zoology* **257**: 281 – 285.

Hipkiss T. 2002b: Brood sex ratio and sex differences in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. [Doctoral dissertation]. Umeå University. Sweden.

Hudec K, Šťastný K. 2005. *Fauna ČR, Ptáci*. Vol II/2. Academia, Praha.

Kajtoch L, Matysek M, Figarski T. 2016. Spatio-temporal patterns of owl territories in fragmented forests are affected by a top predator (Ural owl). *Annales Zoologici Fennici* **53**: 165 – 174.

Kjellén N, Roos G. 2000. Population trends in Swedish raptors demonstrated by migration counts at Falstebro, Sweden, 1945 – 1997. *Bird study* **47**: 195 – 211.

Kloubec B. 1989. Dosavadní poznatky o složení potravy sýce rousného (*Aegolius funereus* L) na Šumavě. Sbor. z ornit. konference, Přešov, 47 – 58.

Kloubec, B, Pacenovsky S. 1996. Vocal activity of Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*) in southern Bohemia and eastern Slovakia: circadian and seasonal course, effects on intensity. *Buteo* **8**: 5 – 22.

Kodet V, Kodetová D. 2017. *Aegolius funereus* (Linnaeus, 1758) – sýc rousný v Kraji Vysočina. Pobočka ČSO na Vysočině. Available from www.prirodavysociny.cz (accessed on March 2019).

König C, Weick F. 2008. Owls of the world. Second edition. New Haven and London, Yale University Press.

Koopman ME, McDonald DB, Hayward GD, Eldegard K, Sonerud GA, Sermach SG. 2005. Genetic similarity among Eurasian subspecies of Boreal owls *Aegolius funereus*. *Journal of Avian Biology* **36**: 179 – 183.

Korpimäki E, Hakkarainen H. 2012. The boreal owl: ecology, behaviour, and conservation of a forest-dwelling predator. United Kingdom at the University Press. Cambridge.

Korpimäki E. 1981.: On the ecology and biology of Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in Southern Ostrobothnia and Suomenselkä, western Finland. *Acta Universitatis Ouluensis, A* **118**. *Biologica* **13**: 1 – 84.

Korpimäki E. 1986. Gradients in population fluctuations of Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in Europe. *Oecologia* **69**: 195 – 201.

Korpimäki E, Lagerström M, Saurola P. 1987. Field evidence for nomadism in temgmalm's owl (*Aegolius funereus*). *Ornis Scandinavica* **18**: 1 – 4.

Korpimäki E. 1987a. Clutch size, breeding success and brood size experiments in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*: a test of hypotheses. *Ornis Scandinavica* **18**: 277 – 284.

- Korpimäki E. 1987b. Selection for nest-hole shift and tactics of breeding dispersal in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. *Journal of Animal Ecology* **56**: 185 – 196.
- Korpimäki E. 1988a. Effects of territory quality on occupancy, breeding performance and breeding dispersal in Tengmalm's owl. *Journal of animal ecology* **57**: 97 – 108.
- Korpimäki E. 1988b: Diet of breeding Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: long-term changes and year-to-year variation under cyclic food conditions. *Ornis Fennica* **65**: 21 – 31.
- Korpimäki E. 1989. Mating system and mate choice of Tengmalm's owls (*Aegolius funereus*). *Ibis* **131**: 41–50.
- Kouba M, Bartoš L, Korpimäki E, Zárybnická M. 2015. Factors Affecting the Duration of Nestling Period and Fledging Order in Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*): Effect of Wing Length and Hatching Sequence. *PLoS ONE* **10**(3): e0121641. DOI: 10.1371/journal.pone.0121641.
- Kouba M, Bartoš L, Šťastný K. 2013. Differential Movement Patterns of Juvenile Tengmalm's Owls (*Aegolius funereus*) during the Post-Fledging Dependence Period in Two Years with Contrasting Prey Abundance. *PLoS ONE* **8**(7): e67034. DOI:10.1371/journal.pone.0067034.
- Kouba M, Bartoš L, Tomášek V, Popelková A, Šťastný K, Zárybnická M. 2017. Home range size of Tengmalm's owl during breeding in Central Europe is determined by prey abundance. *PLoS ONE* **12**(5): (e0177314) DOI: 10.1371/journal.pone.0177314.
- Kouba M, Bartoš L, Šindelář J, Šťastný K. 2017. Alloparental care and adoption in Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*). *Journal of Ornithology* **158**: 185 – 191.
- Kouba M. & Šťastný K. 2012: Domovské okrsky mláďat sýce rousného (*Aegolius funereus*) během dospívání v imisních oblastech Krušných hor. *Sylvia* **48**: 115 – 125.
- Löhmus A. 2004. Monitoring of raptors and owls in Estonia, 1999 – 2003: decline of the Goshawk and the clockwork of vole-cycles. *Hirundo* **17**: 3– 18.

- Mammen U, Stubbe M. 2005. The situation of raptors and owls in German, 1999 – 2002. *Vogelwelt* **126**: 53 – 65.
- Martiško J. 1999. Ochrana dravců a sov v zemědělsky využívané krajině. Ekocentrum, Brno.
- Mikkola H. 1976. Owls killing and killed by other owls and raptors in Europe. *British Birds* **68**: 144 – 154.
- Mikkola H. 1987. *Owls of Europe*. T. & A.D. Poyser. London.
- MZe. 2018. Ministerstvo zemědělství. Zpráva o stavu lesa. Praha. ISBN 978-80-7434-477-0.
- MŽP. 2017. Ministerstvo životního prostředí. Zpráva o životním prostředí v kraji Vysočina. Cenia. ISBN 978-80-87770-41-2.
- Pokorný J. 2000. Potrava sýce rousného (*Aegolis fuereus*) v imisemi poškozených oblastech Krušých hor a Krkonoš. *Buteo* **11**: 107 – 114.
- Saurola P. 1983. Movements of short-eared owl (*Asio flammeus*) and Long-eared owl (*A. otus*) according to Finnish ring recoveries. *Lintumies* **18**: 67 – 71.
- Saurola P. 1985. Finnish birds of prey: status and population changes. *Ornis Fennica* **62**: 64 – 72.
- Saurola P. 2006. Monitoring “common“ birds of prey in Finland in 1982 – 2005. Status of raptor populations in eastern Fennoscandia. *Petrozavodsk* 133 – 145.
- Saurola P. 2009. Bad news and good news: population changes of Finnish owls during 1982 – 2007. *Ardea* **97**(4): 469 – 482.
- Sergio F, Newton I, Marchesi L, Pedrini P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* **43**: 1049 – 1055.

- SOVDS. 2017. Skupina pro ochranu a výzkum dravců a sov ČSO. Zpravodaj **17**: 1 – 10.
- Suhonen J, Halonen M, Mappes T, Korpimäki E. 2007. Interspecific competition limits larders of pygmy owls *Glaucidium passerinum*. Journal of Avian Biology **38**: 630 – 634.
- Šálek M, Poprach K, Opluštil L, Melichar D, Mráz J, Václav R. 2019. Assessment of relative mortality rates for two rapidly declining farmland owls in the Czech Republic (Central Europe). European Journal of Wildlife Research 65:19. DOI: 10.1007/s10344-019-1253-y.
- Ševčík R, Riegert J, Šindelář J, Zárýbnická M. 2019. Vocal activity of the Boreal Owl in Central Europe: effect of food availability and environmental conditions Ornis Fennica **96**: 1 – 12.
- Šťastný K, Bejček V, Hudec K. 1996. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 1985 – 1989. H & H, Praha.
- Šťastný K, Bejček V, Hudec K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Aventinum, Praha.
- Šťastný K, Randík A, Hudec K. 1987. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973/77. Academia, Praha.
- ÚHUL. 2017. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů. Available from <http://geoportal.uhul.cz/mapy/mapylhpovyst.html> (accessed March 2019).
- Vrezec A, Tome D. 2004. Habitat selection and patterns of distribution in a hierarchic forest owl guild. Ornis Fennica **81**: 109 – 118.
- VÚMOP. 2019. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. Available from <https://mapy.vumop.cz/> (accessed March 2019).
- Walker LA, Llewellyn NR, Pereira MG, Potter ED, Sainsbury AW, Shore RF. 2010. Anticoagulant rodenticides in predatory birds 2009: a Predatory Bird Monitoring Scheme (PCMS) report. Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster, UK.

Williams, G. C. 1966. Natural selection, the costs of reproduction, and a refinement of Lack's principle. *The American Naturalist* **100**: 687 – 690.

Zárybnická M, Riegert J, Šťastný K. 2013. The role of *Apodemus* mice and *Microtus* voles in the diet of the Tengmalm's owl in Central Europe. *Population Ecology* **55**: 353 – 361. DOI: 10.1007/s10144-013-0367-4.

Zárybnická M. 2009. Parental investment of female Tengmalm's owls *Aegolius funereus*: correlation with varying food abundance and reproductive success. *Acta Ornithologica* **44**: 81 – 88.

Zárybnická M. 2015. Závěrečná zpráva projektu Monitoring stavu evropsky významných druhů rostlin a živočichů a druhů ptáků v soustavě Natura 2000. Biotopové nároky sýce rousného na lokalitách Natura 2000. EHP-CZ02-Ov-1-024-2015.

Zuberogitia I, Martínez JA, Zabala J, Martínez JE. 2005. Interspecific aggression and nest-site competition in a European owl community. *Journal Raptor research* **39**: 156 – 159.

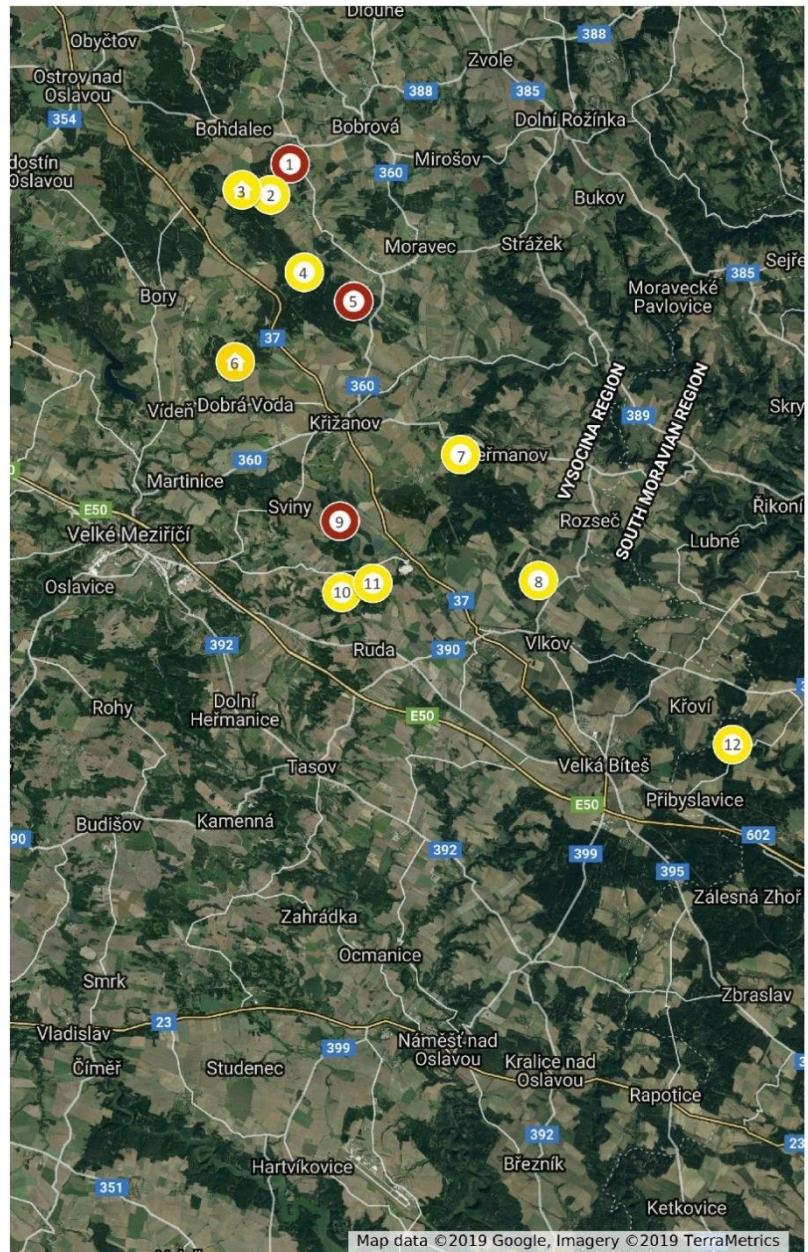
8. Samostatné přílohy

Příloha I: Zakreslená sledovaná hnízda.

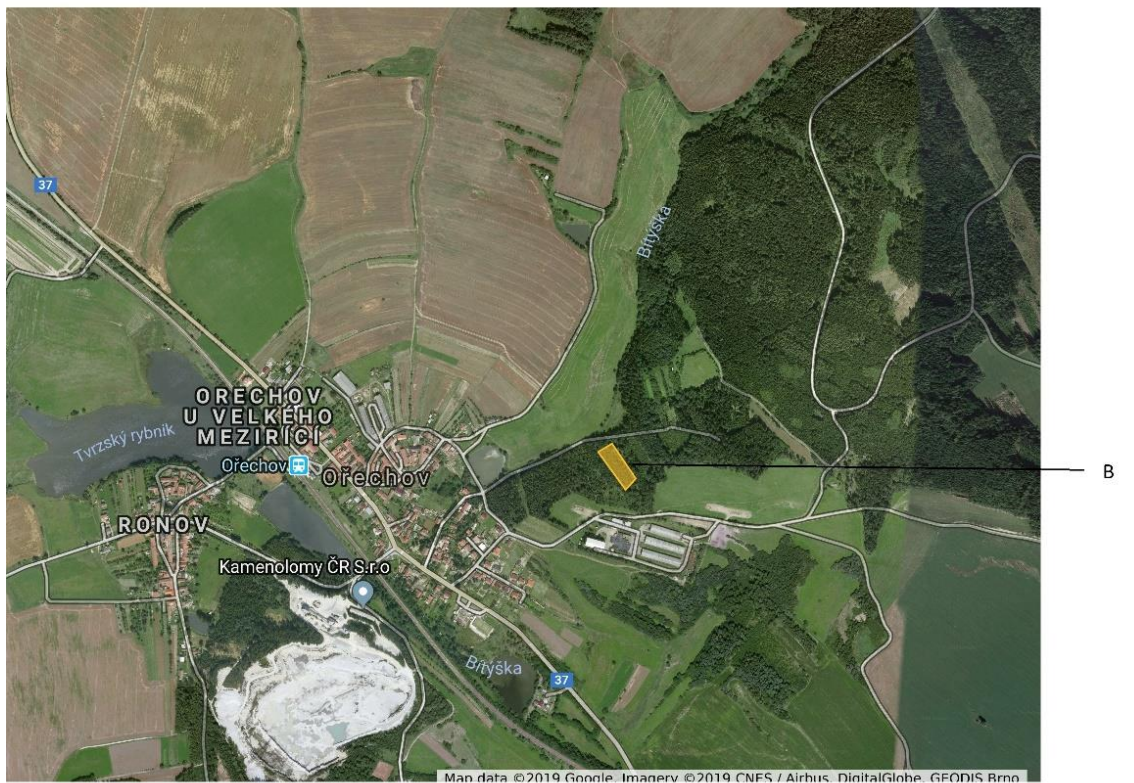
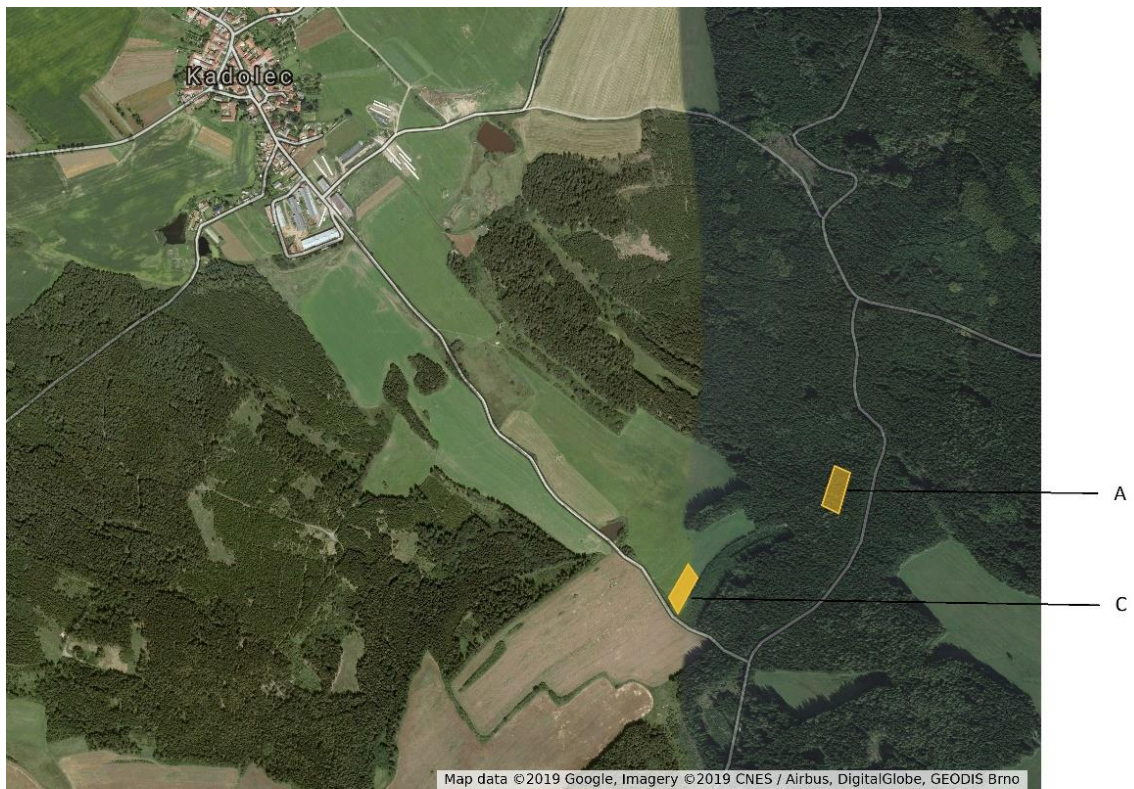
Sýc rousný - Křižanovská vrchovina

Hnízdní úspěšnost 2018

- 1 - Radešín, u modřinu
 - 2 - Bobrůvka, pás v poli
 - 3 - Bobrůvka, Sklenská olšina
 - 4 - Pikárec, Tiský dvůr
 - 5 - Pikárec, Spálený kopec
 - 6 - Dobrá voda, PP Šebeň
 - 7 - Heřmanov, Bojanovský cíp
 - 8 - Osová, za rybníky
 - 9 - Ořechovské rybníky
 - 10 - Březejecký les
 - 11 - Ořechov, Ronov
 - 12 - Přibyslavice, nad mlýny
-
- Přirozená hnízdní dutina
 - Instalovaná budka
-
- Úspěšné hnízdění
 - Neúspěšné hnízdění



Příloha II: Detailní zobrazení past'ovacích kvadrátů (A – smrčina, B – bučina, C – louka).



Příloha III: Detailní informace k odchyceným jedincům během pastování

Svatá hora – Smrky Ořechov, ZR								
5.9.2018, 14°C , jasno po dešti								
druh	hmotnost	tělo	ocas	tlapka	ucho	sex	pohl. akt.	velikost umístění
	[g]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[M/F]	[A/N]	
myšice lesní	30	107	106	24,5	19,5	M	A	10,5 x 5,5 skrot
myšice lesní	25,5	98	98	23	18,5	F	N	adult (myc)
myšice lesní	28	100	96,5	23,5	18,5	F	N	adult (myc)
myšice lesní	26	99	89 (zkr.)	24	17	M	A	13 x 7 skrot
myšice lesní	14,5	82	82	23	16,5	M	N	4 x 3 abd
myšice lesní	12	77	76	22,5	16	F	N	virgo
béložubka bělobřichá	7	68	33	12	10	M	N	3 x 2 abd
6.9.2018, 16°C , polojasno								
druh	hmotnost	tělo	ocas	tlapka	ucho	sex	pohl. akt.	velikost umístění
	[g]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[M/F]	[A/N]	
norník rudý	17	79,5	37	16	12,5	F	N	virgo
myšice lesní	23	89,5	99	24,5	17	M	A	9,5 x 6 skrot
myšice lesní	33,5	103,5	103,5	22,5	16 (ožr.)	M	A	12,5 x 7 skrot
7.9.2018, 16°C , jasno, rosa								
druh	hmotnost	tělo	ocas	tlapka	ucho	sex	pohl. akt.	velikost umístění
	[g]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[M/F]	[A/N]	
myšice lesní	26,5	92	94,5	23	14	M	N	5,5 x 3 abd

Svatá hora – Buky Ořechov, ZR								
5.9.2018, 14°C , jasno po dešti								
druh	hmotnost	tělo	ocas	tlapka	ucho	sex	pohl. akt.	velikost umístění
	[g]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[M/F]	[A/N]	
myšice lesní	45	100	96	22,5	16,5	F	A	E (4;4) 25 x 13
myšice lesní	40	103,5	109	23,5	15	M	A	12 x 7 skrot
myšice lesní	15	76,5	71	19,5	15,5	M	N	3,5 x 2,5 abd
myšice lesní	27	94	101	23,5	15	F	N	adult (myc)
myšice lesní	33	97	101	24	15,5	M	A	8 x 5 skrot
myšice lesní	28	85	85	22	16	M	N	5,5 x 3,5 abd
myšice lesní	32	100	100	23	15,5	M	A	8 x 3,5 skrot
myšice lesní	23	92	93	23	13,5	F	N	adult (-)
myšice lesní	23	92,5	83,5 (zkr.)	23	15	M	A	8 x 4,5 skrot
norník rudý	15	84	43,5	18	13	M	N	6 x 4 abd
6.9.2018, 16°C , polojasno								
druh	hmotnost	tělo	ocas	tlapka	ucho	sex	pohl. akt.	velikost umístění
	[g]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[M/F]	[A/N]	
norník rudý	14	84	43	17,5	12	M	N	4 x 2,5 abd
myšice lesní	30	99	105	22	15,5	F	A	E (3;2) 7,5 x 5,5
myšice lesní	30,5	96	91,5	23,5	17	F	N	adult (-)
myšice lesní	29	98,5	103	23,5	18	F	N	adult (myc)
myšice lesní	34	100	110	23,5	15	M	A	9 x 4,5 skrot
myšice lesní	29,5	95	105	23,5	16	M	A	8,5 x 5 skrot
7.9.2018, 16°C , jasno, rosa								
druh	hmotnost	tělo	ocas	tlapka	ucho	sex	pohl. akt.	velikost umístění
	[g]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[M/F]	[A/N]	
myšice lesní	25	101	100,5	23	17,5	F	N	adult (-)
myšice lesní	32	85	103	24	17,5	M	A	12 x 7 skrot

Svatá hora – Louka								
Ořechov, ZR								
5.9.2018, 14°C , jasno po dešti								
druh	hmotnost	tělo	ocas	tlapka	ucho	sex	pohl. akt.	velikost
	[g]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[M/F]	[A/N]	umístění
hraboš polní	14	82	31	15,5	9	M	N	3 x 2 abd
hraboš polní	31,5	110	40	15,5	10,5	F	N	adult (myc)
hraboš polní	23	91	37,5	16	10,5	F	A	E (2;1) 5 x 3,5
hraboš polní	14	82,5	30	14,5	10	M	N	3 x 2 abd
hraboš polní	16 (sež.)	99	36	16	10,5	F	N	adult (myc)
6.9.2018, 16°C , polojasno								
druh	hmotnost	tělo	ocas	tlapka	ucho	sex	pohl. akt.	velikost
	[g]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[M/F]	[A/N]	umístění
hraboš polní	26	95,5	32	14	10,5	F	N	virgo
hraboš polní	14	77	31,5	15	9,5	M	N	2 x 1,5 abd
hraboš polní	34	105	42	16,5	10	M	A	9 x 6 skrot
hraboš polní	..	neurčitelné, zbyla jen trocha srsti, patrně sežráno nějaký predátorem						
7.9.2018, 16°C , jasno, rosa								
druh	hmotnost	tělo	ocas	tlapka	ucho	sex	pohl. akt.	velikost
	[g]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[M/F]	[A/N]	umístění
hraboš polní	33	95	37	15,5	10,5	F	A	E (3;2) 10,5 x 7
hraboš polní	36	101,5	43	16,5	11	M	A	8,5 x 5 skrot
hraboš polní	13,5	72	29,5	16	10,5	M	N	2,5 x 1,5 abd
hraboš polní	13,5	81	25	14	8	-	-	-
hraboš polní	11,5 (sež.)	68,5	30	14	9	M	N	3 x 2,5 abd

Příloha IV: Výsledky daných kontrol dle čísla hnízda (ID).

ID hnízda	typ	22.04.2018	07.05.2018	12.05.2018	21.05.2018	09.06.2018	13.06.2018	19.06.2018
1	dutina		reakce samice na poškrab	1 vejce, hnízdo vyplaveno	x	x	x	x
2	dutina	reakce samice na poškrab	1 vejce, 3 vylíhlá mláďata	samice v hnízdě	okroužkována 3 mláďata			
3	budka		reakce samice na poškrab	samice v hnízdě	2 vejce			okroužkováno 2 mláďata
4	dutina		reakce samice na poškrab	3 vejce		samice v hnízdě	okroužkována 3 mláďata	
5	dutina		reakce samice na poškrab	hrst vývřků, dutina prázdná	x	x	x	x
6	budka	reakce samice na poškrab	3 vylíhnutá mláďata		okroužkována 2 mláďata			
7	dutina	reakce samice na poškrab	3 vejce			okroužkována 2 mláďata		
8	dutina	reakce samice na poškrab	reakce samice na poškrab	5 vajec			okroužkována 4 mláďata	
9	dutina	reakce samice na poškrab	4 vejce, hnízdo vyplaveno	x	x	x	x	x
10	dutina	reakce samice na poškrab		4 vejce		samice v hnízdě	okroužkována 3 mláďata	
11	dutina	reakce samice na poškrab				okroužkována 2 mláďata		
12	dutina	reakce samice na poškrab		4 vejce		4 vylíhnutá mláďata		okroužkována 2 mláďata

Příloha V: Podklady pro výpočet statistických ukazatelů

Všechna sledovaná hnízda

	vajec	vyhlých mláďat	okroužkovaných mláďat
Hnízdo č. 1	1	0	0
Hnízdo č. 2	?	3	3
Hnízdo č. 3	2 ?		2
Hnízdo č. 4	3 ?		3
Hnízdo č. 5	0	0	0
Hnízdo č. 6	?	3	2
Hnízdo č. 7	3 ?		2
Hnízdo č. 8	5 ?		4
Hnízdo č. 9	4	0	0
Hnízdo č. 10	4 ?		3
Hnízdo č. 11	?	?	2
Hnízdo č. 12	4	2	2
Σ	26 + ?	8 + ?	23
průměr	2,888	1,3333	1,9
směrodatná odchylka	1,5234	1,3743	1,2555
medián	3	1	2

Pouze úspěšná hnízdění

Hnízdo č. 2	?	3	3
Hnízdo č. 3	2 ?		2
Hnízdo č. 4	3 ?		3
Hnízdo č. 6	?	3	2
Hnízdo č. 7	3 ?		2
Hnízdo č. 8	5 ?		4
Hnízdo č. 10	4 ?		3
Hnízdo č. 11	?	?	2
Hnízdo č. 12	4	2	2
Σ	21 + ?	8 + ?	23
průměr	3,5	2,666	2,6
směrodatná odchylka	0,9574	0,4714	0,685
medián	3,5	3	2