

Lesy České republiky, s.p., Hradec Králové

VÝZKUMNÉ PROJEKTY

GRANTOVÉ SLUŽBY LČR



Projekt

**VYUŽITÍ PREDÁTORŮ V BIOLOGICKÉM BOJI
S DROBNÝMI HLODAVCI VE VYHLÁŠENÝCH
PTAČÍCH OBLASTECH NA KRUŠNÝCH
HORÁCH**

Řešitel

České zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí



Odpovědný řešitel:

Prof. RNDr. Karel Šťastný, CSc.

Spoluřešitelé:

Vladimír Bejček, Markéta Zárybnická

Jan Hanel, Alena Hýlová, Roman Juras, Marek Kouba, Petra Slámová, Jana Svobodová,
Václav Tomášek

Praha-Suchdol, leden 2010

Název tématu: Možnosti biologické ochrany lesních kultur proti myšovitým hlodavcům ve vyhlášených ptačích oblastech na Krušných horách

Název projektu: Využití predátorů v biologickém boji s drobnými hlodavci ve vyhlášených ptačích oblastech na Krušných horách (závěrečná zpráva 2007–2009)

Řešitel: Prof. RNDr. Karel Šťastný, CSc.

**Spoluřešitelé: Prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.
Ing. Markéta Zárybnická, Ph.D.**

**Další spolupracovníci: Ing. Jan Hanel
Ing. Alena Hýlová
Ing. Roman Juras
Ing. Marek Kouba
Ing. Petra Slámová
Ing. Jana Svobodová, Ph.D.
Ing. Václav Tomášek**

OBSAH

1. Úvod do problematiky.	3
2. Území.....	5
3. Kvalitativní a kvantitativní složení společenstev drobných zemních savců v modelové oblasti Krušných hor	5
3.1. Metodika	5
3.2. Výsledky jarních odchytů	6
4. Potravní biologie sýce rousného v modelové oblasti Krušných hor	7
4.1. Metodika kvantitativního vyhodnocování potravy	7
4.2. Metodika vyhodnocování dat	7
4.3. Výsledky.....	9
4.3.1. Potrava nalezená v budkách	9
4.3.2. Rozbory potravních koláčů	10
4.3.2.1. Složení potravy sýce rousného v roce 2006	10
4.3.2.2. Složení potravy sýce rousného v roce 2007	11
4.3.2.3. Složení potravy sýce rousného v roce 2008	12
4.3.2.4. Složení potravy sýce rousného v roce 2009	14
5. Početnost sýce rousného v modelové oblasti Krušných hor	17
5.1. Metodika	17
5.2. Výsledky	17
6. Hnízdní biologie sýce rousného v modelové oblasti Krušných hor	17
6.1. Metodika	17
6.2. Výsledky	17
6.2.1. Počet zahnízdění	17
6.2.2. Snůšky	18
6.2.3. Líhnutí mlád'at	18
6.2.4. Vylétlá mlád'ata	18
6.2.5. Datum zahnízdění	18
6.2.6. Vztah k průměrné teplotě	19
6.2.7. Polygynie, sekvenční polyandrie, druhé hnízdění	19
6.2.8. Úspěšnost hnízdění – příčiny nedokončených hnízdění	20
6.2.9. Ztráty vajec a mlád'at	20
6.2.10. Věk	22
6.2.11. Věrnost místu hnízdění	22
7. Ochrana budek proti predaci kunou lesní	23
7.1. Metodika	23
7.2. Výsledky	23
8. Stanovení velikosti domovských okrsků	24
8.1. Metodika	24
8.2. Výsledky	25
8.2.1. Výsledky nočního sledování	25
8.2.2. Výsledky denního sledování	27
9. Charakteristiky porostů v lovných a odpočinkových okrscích	29
9.1. Metodika	29
9.2. Výsledky	31
10. Hodnocení škod na lesních sazenicích	32
10.1. Metodika	32
10.2. Výsledky	32

11. Genetická struktura populace sýce rousného v modelové oblasti Krušných hor	32
11.1. Metodika	33
11.2. Výsledky	33
12. Predátoři drobných zemních savců náhorních plošin Krušných hor (se zaměřením na sýce sousného)	33
13. Syntéza projektu	35
14. Literatura	52
15. Přílohy	58

1. Úvod do problematiky

Hraniční oblasti severních a severozápadních Čech jsou společně s přilehlými partiiemi Německa a Polska v poslední době označovány jako „černý trojúhelník Evropy“. Stěžejní deteriorizační komponenty – povrchová těžba hnědého uhlí, emise vznikající při jeho spalování a chemické provozy tam během posledních desetiletí zcela přetvořily krajinu a zásadním způsobem zasáhly do širokého komplexu ekosystémů. Ve vrcholových partiích Krušných hor byly původní smíšené lesy přeměněny na smrkové monokultury. Nestabilita těchto ekosystémů se projevila především v menší odolnosti vůči škodlivým činitelům, mezi nimiž v posledním půlstoletí stojí na prvním místě průmyslové imise. Ty poškodily dřeviny přímo synergickým působením plyných složek, prachových částic a srážek s nízkým pH, nepřímo pak prostřednictvím snižování kvality půdy (např. Flousek, Hudec 1991). Veškeré lesní porosty byly vážně poškozeny nebo zcela odumřely. Postupně tak vznikly rozsáhlé holiny s hustě zapojeným bylinným patrem a expanzí oportunistických druhů, zejména třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*). Uvedená fakta nutí lesní hospodáře používat při obnově lesa druhy, které jsou odolnější vůči extrémním klimatickým podmínkám i vůči působení imisí, především severoamerický smrk pichlavý (*Picea pungens*), v poslední době však i stále větší procento autochtonních (původních) dřevin. Umělému zalesňování, které má na sukcesi směřující k cílovým ekosystémům bezesporu akcelerační vliv, však brání řada abiotických i biotických faktorů. Pomineme-li faktory abiotické, z biotických je to především konkurenční schopnost třtiny chloupkaté vůči mladým výsadbám dřevin. Ve spojení s ní hrají však důležitou roli i různí škůdci. Řada z nich se do této pozice dostala až po odumření lesů, kdy došlo k výraznému zjednodušení ekosystémů a snížení druhové pestrosti ekosystémů náhradních. Kromě celé řady hmyzích škůdců zde hrají důležitou roli i drobní zemní savci, především hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), hraboš polní (*M. arvalis*), norník rudý (*Clethrionomys glareolus*), hryzec vodní (*Arvicola terrestris*) a dva druhy myšic – myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) a myšice křovinná (*A. sylvaticus*). Na významný posun v kvalitativním složení společenstev drobných savců v imisních oblastech upozornil již Tichý (1976), podrobněji jej rozebrali např. Grosse (1989), Zophel a Schulenberg (1991), Bejček et al. (1990), Bejček (1990), Bejček et al. (1995) – vše z území Krušných hor. Obdobnou problematiku v Krkonoších řešil Flousek (1992), v Beskydech Heroldová a Zejda (1995).

K nejvýznamnějším druhům imisních holin patří hraboš mokřadní, jehož dominantní postavení je výrazné zejména na odlesněných plochách s novou výsadbou (dominance až 75 %). Před odlesněním nebyl hraboš mokřadní na tomto území rozšířen plošně, navíc jeho podíl ve společenstvu drobných savců byl podstatně nižší. Podmínky pro plošné rozšíření nastaly až po vzniku rozsáhlých holin a nástupu rostlinných společenstev s převažující třtinou chloupkatou. V ní jeho ekologickým nárokům odpovídá bohatá potravní základna s chladným a vlhkým mikroklimatem ve vrstvě stařiny (dalším dominantním druhem na těchto plochách je hmyzožravý rejsek obecný, *Sorex araneus* – dominance na rašeliništích až 72 %, na holinách s mladou výsadbou *P. pungens* až 42 %). Hraboš mokřadní se na imisních holinách živí především zelenou rostlinnou potravou. Převládají v ní nadzemní vegetativní části jednoděložných rostlin. Nejvýznamnější složkou jsou traviny, za nimi následují dvouděložné rostliny. V potravě jsou obsaženy také houby, zásobní orgány rostlin (oddénky, kořeny), semena, plody, listy a letorosty keřů. Jen v jediném případě byla v žaludku nalezena kůra a dřevo, a to jen v zanedbatelném množství (Heroldová 1992). Potvrzuje to předpoklad, že ve vegetačním období hraboš mokřadní nepoškozuje vysazené dřeviny ohryzem, tak činí především v zimě.

Norník rudý patří rovněž k druhům poškozujícím v zimě vysazené mladé porosty. Na místech se zapojenými porosty dřevin patří také mezi dominanty (až 31 %).

Jen místně může vysázené dřeviny poškozovat i hraboš polní, který vyžaduje suché, řídké nebo sečené bylinné porosty. Chybí v lesních porostech a v místech s hustými porosty *C. villosa* vytvářejícími vrstvy stařiny. Nikde nebyl dominantním druhem.

Obecně platí, že kůra stromů představuje pro hraboše jen náhradní zdroj potravy, který využívají téměř výhradně v období nedostatku jiné nabídky. K ohryzu proto dochází zpravidla pouze v průběhu zim s vysokou a slehlou sněhovou pokrývkou, která hrabošům zabraňuje v přístupu k nadzemním částem trav a bylin. Jehličnany jsou vystaveny riziku poškození asi do věku 10 let a starší stromky již obvykle nejsou napadány. Kůra listnáčů je pro hraboše přitažlivější, a tak jsou zranitelné až do věku asi 20 let.

Myšice lesní patří k vysoce dominantním druhům ve všech typech stanovišť, kde se významně uplatňuje stromové nebo křovinné patro (dominance až 54 %). V prostředí s absencí dřevinných porostů byla chytána pouze v letech, kdy její populace v lesních ekosystémech (svahových bučinách) dosáhly maxima.

Myšice křovinná jako druh s širokou ekologickou valencí byla zjištěna ve všech typech prostředí. Oba druhy myšic jsou však semenožravé a škody na sazenicích nepůsobí.

V lesním hospodaření ztráty způsobené drobnými hlodavci dosahují vysokých finančních částek. Jednak škodí ohryzem mladých stromů ve školkách i po vysazení na vytěžené plochy (především hraboš mokřadní, hraboš polní, norník rudý, hryzec vodní), jednak omezují přirozenou obnovu lesa konzumací semen a plodů (např. myšice lesní, m. křovinná, norník rudý). Znalostí biologie těchto druhů, zejména zákonitostí jejich populačních cyklů, je možné zracionalizovat použití drahých rodenticidů a vyloučit jejich bezdůvodnou nebo pozdní aplikaci. Je ovšem nutno používat i účinnější a levnější alternativní způsoby k omezení populační hladiny cílových druhů drobných savců a tím i k ochraně lesních dřevin, zejména využití predátorů drobných zemních savců, v tomto případě nejhojnějšího krušnohorského ptačího predátora, sýce rousného (*Aegolius funereus*).

Sýc rousný je v Krušných horách skutečně nejpočetnějším ptačím predátorem drobných savců. Na imisních holinách s hustými porosty třtiny chloupkaté nachází obrovský zdroj potravy především v hraboši mokřadním a rejskovi obecném, v dřevinných porostech v norníkovi rudém a myšici lesní (zvláště v obdobích jejího přemnožení). Jeho početnost není ovlivňována jinými většími predátory, především puštíkem obecným (*Strix aluco*), výrem velkým (*Bubo bubo*) a jestřábem lesním (*Accipiter gentilis*), jako je tomu v jiných oblastech. Tyto druhy nenacházejí ve vyšších polohách Krušných hor vhodné podmínky k hnízdění a zaletují sem jen zřídka. I když je sýc rousný pokládán za potravního generalistu (složení jeho potravy je silně ovlivněno potravní nabídkou), lze předpokládat, že drobní zemní savci a především hraboš mokřadní budou tvořit stále převážnou část jeho potravy, jak o tom svědčí výsledky mnoha našich i zahraničních autorů (např. Pokorný 2000, Drdáková 2002, Holý 2002, Korpimäki 1981, Korpimäki et al. 2002 atd.). Přitom je ovšem zapotřebí zdůraznit, že existuje množství prací, zabývajících se otázkou, zda fluktuace drobných zemních savců mohou být ovlivněny predátory. Podle některých prací mají predátoři na početnost drobných savců jen malý nebo žádný vliv (např. Erlinge 1987, Klemola et al. 1998, Mappes et al. 1998 aj.) podle jiných však predátoři mohou snížit početnost drobných savců velmi výrazně (např. Korpimäki, Norrdahl 1998, Hanski et al. 2001, Korpimäki et al. 2002 aj.). Vztah predátor – kořist je však ovlivněn nejen cykličností drobných savců (zejména na severu), ale i druhovým složením predátorů (potravní specialisté, živící se převážně jedním druhem nebo typem kořisti, ovlivňují početnost kořisti výrazněji), tedy různě podle panujících geografických, klimatických i ekologických podmínek. Analýze vztahu sýce rousného a jeho kořist (s důrazem na hraboše mokřadního) a jejich vzájemným interakcím v modelovém území v Krušných horách se věnuje tato studie (hnízdění biologie sýce rousného a velikost jeho okrsků, složení jeho potravy ve

vztahu k potravní nabídce, genetická struktura populace, ochrana hnízdních budek před kunou lesní, *Martes martes*).

2. Území

Terénní výzkum společenstev drobných zemních savců probíhá v modelovém území lokalizovaném do okolí Flájské přehrady v loučenské části Krušných hor, zejména ve vrcholových partiích se zalesňovanými imisními holinami. Vzhledem k tomu, že je nutné lokalizovat i refugia škodících druhů drobných savců v době jejich populačního minima, zasahuje terénní výzkum i do svahových lesů.

Dva kvadráty (B a D) na odchyt drobných zemních savců jsou umístěny na holinách s řídkou výsadbou *Picea pungens*, místy s *Larix decidua*, *Sorbus aucuparia* a *Betula verrucosa* (dnes již stáří cca 25 let). Většina ploch je pokryta porosty *Calamagrostis villosa* a *Avenella flexuosa*. Třetí kvadrát (C) umístěný na svahu je tvořen výsadbou *P. pungens* (stáří cca 25 let) místy velmi hustou, jinde jen řídkou. Bylinný podrost je podobný jako v předcházejících případech.

Tři linie jsou ve Flájské oboře. Jedna v nepřiliš hustých porostech *P. pungens* o stáří 20–25 let s podrostem *C. villosa*, druhá na okraji zbytků silně poškozeného lesa *Picea abies* s podobným podrostem, třetí na okraji rašeliniště Červená voda s velmi řídkou výsadbou *P. pungens* a ojedinělými skupinkami *P. abies* s podrostem *C. villosa*, místy s vysokými ostřicemi (*Carex* sp.). Čtvrtá linie je mimo oboru v blízkosti Radničního rybníka v porostech *P. pungens*, místy poškozených porostech *P. abies*, *Larix decidua* a *Sorbus aucuparia* s podrostem *C. villosa*, místy bez podrostu. Nadmořská výška kvadrátů i linií je asi 700–750 m.

Další čtyři linie jsou ve svahových bučinách s vzrostlými porosty buků (*Fagus sylvatica*) téměř bez podrostu, dvě z nich podél Bílého potoka.

Sledování hnízdní a potravní biologie sýce rousného probíhá v téže modelové oblasti na území o rozloze cca 70 km² v nadmořské výšce cca 750–850 m. V území bylo v r. 1999 vyvěšeno 100 hnízdních budek, jejichž počet se v r. 2006 zvýšil na 115, v r. 2007–08 na 132 a v r. 2009 na 164. (Poprvé zde budky pro sýce rousné vyvěšoval a hnízdění v nich prokázal Hruška 1978.) Umístění budek je patrné z obr. 1 (příloha).

3. Kvalitativní a kvantitativní složení společenstev drobných zemních savců v modelové oblasti Krušných hor

3.1. Metodika

V letech (2006) 2007–09 byla použita metodika používaná v uvedené oblasti již od r. 1986. Drobní zemní savci byli pravidelně chytáni do sklapovacích pastí na třech stabilních kvadrátech o velikosti 1 ha (11 x 11 odchytových bodů ve sponu po 10 m za použití standardní návnady – opraženého knotu, 3 dny expozice) ve dvou termínech: vždy počátkem června a v první polovině října. Protože se nedoporučuje chytat ve stejném kvadrátu vícekrát než jednou ročně, bylo nezbytné mít pro dva odchyty v jednom kalendářním roce také dva odchytové kvadráty ve stejném prostředí.

Kvadrátové odchyty byly doplněny odchyty na liniích (100 sklapovacích pastí se stejnou návnadou ve sponu 5 m, 3 dny expozice) na náhorní plošině v blízkosti hnízdních budek a ve svahových bučinách. Pro porovnání potravní nabídky, event. lovného tlaku na drobné zemní savce byly ve dvou letech (2007 a 2008) položeny další linie o stejném počtu pastí a stejné návnadě v místech, kde sýc rousný nehnízdil a tedy ani nelovil. V r. 2009 tyto linie položeny nebyly vzhledem k tomu, že potravní nabídka byla zcela minimální – vůbec nejmenší od počátku studia sýců rousných.

Pro srovnatelnost byly veškeré úlovky přepočteny na shodný počet položených pastí – počet ulovených savců na 100 pastíonocí (pro porovnání s prvním rokem výzkumu 2007 jsou uváděny i údaje z r. 2006). Odchycení drobní savci byli zpracováni standardním zoologickým způsobem (změření, zvážení, stanovení stavu rozmnožovacích orgánů).

3.2. Výsledky jarních odchytů

V r. 2006 nebyla ve výsledcích chytání vůbec zastoupena myšice lesní (*Apodemus flavicollis*). Hlavní složku potravy tvořil hraboš mokřadní *Microtus agrestis* – 70,6 %, následován rejsekem obecným (*Sorex araneus*) – 11,8 %, hrabošem polním (*Microtus arvalis*) – 11,8 % a myšicí křovinnou (*A. sylvaticus*) – 5,9 % (tab. 1, obr. 3 – příloha).

Rok 2007 byl z hlediska potravní nabídky daleko nejpestřejší a počty odchycených zvířat vysoce převyšovaly roky 2006 a 2008. Drobní zemní savci byli zastoupeni v 8 druzích (myšice lesní, norník rudý *Clethrionomys glareolus*, hraboš mokřadní, rejsek obecný, hraboš polní, hrabošík podzemní *Pitymys subterraneus*, rejsek malý *S. minutus*, myšice křovinná) a ve vyšším počtu. V tomto roce došlo ve svahových bučinách k přemnožení myšice lesní, která migrovala i na náhorní plošinu (tab. 2, obr. 3 – příloha).

V r. 2008 byly v odchycích zastoupeni drobní zemní savci ve 4 druzích (hraboš mokřadní, myšice lesní, rejsek obecný, norník rudý), tedy stejně jako v r. 2006, jen myšice lesní, která nebyla v r. 2006 zastoupena vůbec, přetrvávala ještě z r. 2007 (tab. 3, obr. 3 – příloha).

Rok 2009 odpovídal zhruba roku předcházejícímu, byly chyceny 4 stejné druhy. Dominantním druhem se opět stal hraboš mokřadní (tab. 4, obr. 3 – příloha).

Při porovnání potravní nabídky a lovného tlaku na drobné zemní savce byl vyhodnocen jen r. 2007 (tab. 36 – příloha). V potravně slabém r. 2008 byly 4 linie ze 6 bez úlovku, na zbývajících dvou byly odchyceny pouze 2, resp. 1 ex. V r. 2009 tyto linie položeny nebyly vzhledem k tomu, že potravní nabídka byla zcela minimální – vůbec nejmenší od počátku studia sýců rousných. V místech s predačním tlakem sýce rousného na drobné savce, tedy v lovných okrscích bylo v potravně bohatém roce (gradace myšic) odchyceno téměř o polovinu méně drobných savců než v místech bez predačního tlaku.

Tab. 1. Potravní nabídka drobných zemních savců v modelové oblasti v roce 2006

druh	<i>H.mokř.</i>	<i>H.pol.</i>	<i>Myšice kř.</i>	<i>Rejsek ob.</i>
počet chycených jedinců	12	2	1	2
počet ex./100 pastíonocí	1,81	0,30	0,15	0,30
procentuální zastoupení	70,6 %	11,8 %	5,9 %	11,8 %

Tab. 2: Potravní nabídka drobných zemních savců v modelové oblasti v roce 2007

druh	<i>H.mokř.</i>	<i>H.pol.</i>	<i>M.les.</i>	<i>M.kř.</i>	<i>R.ob.</i>	<i>R.m.</i>	<i>Nor.r.</i>	<i>H.pod.</i>
počet chycených jedinců	10	3	84	1	5	2	16	2
počet ex./100 pastíonocí	1,51	0,45	12,67	0,15	0,75	0,30	2,41	0,30
procentuální zastoupení	8,1 %	2,4 %	68,2 %	0,8 %	4,1 %	0,8 %	13,0 %	1,6 %

Tab. 3: Potravní nabídka drobných zemních savců v modelové oblasti v roce 2008

druh	<i>H.mokř.</i>	<i>Myšice les.</i>	<i>Rejsek ob.</i>	<i>Norník r.</i>
počet chycených jedinců	2	10	2	3
počet ex./100 pastíonocí	1,51	1,06	0,30	0,45
procentuální zastoupení	11,8 %	58,8 %	11,8 %	17,6 %

Tab. 4: Potravní nabídka drobných zemních savců v modelové oblasti v roce 2009

druh	<i>H.mokř.</i>	<i>Myšice les.</i>	<i>Rejsek ob.</i>	<i>Norník r.</i>
počet chycených jedinců	6	3	1	4
Počet ex./100 past'onocí	0,9	0,45	0,15	0,60
procentuální zastoupení	42,9 %	21,4 %	7,1 %	28,6 %

4. Potravní biologie sýce rousného v modelové oblasti Krušných hor

4.1. Metodika kvantitativního vyhodnocování potravy

Při studiu potravní biologie sýce rousného se používá dvou metod. První metodou je využívání zásob potravy nacházených v hnízdních budkách v období sezení na vejcích a krmení mlád'at. Potrava je tedy zkoumána přímým určováním kořisti přinesené na hnízdo. Druhou metodou je analýza materiálu složeného z nepozřených zbytků potravy mlád'at společně s vývržky, shromážděného v několikacentimetrové sešlapané vrstvě na dně budek. Materiál sebraný po skončení hnízdního období byl louhován v cca 10% roztoku hydroxidu sodného a pak z něj separovány determinovatelné zbytky kořisti. Drobní savci byli určováni podle spodních a horních čelistí a tvaru zubů. Počet jedinců byl vesměs stanoven podle počtu spodních čelistí. U ptáků sloužily k determinaci hlavně zbytky zobáků a lebek. Ve všech případech bylo k přesnému určení použito srovnávacích sbírek.

Je známo, že v analyzovaných vzorcích potravy často chybějí lebky, pánve a někdy i spodní čelisti (mandibuly) – Mikkola (1983) a že dochází k podhodnocení počtu drobných savců získaných z potravních vzorků z budek. Proto bylo využito dat z dřívějších let (2004 a 2006), kdy byl za pomoci technických přístrojů zabudovaných do budek (kamera s externím objektivem, čipové identifikační čtečky s externí anténou, infračervené světelné závary pro detekci pohybu, datový záznamník, infračervené osvětlení a akumulátor) stanoven přesný poměr počtu ulovených drobných savců k jejich počtům zjištěných analýzami potravních zbytků. Bylo ovšem zapotřebí vzít v úvahu i to, že přístroje byly instalovány z budky na budku a nezachytily tedy celou dobu pobytu mlád'at na hnízdě. Vývržky jsou na hnízdě shromažďovány pouze od mlád'at, tedy v období od vylíhnutí do jejich vylétnutí. Za dobu shromažďování vývržků a tvorby potravního koláče byla považována doba od vylíhnutí 1. mlád'ete do vylétnutí posledního (100% doba monitoringu). Vzhledem k tomu, že v tomto období byla jednotlivá hnízda monitorována kamerou po různě dlouhou dobu, doba monitorování jednotlivého hnízda byla vyjádřena následujícím způsobem:

*počet dní monitorovaných kamerou / celkový počet dní, během kterých mlád'ata setrvala na hnízdě * 100.*

4.2. Metodika vyhodnocování dat

Při vyhodnocování zkoumaného materiálu byla získaná data zpracována následujícími charakteristikami:

ABUNDANCE (početnost) – A [ks]

- vyjadřuje absolutní počet jedinců ve vzorku

DOMINANCE – D [%]

- vyjadřuje procentuální zastoupení jedinců daného druhu z celkového počtu všech jedinců

$$D = \frac{n * 100}{s}$$

n - počet jedinců určitého druhu [ks]

s - celkový počet jedinců [ks]

Dominance se vyjadřuje ve stupních anebo třídách, které odpovídají určitým procentuálním rozsahům (Losos et al. 1984).

Klasifikace hodnot dominance:

eudominantní druh	> 10 %
dominantní druh	5 – 10 %
subdominantní druh	2 – 5 %
recedentní druh	1 – 2 %
subrecedentní druh	< 1 %

KONSTANCE – K [%]

- vyjadřuje stálost druhového složení určitého typu zoocenózy (vzorku)

- procentuální zastoupení vzorků s přítomností daného druhu ku celkovému počtu vzorků

$$K = \frac{n_i * 100}{s}$$

n_i - počet vzorků, v nichž se druh *i* vyskytuje [ks]

s - počet všech odebraných vzorků [ks]

Konstance se zpravidla vyjadřuje v třídách konstance, které se označují římskými číslicemi (Losos et al. 1984).

Klasifikace hodnot konstance (Losos et al. 1984):

I – druh vzácný	0 – 20 %
II – druh řídce se vyskytující	20 – 40 %
III – druh často se vyskytující	40 – 60 %
IV – druh převážně se vyskytující	60 – 80 %
V – druh téměř vždy přítomný	80 – 100 %
(chybí jen zcela výjimečně)	

Klasifikace hodnot konstance (Tischler 1947 in Losos 1984 et al. 1984):

náhodné (akcidentální)	0 – 25 %
přídavné (akcesorické)	25 – 50 %
stálé (konstantní)	50 – 75 %
velmi stálé (eukonstantní)	75 – 100 %

Konstance byla stanovována z celkového počtu vzorků, u nichž bylo zjištěno minimálně 30 jedinců.

INDEX DRUHOVÉ DIVERZITY – H'

Druhová rozmanitost (diverzita) je strukturně kvantitativní vlastnost každého společenstva a znamená poměr počtu druhů k počtu jedinců. Tento poměr se vyjadřuje jako index diversity H' (Losos et al. 1984). Obecná platnost tohoto indexu umožňuje jeho použití i při sledování heterogenity v potravní ekologii (Krebs 1989). Nejčastěji se používá index diverzity podle Shannona a Weavera (1963 in Losos et al. 1984).

$$H' = -\sum p_i * \log_2 * p_i$$

$$p_i = \frac{n_i}{N} \quad - \text{pravděpodobnost, že jedinec přísluší druhu } i$$

n_i - počet jedinců *i*-tého druhu [ks]

N - celkový počet všech determinovaných jedinců [ks]

Čím vyšší je index divezity, tím větší počet druhů vzorek má a tím více je celkový počet jedinců rozložen na více druhů. Index diverzity je nejvyšší, když každý jedinec patří jinému druhu a naopak nejnižší, pokud všichni jedinci patří stejnému druhu (Losos et al. 1984).

EKVITABILITA (vyrovnanost, rovnoměrnost) – E

- umožňuje vyhodnotit míru rovnosti četností druhů, tj. poměrné rozdělení všech jedinců v zoocenóze na přítomné druhy

$$E = \frac{H'}{\log_2 s}$$

H' - index druhové diverzity

s - celkový počet zjištěných druhů [ks]

Ekvitabilita může nabývat hodnot v rozmezí 0 až 1.

4.3. Výsledky

Uvedeny jsou rozborů potravy z hnízdního materiálu z let 2006–09. Determinovaných potravních zbytků z budek se zabudovanými přístroji v letech 2004 a 2006 (z r. 2006 je složení potravy známo – Sobotová 2008) bylo využito ke stanovení přesného poměru počtu ulovených drobných savců k jejich počtům zjištěným analýzami potravních zbytků v budkách.

4.3.1. Potrava nalezená v budkách

V r. 2006 tvořili hlavní složku potravy nalezenou v budkách hraboš mokřadní a h. polní. Oproti dalším sledovaným sezónám nebyl v tomto roce vůbec nalezen plšík lískový, jehož zastoupení v budkách se v ostatních letech pohybovalo kolem 5,0 %. Velmi vysoké je zastoupení ptáků (10,6 %). Určité procento kořisti, které se nepodařilo přesně určit je vedeno jako *hraboš neurčený* a *myšice neurčená* (tab. 5, obr. 2 – příloha).

Rok 2007 vykazoval, stejně jako potravní nabídka, největší pestrost zastoupených druhů i početnosti kořisti. Hlavní složky potravy tvořila myšice lesní (65,9 %) a hraboš mokřadní (10,0 %) – (tab. 6, obr. 2 – příloha).

V r. 2008 bylo v budkách nalezeno nejméně drobných zemních savců, a to s mimořádně vysokým zastoupením ptáků (18,9 %). Hlavní složku potravy tvořil norník rudý (30,3 %), následován myšicí lesní (22,3 %) – (tab. 7, obr. 2 – příloha).

V r. 2009 tvořil největší část hraboš mokřadní (35 %), se stejným zastoupením (16,1 %) následovali norník rudý a rejsek obecný. Ptáci tvořili ještě vyšší podíl (27,3 %) než v r. 2008 (tab. 8, obr. 2 – příloha).

Tab. 5: Potrava nalezená v budkách při pravidelných kontrolách v roce 2006

	<i>H.mokř.</i>	<i>H.pol.</i>	<i>Rej.ob.</i>	<i>Nor. r.</i>	<i>H.neurč.</i>	<i>M.neurč.</i>	<i>Ptáci</i>
počet jedinců	150	36	16	21	4	1	27
% zastoupení	58,8 %	14,1 %	6,3 %	8,2 %	1,6 %	0,4 %	10,6 %

Tab. 6: Potrava nalezená v budkách při pravidelných kontrolách v roce 2007

	<i>H.mokř.</i>	<i>H.pol.</i>	<i>M.les.</i>	<i>M.kř.</i>	<i>Rej.ob.</i>	<i>Rej.m.</i>	<i>Nor.r.</i>	<i>P.lísk.</i>	<i>Ptáci</i>
počet jedinců	23	7	151	8	9	3	7	11	10
% zastoupení	10,0 %	3,1 %	65,9 %	3,5 %	3,9 %	1,3 %	3,1 %	4,8 %	4,4 %

Tab. 7: Potrava nalezená v budkách při pravidelných kontrolách v roce 2008

	<i>H.mokř.</i>	<i>Myš.les.</i>	<i>Rej.ob.</i>	<i>P.lísk.</i>	<i>Nor. r.</i>	<i>Ptáci</i>
počet jedinců	19	39	23	8	53	33
% zastoupení	10,9 %	22,3 %	13,1 %	4,6 %	30,3 %	18,9 %

Tab. 8. Potrava nalezená v budkách při pravidelných kontrolách v roce 2009.

	<i>H.mokř.</i>	<i>H.pol.</i>	<i>M.les.</i>	<i>Rej.ob.</i>	<i>Nor.r.</i>	<i>P.lísk.</i>	<i>Ptáci</i>
počet jedinců	50	1	2	23	23	5	39
% zastoupení	35,0	0,7	1,4	16,1	16,1	3,5	27,3

4.3.2. Rozbory potravních koláčů

Vzhledem k časové náročnosti metody rozboru vývržků a potravních koláčů, bylo v předchozích letech realizováno jen louhování materiálu a separace determinovatelných zbytků a výsledky byly v jednotlivých dílčích zprávách uváděny postupně. Tentokrát jsou již uvedeny výsledky rozborů z let 2006–09 souhrnně.

4.3.2.1. Složení potravy sýce rousného v roce 2006

V r. 2006 bylo v 18 vzorcích zjištěno celkem 1174 jedinců. Hlavní podíl kořisti tvořili drobní zemní savci ($A = 1115$ ks, $D = 95,0$ %), zbylé procento ptáci ($A = 59$ ks, $D = 5,0$ %) – (tab. 9, obr. 4 – příloha).

V tomto roce bylo zjištěno celkem 1115 drobných savců 10 druhů. U všech vzorků byly zaznamenány jen 2 eudominantní druhy. Prvním byl hraboš mokřadní (25,0 %) a druhým byl rejsek obecný (23,5 %). Mezi dominantní druhy se řadil hraboš polní (8,3 %) a rejsek malý (5,7 %). Subdominantního zastoupení dosáhly myšice s hodnotou 2,5 %. Subrecedentní kořisti bylo 8 druhů: hryzec vodní (0,9 %), normík rudý (0,7 %), rejsek vodní (0,6 %) a plšík lískový (0,2 %). Během tohoto roku nebyl zjištěn žádný druh s recedentní dominancí (vše tab. 9).

Ve vzorcích bylo zjištěno celkem 59 ptáků 19 druhů. Nejpočetnější zastoupení dosáhla čeleď drozdovití (*Turdidae*) – 1,5 %, s nejvýznamnějším zástupcem drozdem zpěvným – 0,85 %. Druhou dominantní složkou byla čeleď pěnkavovití (*Fringillidae*) – 1,1 %, s hlavním zástupcem pěnkavou obecnou – 0,68 %. Dále byly zjištěny jen druhy subrecedentního zastoupení v čeledi pěnicovití (*Sylviidae*) – 0,8 %, ťuhýkovití (*Laniidae*) – 0,3 % a sýkorovití (*Paridae*) – 0,3 %. Po 1 jedinci (0,1 %) byla zaznamenána čeleď konipasovití (*Motacillidae*), pěvuškovití (*Prunellidae*), strnadovití (*Emberizidae*), vlaštovkovití (*Hirundinidae*). V 8 případech (0,7 %) byla zjištěna mláďata sýce rousného, s největší pravděpodobností se jedná o kainismus či kronismus (vše tab. 9).

Nejvýznamnější kořisti z drobných savců byl hraboš mokřadní s počtem 293 ks ($D = 25,0$ %), jehož zastoupení se ve vzorcích pohybovalo v rozmezí 3,0–75,3 %. Tento druh převažoval ve většině vzorků, jen ve 3 případech převládal jiný druh, dvakrát byl dominantní rejsek obecný a jednou myšice.

Nejčastěji byli loveni hraboš mokřadní, rejsek obecný, hraboš polní, kteří dosahovali v potravě 100 % stálosti. Další nejčastěji lovenou kořistí byl se stálostí 93 % rejsek malý. Všechny tyto 4 druhy se vyskytovaly v potravě pravidelně. Myšice byly řazeny se stálostí 71 % do převážně se vyskytujících druhů. Náhodně lovenými nebo řídce se vyskytujícími druhy byli normík rudý ($K = 36$ %), rejsek vodní ($K = 29$ %) a hryzec vodní ($K = 29$ %) – (viz tab. 9).

Tab. 9: Složení potravy sýce rousného v roce 2006

Druh	Species	A [ks]	D [%]	K [%]
rejsek malý	<i>Sorex minutus</i>	67	5,71	92,86
rejsek obecný	<i>Sorex araneus</i>	276	23,52	100,00
rejsek vodní	<i>Neomys fodiens</i>	7	0,60	28,57
hraboš mokřadní	<i>Microtus agrestis</i>	293	24,96	100,00
hraboš polní	<i>Microtus arvalis</i>	97	8,26	100,00
hraboš	<i>Microtus</i> spp.	326	27,78	100,00
hryzec vodní	<i>Arvicola terrestris</i>	10	0,85	28,57
norník rudý	<i>Clethrionomys glareolus</i>	8	0,68	35,71
plšík lískový	<i>Muscardinus avellanarius</i>	2	0,17	14,29
myšice	<i>Apodemus</i> spp.	29	2,47	71,43
savci	Mammalia	1115	100,00	
budníček sp.	<i>Phylloscopus</i> sp.	5	0,43	28,57
cvrčilka zelená	<i>Locustella naevia</i>	2	0,17	7,14
červenka obecná	<i>Erithacus rubecula</i>	7	0,60	42,86
čížek lesní	<i>Carduelis spinus</i>	1	0,09	7,14
drozd brávník	<i>Turdus viscivorus</i>	1	0,09	0,00
drozd zpěvný	<i>Turdus philomelos</i>	10	0,85	42,86
hýl obecný	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	1	0,09	7,14
konopka obecná	<i>Carduelis cannabina</i>	1	0,09	7,14
králíček lesní	<i>Regulus regulus</i>	2	0,17	7,14
linduška sp.	<i>Anthus</i> spp.	1	0,09	7,14
pěvuška modrá	<i>Prunella modularis</i>	1	0,09	7,14
pěnkava obecná	<i>Fringilla coelebs</i>	8	0,68	42,86
strnad obecný	<i>Emberiza citrinella</i>	1	0,09	7,14
sýc rousný	<i>Aegolius funereus</i>	8	0,68	35,71
sýkora koňadra	<i>Parus major</i>	2	0,17	7,14
sýkora uhelníček	<i>Parus ater</i>	1	0,09	7,14
ťuhýk obecný	<i>Lanius collurio</i>	4	0,34	14,29
vlašťovka obecná	<i>Hirundo rustica</i>	1	0,09	7,14
zvonek zelený	<i>Carduelis chloris</i>	1	0,09	7,14
neurč. druh r.Card.	<i>Carduelis</i> sp.	1	0,09	0,00
ptáci	Aves	59	5,03	-
celkem		1174	100,0	-

A ...abundance (početnost), D ...dominance, K ...konstace (stálost)

4.3.2.2. Složení potravy sýce rousného v roce 2007

V r. 2007 se rozбором 9 vzorků potravy z hnízdních budek zjistilo celkem 669 jedinců kořisti v 16 druzích (tab. 10, obr. 4 – příloha).

Hlavní podíl kořisti (A = 659 ks, D = 98,51 %) tvořili savci, zbývající část (A = 10 ks, D = 1,49 %) ptáci.

Eudominantními druhy byly oba druhy myšic zastoupené myšicí lesní a myšicí křovinnou s dominancí 63,73 %. Mezi dominantní druhy patřili hraboš mokřadní s dominancí 9,71 % a hraboši rodu *Microtus*, které nebylo možné druhově určit, s dominancí 8,65 %, dále rejsek malý – 6,68 % a rejsek obecný – 6,07 %.

Subdominantním druhem byl hraboš polní se zastoupením 2,28 %. Recedentním druhem byl plšík lískový s 1,82 %. Ostatní druhy patřily mezi druhy subrecedentní – norník rudý s 0,76 %, hryzec vodní (*Arvicola terrestris*) s 0,15 % a myš domácí (*Mus musculus*) s 0,15 %.

V potravě bylo nalezeno celkem 10 ptáků náležejících do 3 čeledí. Nejpočetnější byli pěnkavovití se 7 kusy (1,05 %), následovali drozdovití se 2 kusy (0,30 %) a konipasovití s 1 kusem (0,15 %). Všechny druhy ptáků měly subrecedentní zastoupení, tj. < 1 %.

Ve všech zkoumaných vzorcích byly nejpočetnějšími druhy myšice a v některých budkách bylo jejich zastoupení více než 60 %. Např. v budce č. 46 byla dominance myšic 72,13 % a v budce č. 20 dokonce 80, 28 %.

Nejčastěji byli loveni hraboš mokřadní společně s neurčenými hraboši rodu *Microtus* a myšice, jejichž stálost v potravě dosahovala 100 %. Dalším eukonstantním druhem byl rejsek malý (K = 77,78 %). Konstantními druhy se stálostí 66,67 % byli hraboš polní, plšík lískový a rejsek obecný. Mezi akcesorické druhy patřili norník rudý (K = 44,44 %) a pěnkava obecná (K = 33,33 %). Ostatní druhy se ve vzorcích vyskytovaly akcidentálně, tj. se stálostí do 25 %. Přehled všech druhů kořisti, jejich početnost, dominanci a stálost ukazuje tab. 10.

Tab. 10: Složení potravy sýce rousného v roce 2007

Druh	Species	A [ks]	D [%]	K [%]
hraboš mokřadní	<i>Microtus agrestis</i>	64	9,71	100,00
hraboš polní	<i>Microtus arvalis</i>	15	2,28	66,67
hraboš	<i>Microtus</i> spp.	57	8,65	100,00
hryzec vodní	<i>Arvicola terrestris</i>	1	0,15	11,11
myšice	<i>Apodemus</i> spp.	420	63,73	100,00
myš domácí	<i>Mus musculus</i>	1	0,15	11,11
norník rudý	<i>Clethrionomys glareolus</i>	5	0,76	44,44
plšík lískový	<i>Muscardinus avellanarius</i>	12	1,82	66,67
rejsek malý	<i>Sorex minutus</i>	44	6,68	77,78
rejsek obecný	<i>Sorex araneus</i>	40	6,07	66,67
savci	Mammalia	659	100,00	-
čížek lesní	<i>Carduelis spinus</i>	1	0,15	11,11
drozd zpěvný	<i>Turdus philomelos</i>	1	0,15	11,11
linduška luční	<i>Anthus pratensis</i>	1	0,15	11,11
pěnkava obecná	<i>Fringilla coelebs</i>	5	0,75	33,33
rehek zahradní	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1	0,15	11,11
stehlík obecný	<i>Carduelis carduelis</i>	1	0,15	11,11
ptáci	Aves	10	1,49	-
celkem		669	100,00	-

A ...abundance (početnost), D ...dominance, K ...konstance (stálost)

4.3.2.3. Složení potravy sýce rousného v roce 2008

V r. 2008 se rozbořením 7 vzorků potravy zjistilo celkem 468 jedinců kořisti ve 23 druzích (tab. 11, obr. 4 – příloha).

Hlavní podíl kořisti (A = 447 ks, D = 95,51 %) tvořili savci, zbývající část (A = 21 ks, D = 4,49 %) ptáci. Savčí složku tvořili hmyzožravci (A = 104 ks, D = 23,27 %) a hlodavci (A = 343 ks, D = 76,73 %).

Eudominantními druhy byly myšice, zastoupené myšicí lesní a myšicí křovinnou s dominancí 45,19 %, rejsek obecný se 18,79 % a neurčení hraboši rodu *Microtus* s 11,18 %. Mezi dominantní druhy patřili hraboš mokřadní s dominancí 7,61 % a plšík lískový s 5,82 %. Subdominantními druhy byli rejsek malý s dominancí 4,25 %, hraboš polní a norník rudý, oba s 3,36 %. Subrecedentními druhy byli hryzec vodní a rejsek černý, oba s 0,22 %.

V potravě bylo celkem nalezeno 21 ptáků v minimálně 7 čeledích. Nejpočetnější byli drozdovití se 7 kusy (1,49 %) – nejvíce červenak obecná (0,64 %) a dále pěnkavovití s 5 kusy (1,07 %) – nejvíce pěnkava obecná (0,43 %). Konipasovití, králíkovití (*Regulidae*), střízlíkovití (*Troglodytidae*) a sýkorovití byli zastoupeni 1 kusem (0,21 %). Tři jedince z řádu pěvců (*Passeriformes*) nebylo možné druhově určit (0,64 %). V budkách č. 79 a č. 623 bylo determinováno po 1 mláděti sýce rousného, jednalo se zřejmě o projev kronismu. Všechny druhy ptáků měly subrecedentní zastoupení, tj. < 1 %.

Ve většině zkoumaných vzorků byly nejpočetnějšími druhy myšice a v jednom případě (v budce č. 79 dominance 64 %). V budce č. 66 dominoval rejsek obecný – 35,29 % a v budce č. 405 byli nejvíce zastoupenými druhy hraboši rodu *Microtus* a rejsek obecný, oba s dominancí 27,45 %.

Nejčastěji byli loveni hraboš mokřadní společně s hraboši rodu *Microtus*, myšice a plšík lískový, jejichž stálost v potravě dosahovala 100 %. Dalšími eukonstantními druhy se stálostí 85,71 % byli norník rudý, rejsek malý a rejsek obecný. Konstantním druhem byl hraboš polní (K = 57,14 %). Mezi akcesorické druhy patřili červenka obecná (K = 42,86 %), čížek lesní, kos černý a pěnkava obecná (všichni stálost K = 28,57 %). Ostatní druhy byly ve vzorcích zastoupeny akcidentálně, tj. se stálostí do 25 %. Přehled všech druhů kořisti, jejich početnost, dominanci a stálost ukazuje tab.11.

Tab. 11: Složení potravy sýce rousného v roce 2008

Druh	Species	A [ks]	D [%]	K [%]
hraboš mokřadní	<i>Microtus agrestis</i>	34	7,61	100,00
hraboš polní	<i>Microtus arvalis</i>	15	3,36	57,14
hraboš	<i>Microtus</i> sp.	50	11,18	100,00
hryzec vodní	<i>Arvicola terrestris</i>	1	0,22	14,29
myšice	<i>Apodemus</i> sp.	202	45,19	100,00
norník rudý	<i>Clethrionomys glareolus</i>	15	3,36	85,71
plšík lískový	<i>Muscardinus avellanarius</i>	26	5,82	100,00
rejsek černý	<i>Neomys anomalus</i>	1	0,22	14,29
rejsek malý	<i>Sorex minutus</i>	19	4,25	85,71
rejsek obecný	<i>Sorex araneus</i>	84	18,79	85,71
savci	Mammalia	447	100,00	-
červenka obecná	<i>Erithacus rubecula</i>	3	0,64	42,86
čížek lesní	<i>Carduelis spinus</i>	2	0,43	28,57
drozd kvíčala	<i>Turdus pilaris</i>	1	0,21	14,29
drozd zpěvný	<i>Turdus philomelos</i>	1	0,21	14,29
konopka obecná	<i>Carduelis canabina</i>	1	0,21	14,29
kos černý	<i>Turdus merula</i>	2	0,43	28,57
králíček obecný	<i>Regulus regulus</i>	1	0,21	14,29
linduška luční	<i>Anthus pratensis</i>	1	0,21	14,29
pěnkava obecná	<i>Fringilla coelebs</i>	2	0,43	28,57
neurč. pěvci	<i>Passeriformes</i>	3	0,64	28,57
střízlík obecný	<i>Troglodytes troglodytes</i>	1	0,21	14,29
sýc rousný	<i>Aegolius funereus</i>	2	0,43	28,57
sýkora koňadra	<i>Parus major</i>	1	0,21	14,29
ptáci	Aves	21	4,49	-
celkem		468	100,00	-

A ...abundance (početnost), D ...dominance, K ...konstancie (stálost)

4.3.2.4. Složení potravy sýce rousného v roce 2009

V r. 2009 bylo rozbořem 9 vzorků potravy zjištěno celkem 312 jedinců kořisti v 18 druzích (tab. 12, obr. 4 – příloha).

Hlavní podíl kořisti (A = 286 ks, D = 91,67 %) tvořili savci, zbývající část (A = 26 ks, D = 8,33 %) ptáci. Savčí složku tvořili hmyzožravci (A = 47 ks, D = 15,06 %) a hlodavci (A = 239 ks, D = 76,61 %).

Eudominantními druhy byli hraboš mokřadní s 42,95 %, neurčení hraboši s 25,32 % a rejsek obecný s 13,78 %. Dominantní druhy chyběly, subdominantními druhy byli myšice r. *Apodemus* s 2,56 %, hraboš polní a plšík lískový s 2,24 % a recedentním druhem hryzec vodní s 1,28 %. Subrecedentními druhy byli rejsek malý s 0,96 % a rejsec vodní s 0,32 %.

V potravě bylo celkem nalezeno 26 ptáků v minimálně 5 čeledích. Nejpočetnější byli drozdovití s 11 kusy (3,52 %) – nejvíce drozd zpěvný (1,60 %) a dále pěnkavovití s 8 kusy (2,56 %). Sýc rousný byl zastoupen 2 kusy – zřejmě kronismus (0,64 %). Tři jedince z řádu pěvců (*Passeriformes*) nebylo možné druhově určit. Neurčení pěnkavovití, drozd zpěvný a kos černý měly recedentní zastoupení mezi 1–2 %, ostatní druhy ptáků měly subrecedentní zastoupení, tj. < 1 %.

Nejčastěji byli loveni hraboš mokřadní společně s hraboši rodu *Microtus*, jejichž stálost v potravě dosahovala 100 %. Dalším eukonstantním druhem se stálostí 77,78 % byl rejsek obecný. Konstantními druhy byli hraboš polní (K = 66,67 %) a myšice r. *Apodemus* (K = 55,56 %). Mezi akcesorické druhy patřili hryzec vodní (K = 44,44 %) a plšík lískový (K = 33,33 %), z ptáků neurčení pěnkavovití, drozd zpěvný a kos černý (všichni stálost K = 44,44 %) a neurčení pěvci (K = 33,33 %). Ostatní druhy byly ve vzorcích zastoupeny akcidentálně, tj. se stálostí do 25 %. Přehled všech druhů kořisti, jejich početnost, dominanci a stálost ukazuje tab.12.

Tab. 12: Složení potravy sýce rousného v roce 2009

Druh	Species	A [ks]	D [%]	K [%]
hraboš mokřadní	<i>Microtus agrestis</i>	134	42,95	100,00
hraboš polní	<i>Microtus arvalis</i>	7	2,24	66,67
hraboš	<i>Microtus</i> sp.	79	25,32	100,00
hryzec vodní	<i>Arvicola terrestris</i>	4	1,28	44,44
myšice	<i>Apodemus</i> sp.	8	2,56	55,56
plšík lískový	<i>Muscardinus avellanarius</i>	7	2,24	33,33
rejsek malý	<i>Sorex minutus</i>	3	0,96	11,11
rejsek obecný	<i>Sorex araneus</i>	43	13,78	77,78
rejsec vodní	<i>Neomys fodiens</i>	1	0,32	11,11
savci	Mammalia	286	91,67	-
pěnkava obecná	<i>Fringilla coelebs</i>	3	0,96	22,22
neurč. pěnkavovití	<i>Fringillidae</i>	5	1,60	44,44
červenka obecná	<i>Erithacus rubecula</i>	2	0,64	22,22
kos černý	<i>Turdus merula</i>	4	1,28	44,44
drozd zpěvný	<i>Turdus philomelos</i>	5	1,60	44,44
sýc rousný	<i>Aegolius funereus</i>	2	0,64	22,22
strnad obecný	<i>Emberiza citrinella</i>	1	0,32	11,11
budníček	<i>Phylloscopus</i> sp.	1	0,32	11,11
neurč. pěvci	<i>Passeriformes</i>	3	0,96	33,33
ptáci	Aves	26	8,33	-
celkem		312	100,00	-

A ...abundance (početnost), D ...dominance, K ...konstance (stálost).

Tab.13: Složení potravy sýce rousného v letech 2006–2009

	2006		2007		2008		2009		2006–2009	
	A [ks]	D [%]	A [ks]	D [%]	A [ks]	D [%]	A [ks]	D [%]	A [ks]	D [%]
hraboš mokřadní	293	24,96	64	9,71	34	7,61	134	42,95	525	20,94
hraboš polní	97	8,26	15	2,28	15	3,36	7	2,24	134	5,35
hraboš	326	27,78	57	8,65	50	11,18	79	25,32	512	20,41
hryzec vodní	10	0,85	1	0,15	1	0,22	4	1,28	16	0,64
myšice	29	2,47	420	63,73	202	45,19	8	2,56	659	26,29
myš domácí			1	0,15					1	0,04
norník rudý	8	0,68	5	0,76	15	3,36			28	1,12
plšík lískový	2	0,17	12	1,82	26	5,82	7	2,24	47	1,87
rejsec černý					1	0,22			1	0,04
rejsec vodní	7	0,60					1	0,32	8	0,32
rejsek malý	67	5,71	44	6,68	19	4,25	3	0,96	133	5,31
rejsek obecný	276	23,52	40	6,07	84	18,79	43	13,78	443	17,67
savci	1115	94,97	659	98,51	447	95,51	286	91,67	2507	95,58
budníček	5	0,43					1	0,32	6	5,17
<i>Carduelis</i> sp.	1	0,09							1	0,86
cvrčilka zelená	2	0,17							2	1,72
červenka obecná	7	0,60			3	0,64	2	0,64	12	10,34
čížek lesní	1	0,09	1	0,15	2	0,43			4	3,45
drozd brávník	1	0,09							1	0,86
drozd kvíčala					1	0,21			1	0,86
drozd zpěvný	10	0,85	1	0,15	1	0,21	5	1,60	17	14,66
hýl obecný	1	0,09							1	0,86
konopka obecná	1	0,09			1	0,21			2	1,72
kos černý					2	0,43	4	1,28	6	5,17
králíček obecný	2	0,17			1	0,21			3	2,59
linduška luční	1	0,09	1	0,15	1	0,21			3	2,59
pěnkava obecná	8	0,68	5	0,75	2	0,43	3	0,96	18	15,52
pěvci					3	0,64	3	0,96	6	5,17
pěvuška modrá	1	0,09							1	0,86
rehek zahradní			1	0,15					1	0,86
stehlík obecný			1	0,15					1	0,86
strnad obecný	1	0,09					1	0,32	2	1,72
střízlík obecný					1	0,21			1	0,86
sýc rousný	8	0,68			2	0,43	2	0,64	14	12,07
sýkora koňadra	2	0,17			1	0,21	3	0,13	6	5,17
sýkora uhelníček	1	0,09							1	0,86
ťuhýk obecný	4	0,34							4	3,45
vlaštovka obecná	1	0,09							1	0,86
zvonek zelený	1	0,09							1	0,86
ptáci	59	5,03	10	1,49	21	4,49	26	8,33	116	4,42
Celkem	1174	100,0	669	100,0	468	100,0	312	100,0	2623	100,0

A ... abundance (početnost) D ... dominance

Souhrnné výsledky rozborů potravních koláčů za období 2006–09 jsou v tab. 13. Tyto výsledky z let 2006–09 jsou ovlivněny především dvěma roky (2007 a 2008) s mimořádně vysokými stavy myšic. Počítáme-li, že zhruba 95 % neurčených hrabošů patří druhu hraboš mokřadní, pak tomuto nejnebezpečnějšímu druhu ve skutečnosti patří asi 36 % veškeré kořisti.

Nejvyšší procento ulovených ptáků (8,33 %) spadalo do potravně nejchudšího roku 2009. V potravně bohatém roku 2007 to bylo jen 1,49 %. To odpovídá i potravě nalezené v jednotlivých letech v budkách: mimořádně vysoké procento to bylo opět v r. 2009 – 27,3 %.

V potravních koláčích bylo nalezeno průměrně $43,3 \pm 12,6$ % kořisti z celkového množství potravy doručené dospělci do hnízda v době výchovy mláďat (tab. 14). Tato hodnota je vztažena k 80,1 % období pobytu mláďat na hnízdě (= doba, kdy byla aplikována kamera). Pokud by bylo monitorování prováděno po celou dobu pobytu mláďat na hnízdě (100% monitoring), množství potravy určené z koláčů by se pohybovalo přibližně okolo 33 %. Znamenalo by to, že samci nepřinesli v letech 2004 a 2006 do 12 budek 812 kusů kořisti, nýbrž 2461 kusů. Na 1 pár s mláďaty připadlo tedy 205 kusů kořisti, v naprosté většině drobných zemních savců, to vše pouze za 30–40 dní (po dobu výchovy mláďat v budce).

Tab. 14: Rozbor potravy z koláčů – porovnání se skutečným počtem přinesené kořisti dospělci do hnízda

budka	rok	počet kořistí – kamera	počet kořistí – koláč	koláč vs.kamera %	doba monitorování %
44	2004	170	87	51,2	72,7
74	2004	202	78	38,6	73,0
302	2004	222	72	32,4	80,5
404	2004	163	48	29,4	80,6
408	2004	149	89	59,7	56,4
409	2004	170	68	40,0	97,1
91	2006	176	84	47,7	81,3
406	2006	41	15	36,6	84,2
504	2006	125	86	68,8	52,9
541	2006	126	51	40,5	97,0
554	2006	202	99	49,0	85,3
577	2006	139	35	25,2	100,0
Průměr		157,1	67,7	43,3	80,1
SD		47,5	25,3	12,6	14,8
Celkem		1885	812		

Skutečný počet kořisti v budkách oproti přepočtenému počtu kořisti v letech 2006–09 u vybraných druhů (hraboš mokřadní a ostatní hraboši, hraboši neurčení, myšice) je patrný z tab. 37– příloha. V potravně dobrém r. 2007 přinesli samci do budky 659 kusů kořisti (nejvíce myšic – 470), po přepočtení by to tedy mělo být 1997 ks (1273 myšic). V potravně chudém r. 2009 to bylo více než dvakrát méně: 286 ks (pouze 8 myšic), resp. 867 ks (24 myšic).

Zajímavá v tomto směru jsou i data o průměrném počtu kusů těchto vybraných druhů drobných savců na jednu budku v porovnání s údaji přepočtenými. V r. 2007 to bylo více než třikrát více než v r. 2009 – viz tab. 38 (příloha).

5. Početnost sýce rousného v modelové oblasti Krušných hor

5.1. Metodika

K orientačnímu zjištění početnosti sýce rousného bylo ve všech letech použito liniového sčítání ve večerních a nočních hodinách zhruba 1 hodinu po soumraku do půlnoci na stanovištích vzdálených od sebe asi 500 m. V prvních 5 min. byli sečteni všichni ozývající se jedinci. Pokud se žádný pták neozval, byla v dalších minutách použita magnetofonová nahrávka hlasu sýce rousného jako pokus k vyprovokování mlčících samců.

5.2. Výsledky

V r. 2007 bylo sčítáno na 10 liniích o celkové délce 45 km a bylo zjištěno 10 ozývajících se samců, což představuje 1 samec/4,5 km. Protože však bylo sčítáno i na liniích ve svahových bučinách, kde se výzkum sýce rousného neprovádí a kde zřejmě hnízdí jen ojedinělé páry, reálnější je odhad z náhorní plošiny na 8 liniích o délce 29 km – tedy 1 samec/2,9 km.

V r. 2008 bylo dne 14.4. na stejných liniích o stejné délce napočítáno 15 samců, tedy 1 samec/3 km, resp. 1 samec/1,9 km.

V r. 2009 bylo dne 11.4. zaznamenáno opět na stejných liniích 11 samců (22.4 však jen 6 samců), tedy 1 samec/4,1 km, resp. 1 samec/2,6 km.

Uvedená data však nekorespondují s početností zjištěnou na základě počtu obsazených hnízdních budek na sledovaném území. Hustota populace vzhledem k počtu vyvěšených budek (v letech 2006–09 1,6–2,3 budek/km² v 70 km²) se v jednotlivých letech značně lišila, přičemž od 1. roku vyvěšení klesla v následujících letech zhruba na polovinu. V r. 2006 bylo zaznamenáno 20,9 % obsazených budek, v r. 2007 8,3 %, v r. 2008 10,6 % a v r. 2009 10,4 % obsazených budek z celkového počtu všech vyvěšených budek (v r. 2006 115 hnízdních budek, v letech 2007 a 2008 133 budek v r. 2009 164 budek). Hustota populace vztahovaná k celkové ploše 70 km² měla během sledovaných let kolísající tendenci. V r. 2006 3,3 páru/10 km², v r. 2007 1,6 páru/10 km², v r. 2008 2,0 páru/10 km² a v r. 2009 2,4 páru/10 km². Ve sledované době 4 let sýc obsazoval průměrně 12 % vyvěšených hnízdních budek o průměrné hustotě 2,3 páru/10 km².

6. Hnízdní biologie sýce rousného v modelové oblasti Krušných hor

6.1. Metodika

Během hnízdění byly prováděny pravidelné kontroly vyvěšených budek (1x týdně, nanejvýš 1x za 2 týdny). Při kontrolách byl zaznamenáván počet snesených vajec, vylíhlých mlád'at a vylétlých mlád'at. Mlád'ata byla kroužkována a zjišťoval se jejich tělesný přírůstek (délka křídla, hmotnost), který sloužil jako hlavní ukazatel jejich stáří. Byli odchytáváni i samci a samice, kteří byli rovněž změřeni (délky křídel a letek), zváženi a okroužkováni a podle barvy letek stanoveno i jejich stáří.

Pravidelně byl tedy sledován osud každého hnízda včetně ztrát na vejcích i mlád'atech. Bylo tak možno určit predaci kunou lesní, úhyn mlád'at (jejich opuštění z neznámých příčin či z dlouhodobého nedostatku potravy), kainismus (v případech, kdy již v budce nebyla s mlád'aty samice) a kronismus (v budce ještě byla samice s mlád'aty).

6.2. Výsledky

6.2.1. Počet zahnízdění

V zájmovém území bylo ve vyvěšených budkách v letech 2006–09 zjištěno celkem 66 zahrnutí sýce rousného, z nichž 38 (58 %) bylo klasifikováno jako úspěšná, 28 hnízdění (42 %) nebylo dokončeno (tab. 15).

Tab. 15: Počty hnízdění v jednotlivých letech

	2006	%	2007	%	2008	%	2009	%	suma	průměr	%
celkem zahrnutí	24	100	11	100	14	100	17	100	66	16,5	100
dokončené hnízdění	15	63	8	73	7	50	8	47	38	9,5	58
nedokončené hnízdění	9	37	3	27	7	50	9	53	28	7,0	42

6.2.2. Snůšky

V r. 2006 snesly samice 111 vajec, v r. 2007 59, v r. 2008 43 a v r. 2009 58 vajec (obr. 5 – příloha). Průměrná snůška činila v r. 2006 4,6 vajec, v r. 2007 5,4, v r. 2008 3,1 a v r. 2009 3,4 vajec. Největší snůšky byly tedy kladeny v potravně silném roce 2007, nejmenší v potravně slabých letech 2008 a 2009. Průměrná snůška v závislosti na potravní nabídce je patrná z obr. 6 (příloha).

6.2.3. Líhnutí mlád'at

V r. 2006 se vylíhlo 74 mlád'at (úspěšnost líhnutí byla u snůšek, ve kterých bylo dokončeno líhnutí 85,7 %), v r. 2007 48 mlád'at (úspěšnost líhnutí snůšek s dokončeným líhnutím 92,3 %), v r. 2008 23 mlád'at (úspěšnost líhnutí snůšek s dokončeným líhnutím 88,5 %) a v r. 2009 32 mlád'at (úspěšnost líhnutí snůšek s dokončeným líhnutím 100 % – (tab. 16). Srovnání jednotlivých let z hlediska líhnutí mlád'at je také v obr. 7 (příloha).

6.2.4. Vylétlá mlád'ata

V r. 2006 vylétlo z budek 39 mlád'at (úspěšnost vylétnutí byla u snůšek, ve kterých bylo dokončeno hnízdění 52,0 %), v r. 2007 38 mlád'at (úspěšnost vylétnutí u dokončených hnízdění 84,4 %), v r. 2008 21 mlád'at (úspěšnost vylétnutí u dokončených hnízdění 80,8 %) a v r. 2009 13 mlád'at (úspěšnost vylétnutí u dokončených hnízdění 40,6 %). Průměrně ve všech letech vylétlo 64,5 % mlád'at na každé ukončené hnízdění – tab. 16. Počty vylétlých mlád'at během jednotlivých let také viz. obr. 8 (příloha).

Nejvíce vylétlých (a také vylíhlých) mlád'ata připadalo tedy na potravně nejlepší rok 2007 (tab. 16).

Tab. 16: Úspěšnost líhnutí mlád'at a úspěšnost vylétnutí mlád'at v jednotlivých letech

rok	vylíhlá mlád'ata		vylétlá mlád'ata	
	dokončená líhnutí	všechna hnízdění	dokončená hnízdění	všechna hnízdění
2006	85,7 %	66,7 %	52,0 %	35,1 %
2007	92,3 %	81,4 %	84,4 %	64,4 %
2008	88,5 %	53,5 %	80,8 %	48,8 %
2009	100 %	55,2 %	40,6 %	22,4 %
průměr	91,6 %	64,2 %	64,5 %	42,7 %

6.2.5. Datum zahnízdění

V r. 2006 zahnízdil 1. pár 10.4. a poslední pár 29.5., tedy 49 dní po 1. páru. Nejvíce párů (66,7 %) zahnízdilo mezi 10.–30.4.

V r. 2007 byla situace odlišná a 1. pár zahnízdil již 7.3. a poslední pár 16.5., období mezi zahnízděním 1. a posledního páru bylo tedy 70 dní. Největší procento párů (54,5 %) zahnízdilo v období 10.–30.3., tedy o měsíc dříve než v r. 2006.

V r. 2008 zahnízdila 1. samice 10.3. a poslední 8.5., časové rozmezí mezi snůškou těchto samic je tedy 59 dní. Nejvíce párů (50 %) zahnízdilo v období mezi 30.3. a 20.4.

V r. 2009 zahnízdila 1. samice 9.4. a poslední 30.5., tedy 51 dní po 1. páru. Největší procento párů (76,5 %) zahnízdilo mezi 10.–30.4., tedy ještě více než v r. 2006 (příloha – obr. 9).

6.2.6. Vztah k průměrné teplotě

Průměrné teploty v době zahnízdění největšího počtu párů se pohybovaly mezi 7–8°C. Obr. 10 (příloha) prezentuje vývoj průměrných teplot vzduchu v jednotlivých letech od ledna do července. V tab. 17 jsou shrnuta zjištěná data týkající se období zahnízdění včetně příslušných průměrných teplot.

Zajímavé je, že v nejúspěšnějším roce 2007 byly průměrné teploty v době hnízdění nejnižší. Naznačuje to, že rozhodujícím faktorem pro začátky zahnízdění i délku trvání hnízdění období nebude teplota, ale množství a dostupnost potravy.

Tab. 17: Vztah teploty a snůšek

rok	první snůška	poslední snůška	interval /dní/	nejvíce párů	průměrná teplota v období s nejvíce zahnízdivšími páry /C°/
2006	10.4.	29.5.	49	10.4 - 30.4.	8,1
2007	7.3.	16.5.	70	10.3. - 30.3.	5,5
2008	10.3.	8.5.	59	30.3. - 20.4.	7,7
2009	9.4.	30.5.	51	10.4.- 30.4.	9,9

6.2.7. Polygynie, sekvenční polyandrie, druhé hnízdění

Během let 2006–09 byly ve sledované oblasti zaznamenány celkem tři případy polygynie u dvou samců. První samec hnízdil se dvěma samicemi v r. 2006 i 2007, druhý samec byl polygynní pouze v r. 2007.

Samec č. kroužku EN02904 hnízdil v r. 2006 se dvěma samicemi, a to nejprve 10.4. v budce 92 a 25.5. v budce 541. Obě samice snesly dohromady 10 vajec (5 a 5), z nichž se vylíhlo 5 mlád'at (3 a 2) a z budek vylétla pouze 3 mlád'ata (2 a 1). Úspěšnost líhnutí byla tedy 60 a 40 %, úspěšnost vylétnutí mlád'at 40 a 20 %. O rok později tento samec opět zahnízdil se dvěma samicemi, a to 14.4. v budce 565 a 16.5. v budce 46 (v bobou případech s odstupem 1–1,5 měsíce). Samice snesly dohromady 11 vajec (6 a 5), z nichž se vylíhlo 11 (6 a 5) mlád'at a budku opustilo 8 (4 a 4) mlád'at. Úspěšnost líhnutí byla v obou hnízděních stejná, a to 100 %, úspěšnost vylétnutí mlád'at 67, resp. 80 %.

Druhý polygynní samec č. kroužku EN02966 zahnízdil 14.3. 2007 s první samicí v budce 650 a 26.3. 2007 s druhou samicí v budce 408 (odstup jen necelých 14 dní). Samice snesly 7 vajec (4 a 3), z nichž se vylíhlo 6 mlád'at (4 a 2) a všechna vylíhlá mlád'ata úspěšně opustila budky. Úspěšnost líhnutí mlád'at byla v 1. případě 100 %, v 2. 67 %, stejně jako úspěšnost vylétnutí mlád'at, tedy 100 % a 67 %.

Dvě úspěšná zahníždění jedné samice v průběhu jedné sezóny byla během 4 sledovaných let zaznamenána pouze jednou. V r. 2007 samice č. E305748 zahníždila poprvé 7.3. a podruhé 16.5. – toto druhé hníždění bylo shodou okolností uskutečněno s výše uvedeným polygynním samcem EN02904 (budka 46). Během prvního hníždění v budce 577 snesla 7 vajec, z nichž se vylíhlo 7 mlád'at a všechna úspěšně opustila budku (druhé hníždění viz výše). Obě budky byly od sebe vzdálené 1200 m.

Za celou dobu studia hnízdění biologie sýce rousného v Krušných horách v letech 2000–09 byla polygynie zjištěna dvakrát v r. 2004 (Zárybnická) a v obou uvedených letech 2006 a 2007. Další druhé hníždění bylo doloženo ještě v r. 2002. Kromě toho byla zjištěna ještě 4 náhradní hníždění – 2x v r. 2002 a 2x v r. 2004.

6.2.8. Úspěšnost hníždění – příčiny nedokončených hníždění

V letech 2006 a 2008 úspěšně vyhníždilo úspěšně více než 50 % párů. Rok 2007 byl z hlediska úspěšnosti hníždění výjimečný, protože úspěšně vyhníždilo téměř 75 % párů. V r. 2009 vyhníždilo nejméně párů – 47 %. Nejčastěji je hníždění neúspěšné díky opuštění hnízda rodiči (23 %), a to buď z nedostatku potravy, prudké změny počasí (platí hlavně u vajec) nebo z blíže nezjištěných příčin. Druhou hlavní příčinou nedokončeného hníždění je predace (20 %). Podrobné shrnutí výsledků viz tab. 18 a obr. 12 (příloha).

Tab. 18: Výsledky hníždění v letech 2006–09

	2006	2007	2008	2009	suma	průměr
úspěšnost hníždění	62,5 %	72,7 %	50,0 %	47,1 %	61,2 %	58,1 %
predace (kuna) - celkem	3	1	4	5	13	3,3
%	12,5 %	9,1 %	28,6 %	29,4 %	26,5 %	19,7 %
opuštění hnízda - celkem	6	2	3	4	15	3,8
%	25,0 %	18,2 %	21,4 %	23,5 %	30,6 %	22,7 %
opuštění - neznámý důvod	3	2	2	0	7	1,8
%	12,5 %	18,2 %	14,3 %	0 %	14,3 %	11,3 %
opuštění - nedostatek potravy	3	0	1	4	8	2,0
%	12,5 %	0 %	7,1 %	23,5 %	16,3 %	10,8 %

6.2.9. Ztráty vajec a mlád'at

Během 4 let uhynulo v budkách 66 mlád'at a 94 vajec se nevylíhlo. Ztráty na vejcích i na mlád'atech byly v prvních dvou letech víceméně totožné, dá se k nim přiřadit i r. 2009, protože v těchto třech letech byl poměr ztrát na mlád'atech ku ztrátám na vejcích 42–49 %: 51–58 %. Odlišný byl r. 2008, kdy uhynula pouze 2 mlád'ata (9 %) a všechny ostatní ztráty (91 %) byly na vejcích (vše tab. 19.)

Tab. 19: Ztráty vajec a mlád'at v letech 2006–2009

2006	ztráty vajec	ztráty mlád'at
Suma	37	35
%	51,39 %	48,61 %
Průměr/hnízdo	1,54	1,46

2007	<i>ztráty vajec</i>	<i>ztráty mlád'at</i>
Suma	11	10
%	52,38 %	47,62 %
Průměr/hnízdo	1,00	0,91
2008	<i>ztráty vajec</i>	<i>ztráty mlád'at</i>
Suma	20	2
%	90,91 %	9,09 %
Průměr/hnízdo	1,43	0,14
2009	<i>ztráty vajec</i>	<i>ztráty mlád'at</i>
Suma	26	19
%	57,78 %	42,22 %
Průměr/hnízdo	1,53	1,12
Celkem 2006-2009	<i>ztráty vajec</i>	<i>ztráty mlád'at</i>
suma	94	66
%	58,75 %	41,25 %
průměr/rok	23,50	16,50
SD	10,91	14,15

Největší podíl na ztrátách mělo opuštění hnízda rodiči (17,3 %), následované predací (14,0 %), kainismem a kronismem (nelze je dosti spolehlivě od sebe odlišit – 13,2 %) – tab. 20.

Tab. 20: Příčiny ztrát vajec a mlád'at v jednotlivých letech

	<i>kainismus</i>	<i>kronismus</i>	<i>predace</i>	<i>opuštěno</i>	<i>nevylíhlé vejce</i>	<i>jiný</i>
2006						
suma	16	15	7	21	12	1
%	14,4 %	13,5 %	6,3 %	18,9 %	10,8 %	0,9 %
průměr/hnízdo	0,7	0,9	0,3	0,9	0,5	0,04
2007						
suma	1	0	7	7	4	2
%	1,7 %	0 %	11,9 %	11,9 %	6,8 %	3,4 %
průměr/hnízdo	0,1	0	0,6	0,6	0,4	0,1
2008						
suma	2	0	11	6	3	0
%	4,7 %	0 %	25,6 %	14,0 %	7,0	0 %
průměr/hnízdo	0,1	0	0,8	0,4	0,2	0,1
2009						

	<i>kainismus</i>	<i>kronismus</i>	<i>predace</i>	<i>opuštěno</i>	<i>nevylíhlé vejce</i>	<i>jíný</i>
suma	2	0	13	13	4	17
%	3,0 %	0 %	22,41 %	22,41 %	6,80 %	29,31 %
průměr/hnízdo	0,12	0	0,76	0,76	0,24	1,00
celk. 2006-2009						
suma	21	15	38	47	23	20
%	7,7 %	5,5 %	14,0 %	17,3 %	8,5 %	7,4 %
průměr/hnízdo	0,32	0,23	0,58	0,71	0,35	0,30
SD	8,4	8,7	2,3	8,4	4,9	1,0

6.2.10. Věk

Nejspolehlivějším ukazatelem věku hnízdících ptáků je kroužkování. Další způsob je zjišťování barevného odstínu 10 ručních letek číslovaných od těla směrem ke konci křídla. První letka (počítáno od těla) má číslo 1 a poslední na konci křídla má číslo 10. Při prvním pelichání se většinou vymění letky 10–6, při druhém 7–3, při třetím 10–7 a 4–1. Metodika byla vyvinuta určováním 21 samic a 19 samců známého věku, viz obr. 11. (Hörnfeldt 1988). Uvedená metoda je podle našich zkušeností v praxi často obtížně aplikovatelná. Zejména při určování věku samců lze barevný odstín letek velmi špatně odlišit, což je způsobeno tím, že se určují během noci při umělém osvětlení (různé typy svítlen, světla automobilu), a záleží tak na subjektivním názoru pozorovatele. Určování samic probíhá ve dne, čímž tento problém odpadá. Zjištěný věk byl při vyhodnocování používán jako jeden z doplňujících faktorů ovlivňující úspěšnost hnízdění.

Při zpracovávání výsledků byly vyřazeny sporné údaje a určení jedinci byli rozděleni do 3 věkových kategorií: 1 rok, 2 roky, 3 a více let. Úspěšně se podařilo do r. 2008 určit věk u 40 (81,6 %) samic a 25 (51,0 %) samců. U samců i samic převládala 3. věková kategorie (68 % samci, 40 % samice), 2. věková kategorie byla zastoupena u obou pohlaví shodně (20 %). Jednoletých samic bylo 37,5 %, jednoletých samců pouze 12 %. Nejpestřejší byla v r. 2006 a nejméně variabilní v r. 2007. V r. 2006 hnízdila nejmladší populace.

6.2.11. Věrnost místu hnízdění

Samice

Během čtyř let sběru dat se podařilo odchytnout 49 (75,4 %) ze všech 65 hnízdících samic (jedna samice zahnízdila v jednom roce dvakrát). Získaná data byla porovnána s kroužkováním v předchozích letech (1999–2007). Při odchycích bylo zjištěno 15 (30,6 %) samic, které hnízdily v zájmové oblasti opakovaně, byly tedy věrné hnízdnímu místu (dále jen rezidentní samice). Pouze 2 samice (4,1 %) zahnízdily ve dvou po sobě následujících letech ve stejné budce, kde v obou případech úspěšně vyhnízdily. Všechny zjištěné rezidentní samice (kromě jedné) byly starší než 3 roky.

Celkem bylo zaznamenáno 7 samic, které se vylíhly ve sledované oblasti (za 10 let kroužkování a tedy za 9 let kontrol).

Samci

Během čtyř let bylo chyceno 43 samců z celkových 66 hnízdění (65,3 %). V prvním. roce (2006) byli samci pouze okroužkováni a předpokládalo se, že v dalších letech bude zjištěno

značné množství samců věrných hnízdnímu místu (dále jen rezidentních samců), což potvrzuje např. Korpimäki (1981). V letech 2007–09 se podařilo odchytit 27 samců z 42 hnízdících párů (64,3 %). U 15 z nich byla zjištěna věrnost zájmové oblasti (55,6 %). Celkem 5 samců (18,5 %) zahnízdilo v následujícím roce ve stejné budce. Všichni zjištění rezidentní samci byli starší než 3 roky.

Dosud byli zaznamenáni pouze 3 hnízdící samci (7,0 %), kteří pocházeli ze zájmové oblasti (pouze za 4 roky kroužkování a tedy za 3 roky kontrol).

7. Ochrana budek proti predaci kunou lesní

7.1. Metodika

Protože kuny patří mezi nejvýznamnější predátory dutinových hnízdičů, začala být v r. 2006 aplikována ochrana proti nim, a to trus velkých kočkovitých šelem a imitace lidského potu (přípravek Hukinol). Trus byl volně pokládán k hnízdnímu stromu, imitace lidského potu byla aplikována na hadřík v plastovém kelímku zavěšeném na strom dnem vzhůru cca 1 m nad terénem. Za prokazatelnou predaci kunou byly považovány jen ty případy, kdy byly ve vchodu do budky nalezeny její chlupy či v okolí trus (často přímo na střeše budky) a skořápky vajec. Ostatní případy byly klasifikovány jako jiné ztráty (opuštění z neznámých příčin či z dlouhodobého nedostatku potravy) či syngenofagie (sežrání mláďete staršími sourozenci – kainismus, nebo samicí – kronismus).

7.2. Výsledky

V letech 2006–09 bylo zjištěno 13 případů (19,6 % z celkového počtu 66 hnízd) predace kunou lesní. V r. 2006 bylo zjištěno 12,5 %, v r. 2007 9,1 %, v r. 2008 28,6 % a v r. 2009 29,4 %.

Protože však některá hnízda nebyla chráněna vůbec (většinou zničena ještě před aplikací ochrany), predace pouze na ochráněných hnízdech byla nižší než je uvedeno výše. Průměrně nebylo ochráněno 12,9 % hnízd, a to 12,5 % v r. 2006, 0 % v r. 2007, 21,4 % v r. 2008 a 17,6 % v r. 2009. Na ostatních hnízdech byla ochrana aplikována, a to v r. 2006 obě opatření zároveň a v ostatních 3 letech vždy každé zvlášť. V r. 2007 bylo 54,6 % hnízd chráněných trusem a 45,4 % Hukinolem, v r. 2008 35,7 % trusem a 42,7 % Hukinolem a v r. 2009 po 41,2 % trusem i Hukinolem.

Na ochráněných hnízdech byla v r. 2006 výše predace 4,2 %, v r. 2007 9,1 %, v r. 2008 21,4 % a v r. 2009 11,8 %; průměrně tedy 11,6 %. Rozdíl oproti nechráněným hnízdům je nesignifikantní, což je také pravděpodobně způsobeno malým množstvím dat (t-test, $p = 0,05$). Na hnízdech ochráněných Hukinolem byly zjištěny následující hodnoty predace: 2006 4,2 %, 2007 0,0 %, 2008 7,1 %, 2009 11,8 %. U hnízd chráněných trusem byly zjištěny poněkud vyšší hodnoty: 2006 4,2 %, 2007 9,1 %, 2008 14,3 %, 2009 0 %. Podrobné hodnoty jsou uvedeny v tab. 21, obr. 13, 14.

Tab. 21: Data o predaci na chráněných (T – trusem a P – Hukinolem) a na nechráněných hnízdech

	2006	2007	2008	2009	suma	průměr
predace - kuna/celkem	3	1	4	5	13	3,3
	12,5 %	9,1 %	28,6 %	29,4 %		19,9 %
predace - kuna/s ochranou	1	1	3	2	7	1,8
	4,2 %	9,1 %	21,4 %	11,8 %		11,6 %

	2006	2007	2008	2009	suma	průměr
Predace - kuna/bez ochrany	2	0	1	3	6	1,5
	66,7 %	0 %	33,4 %	100 %		50,0 %
predace - kuna/s ochranou T	1	1	2	0	4	1,0
	4,2 %	9,1 %	14,3 %	0 %		6,9 %
predace - kuna/s ochranou P	1	0	1	2	4	1,0
	4,2 %	0 %	7,1 %	11,8 %		5,8 %
hnízda chráněná trusem	21	6	5	7	39	9,8
	87,5 %	54,6 %	35,7 %	41,2 %		54,8 %
hnízda chráněná Hukinolem	21	5	6	7	39	9,8
	87,5 %	45,5 %	42,9 %	41,2 %		54,3 %
hnízda nechráněná	3	0	3	3	9	2,3
	12,5 %	0 %	21,4 %	17,6 %		12,9 %

8. Stanovení velikosti domovských okrsků

8.1. Metodika

Jde o stanovení velikosti domovských okrsků samců sýce rousného, kteří zásobují samici inkubující vejce a krmící v budce mláďata zhruba do 3 týdnů jejich věku.

Samci byli odchyťováni vždy během noci, kdy nosili potravu do hnízdní budky. Odchyt byl prováděn buď do nárazové sítě umístěné přibližně 3 m před hnízdní budku, nebo do sklapovací pasti připevněné přímo na hnízdní budce před vletovým otvorem. Na chycené samce byla následně připevněna ocasní vysílačka vážící 2,1 g. Vysílačky byly přivazovány nitěmi, které jsou jejich součástí a přilepovány vteřinovým lepidlem ke dvěma prostředním ocasním perům. Samci byli poté opět vypuštěni na místě odchyty. Detailní návod, jak připevnit tyto vysílačky uvádí např. Kenward (2001). Díky malé váze vysílaček bylo dodrženo doporučení, aby jejich váha nepřekročila 3 % tělesné váhy sledovaných jedinců (Withey et al. 2001). Výhodou použitého typu vysílačky je kromě malé váhy především to, že z ptáků sama odpadne nejpozději během přepelichání.

Se sledováním během nocí se začalo nejdříve 5 dnů po připevnění vysílačky tak, aby si na ni mohl každý jedinec zvyknout a nebyl tak případně ovlivněn sběr dat (White, Garrott 1990, Kenward 2001, Withey et al. 2001). Většina samců byla následně telemetrována po dobu 5 nocí. Záměrem bylo odtelemetrovat jedince v době jejich maximálního loveckého úsilí, tedy v době, kdy bylo potomstvo staré přibližně 15 a více dnů. Samci byli sledováni pomocí VHF telemetrie. Jedná se o radiovou telemetrii využívající velmi krátkých vln (mezi 30 a 300 miliony cyklů za vteřinu), neboli frekvence 30–300 MHz, označované jako pásmo metrových vln. Použité vysílačky vysílaly na frekvencích 150–151 MHz. Lokalizování bylo prováděno pomocí radiových přijímačů AOR a Yupiter spojených s trojdílnými Yagi anténami za součinnosti dvou osob, které v jednom okamžiku samce zaměřovaly a za pomoci kompasu určovaly jeho stanoviště na průsečíku obou zaměřených směrů. Místa, kde v daný okamžik stáli pozorovatelé, byla zaznamenávána pomocí GPS přijímačů. Pro každou lovnou lokaci byl zaznamenán přesný čas, GPS souřadnice pozorovatelů, úhel, odkud přicházel signál vysílačky, typ chování sledovaného jedince (lov či výskyt u hnízdní budky) a síla přichozího signálu z vysílačky. Pokud to bylo možné, byly tyto lokace zaznamenávány podle předem pevně stanoveného plánu v 10minutovém intervalu. Jednotlivé lokace nočního lovu byly následně

určeny triangulací nad mapou v softwaru ArcGis 9.2. Denní lokace byly ve většině případů získány přímým vizuálním dohledáním odpočívajících samců, nebo byly získány pomocí stejné metodiky jako lokace lovné. U lokací při přímém dohledání jedinců byl zaznamenáván přesný čas, výška posedu, GPS souřadnice posedu, druh dřeviny a byla odhadnuta hustota porostu v nejbližším okolí.

Pro každého sledovaného jedince byly stanoveny dva typy domovského okrsku. Noční lovný, založený na nočních lokacích a denní odpočinkový, založený na denních lokacích. Vzhledem k tomu, že samci zásobují potravou samici inkubující vejce a krmící v budce mláďata až do 3 týdnů jejich věku (Korpimäki 1981), určuje velikost domovského okrsku v době hnízdění hlavně samec. Samice v té době téměř neopouští hnízdní budku (podle Zárbnické 2009 21–25 dní), pouze v průběhu noci několikrát vylétne jen na dobu několika minut (podle Zárbnické 2009 dvakrát za noc – do stárí mláďat 14 dnů 6–7 min. do 21 dnů 21 min). Je tedy velmi pravděpodobné, že se zdržuje jen v blízkosti hnízda po dobu nezbytnou k tomu, aby se vykálela, případně převzala od samce potravu (Drdáková, Zárbnický 2003).

Konkrétní tvary a rozlohy lovných okrsků byly stanoveny pomocí dvou rozdílných metod. První z nich je metoda minimálního konvexního polygonu (MCP), pomocí které byly stanoveny také odpočinkové okrsky. Druhou je metoda jádrového odhadu hustoty (KDE). Byla použita fixní varianta jádrového odhadu s rastrovým rozlišením 25x25 pixelů. Vyhlašovací parametr byl stanoven metodou LSCV. Způsob vyhodnocení tak sledoval doporučené postupy (Seaman et Powell 1996, Seaman et al. 1999, Powell 2000).

Téměř všechny analýzy dat byly provedeny v programu ArcGis 9.2 a jeho volně dostupné extenzi Home Range Tools (Rodgers et al. 2007). V tomto softwaru byly tedy stanoveny celkové rozlohy a tvary lovných a odpočinkových okrsků, tvary a rozlohy okrsků využitých jedinci každou jednotlivou noc, překrytí lovných a odpočinkových okrsků, překrytí okrsků jednotlivých nocí, trasy pohybu sledovaných jedinců během jednotlivých nocí, vzdálenosti lovných a odpočinkových lokací od hnízdní budky a délky zaznamenaných lovných okrsků. Překrytí okrsků bylo spočteno dle metody, kterou uvádějí Sonerud et al. (1986).

8.2. Výsledky

V průběhu hnízdních sezón 2006–2009 bylo v Krušných horách odchyceno a vysílačkou označeno celkem 16 samců sýce rousného. Následný sběr dat však neproběhl vždy přesně podle plánu. V sezóně 2007 čtyři z pěti samců ztratili připevněné vysílačky a jejich sledování tak muselo být předčasně ukončeno. Další problémy se občas vyskytly s používanou technikou, jindy nějakou dobu trvalo, než byli jedinci v členitém terénu vůbec objeveni a v neposlední řadě zasáhly do sledování rozmary počasí. Bylo tak někdy obtížné dodržet plán a zaznamenávat místa výskytu sýce přesně v intervalu 10 minut. Výše zmíněné okolnosti způsobily, že někteří jedinci nemohli být zařazeni do souhrnných analýz a velikost datového vzorku „n“ tak neekoresponduje s celkovým počtem vysílačkou označených jedinců.

8.2.1. Výsledky nočního sledování

Během nočního lovu bylo telemetricky sledováno 15 samců sýce rousného. Jejich lovné domovské okrsky byly celkově stanoveny z 1556 lokací zaznamenaných v průběhu 71 nocí. Jedinci byli sledováni celkem 360 hodin čistého času. Jak bylo již zmíněno, sběr dat neproběhl vždy hladce a kvůli nedostatku dat nemohly být některé okrsky a jednotlivé noci pozorování zahrnuty do celkových analýz. Konkrétně nebyl zahrnut okrsek samce KH 409 ze sezóny 2006, okrsky KH 402 a KH 408 z r. 2007 a okrsek KH 846 z r. 2009. Okrsky samců KH 409 a KH 846 byly ovlivněny především úhynem všech mláďat patrně z důvodu nedostatku potravy; dva další okrsky byly ovlivněny ztrátou vysílaček v průběhu sledování. Z těchto důvodů byly tyto okrsky z celkové analýzy vyřazeny, zahrnuto tedy bylo celkem 11 lovných okrsků. Průměrná

velikost lovného okrsku pomocí metody 90% fixního jádrového odhadu byla stanovena na 182,2 ha (tab. 22), dále je v tabulce uvedena průměrná velikost okrsku pomocí 95% KDE a MCP, průměrná délka okrsků (vzdálenost dvou nejzazších lokací) a průměrný počet lokací na okrsek.

Další částí souhrnného vyhodnocení jsou výsledky zjištěné během jednotlivých nocí pozorování. Do této analýzy byly zahrnuty pouze noci, kdy bylo zaznamenáno 15 a více lokací, celkem bylo tedy použito 51 nocí. Průměrná velikost okrsku využitého samci každou noc byla pomocí metody MCP spočtena na 87,4 ha (tab. 22), dále je uvedena průměrná hodnota počtu lokací na noc, délek jednonočních okrsků, nalétaných vzdáleností jednotlivými samci za noc, doby sledování na noc a maximální a minimální vzdálenosti lovicích sýců od hnízdní budky. Posledním údajem v tab. 22. je průměrná vzdálenost lovicích samců od hnízdní budky. Uvedená hodnota je průměrem spočteným z průměrů vzdáleností jednotlivých nocí, podobně směrodatná odchylka je průměrem zjištěných směrodatných odchylek; medián udává střední hodnotu průměrů vzdáleností samců při lovu od hnízdní budky.

Tab. 22: Souhrnné výsledky nočního sledování sýců rousných v Krušných horách

NOC	velikost vzorku	průměr	sm. odch.	medián	měrná jednotka
počet lokací	11 okrsků	124,2	26,9	129,0	–
KDE 90 %	11 okrsků	182,2	48,4	170,9	ha
KDE 95 %	11 okrsků	224,9	60,6	208,3	ha
MCP	11 okrsků	218,1	67,6	226,3	ha
délka MCP	11 okrsků	2402	589	2371	m
počet lokací na noc	51 nocí	26,4	5,9	26,0	–
MCP jednotlivých nocí	51 nocí	87,4	49,2	79,9	ha
délka MCP jednotl. nocí	51 nocí	1630	511	1564	m
celk. nalétaná vzdálenost	51 nocí	8,367	2,532	8,180	km
doba sledování	51 nocí	5,7	1,3	5,7	hod
maxim. vzdálenost od budky	51 nocí	1229	358	1151	m
minim. vzdálenost od budky	51 nocí	146	141	112	m
průměrná vzdálenost od budky	51 nocí	624	305	581	m

Největší lovný okrsek pomocí 90% KDE byl zaznamenán pro samce KH 405, má rozlohu 288,9 ha (tab. 23), v tabulce jsou dále uvedeny velikosti všech jednotlivých okrsků stanovených pomocí metod KDE a MCP, počty lokací, na jejichž základě byly okrsky stanoveny, sezóna jejich zaznamenání a délka okrsků stanovených metodou MCP. Vzájemná poloha okrsků v jednotlivých sezónách je zobrazena v příloze, obr. 15–18.

Tab. 23: Velikosti jednotlivých lovných okrsků samců z Krušných hor

samec	sezóna	počet lokací	KDE 90% rozloha [ha]	KDE 95% rozloha [ha]	MCP rozloha [ha]	délka MCP [m]
KH 20	2006	167	164,4	208,3	244,9	3068
KH 91	2006	123	215,1	276,6	304,5	3168
KH 100	2006	134	105,1	127,5	123,5	1967
KH 409	2006	76	82,4	100,4	86,8	1507
KH 577	2006	128	158,4	200,3	193,7	1837
KH 402	2007	20	97,1	123,6	128,3	1652
KH 408	2007	35	255,5	323,4	304,6	3368
KH 504	2007	65	171,0	208,1	166,3	1740
KH 565	2007	138	170,9	222,6	226,3	2371
KH 79	2008	107	223,9	268,9	245,9	2896
KH 402	2008	151	220,2	260,4	264,8	2585
KH 405	2008	129	288,9	359,0	343,2	3238
KH 650	2008	134	146,6	173,7	147,1	1578
KH 67	2009	90	140,1	168,0	139,3	1971
KH 846	2009	59	90,0	110,6	133,1	2033

Pomocí Spearmanova korelačního koeficientu bylo testováno, zda se velikost lovných okrsků mění podle výše potravní nabídky v jednotlivých sezónách (ks/100 past'onocí). Výsledek nebyl statisticky významný ($r_s = 0,2426$, $n = 12$, $p > 0,05$).

Způsob vyhodnocení okrsků jednotlivých nocí, tras pohybu a zjištěné výsledky jednotlivých nocí sledování (datum každé noci pozorování, počet lokací zaznamenaných danou noc, plocha využitá jedincem danou noc stanovená metodou MCP, délka každého polygonu, minimální, maximální a průměrná vzdálenost jedince během lovu od hnízdní budky, vzdálenost nalétaná jedincem danou noc a doba sledování během dané noci) jsou uvedeny na příkladu samce KH 402 z hnízdní sezóny 2008 (tab. 24). Uvedené hodnoty jednotlivých veličin jsou vizualizovány na obr. 19–21 – příloha.

Tab. 24: Charakteristiky jednotlivých nocí sledování samce KH 402

datum	počet lokací	MCP [ha]	délka MCP [m]	min. [m]	max. [m]	průměr [m]	sm. odch. [m]	nalétaná vzdálenost [m]	doba sledování [min]
18-190508	36	112,7	2098	85	1204	505	329	9864	417
22-230508	31	140,4	1913	81	1146	465	280	10276	373
23-240508	25	106,0	1564	178	1458	939	397	6117	299
24-250508	29	109,6	1432	114	955	492	276	8543	325
29-300508	30	66,8	1399	48	785	368	235	5717	347
průměr	30,2	107,1	1681	101	1110	539	suma	40517	1761
sm. odch.	3,5	23,5	277	44	229	354	průměr	8103	352

8.2.2. Výsledky denního sledování

Celkem bylo v průběhu studie zaznamenáno 220 denních odpočinkových lokací. Z tohoto počtu bylo přímým dohledáním získáno 144 lokací, z nichž u 126 byl určen konkrétní využitý druh dřeviny. Mezi tyto lokace spadá jedna jediná získaná pro samce KH 542 (2007), jehož vysílačka byla další den dohledána v podrostu; tento jedinec tak nebyl jako jediný

sledován během nočního lovu. Přímým dohledáváním samců během odpočinku bylo zjištěno, že naprostá většina odpočinkových míst se nalézá ve zbytcích starších porostů smrku ztepilého (89 % všech případů, viz obr.22 – příloha.).

Průměrná velikost denního odpočinkového okrsku byla stanovena metodou MCP na 49,5 ha z celkového počtu 15 okrsků (tab. 25), dále je uvedena průměrná hodnota počtu lokací na okrsek, maximální a minimální vzdálenosti odpočívajících samců od hnízdní budky, vzdáleností od budky, spočtená z průměrů pro jednotlivé okrsky a překrytí odpočinkových a lovných okrsků stanovených metodou MCP.

Tab. 25: Souhrnné výsledky denního sledování sýců rousných v Krušných horách

DEN	velikost vzorku	průměr	sm. odch.	medián	měrná jednotka
počet lokací	15 okrsků	14,6	7,3	12	–
MCP	15 okrsků	49,5	56,3	26,5	ha
maximální vzdálenost od budky	15 okrsků	1072	448	1140	m
minimální vzdálenost od budky	15 okrsků	360	420	173	m
průměrná vzdálenost od budky	15 okrsků	678	219	605	m
překrytí MCP noci a dne	15 okrsků	29,2	24,3	20,3	%

Největší odpočinkový okrsek pomocí MCP s rozlohou 212,1 ha byl zaznamenán pro samce KH 405 (viz tab. 26), v tabulce jsou dále uvedeny podrobné informace o všech 15 zaznamenaných odpočinkových okrscích. Jedná se o velikosti jednotlivých okrsků stanovených metodou MCP, počty lokací, z nichž byly okrsky vykresleny, období sběru dat a minimální, maximální a průměrné vzdálenosti odpočinkových lokací od hnízdních budek. Graficky jsou odpočinkové okrsky znázorněny v příloze., obr. 22.

Tab. 26: Velikosti jednotlivých odpočinkových okrsků samců z Krušných hor

samec	datum	počet lokací	MCP rozloha [ha]	minimum [m]	maximum [m]	průměr [m]	sm. odch. [m]
KH 20	13-290606	16	26,5	117	632	347	179
KH 91	2205-260606	20	65,0	66	1313	552	396
KH 100	2205-290606	26	79,3	173	1031	605	234
KH 409	2105-280606	20	63,8	76	1294	663	295
KH 577	15-290606	9	5,9	349	631	552	100
KH 402	12-200507	7	3,5	46	449	305	150
KH 408	3-50507	7	26,1	1429	1909	1554	169
KH 504	12-220507	9	42,3	275	1253	701	338
KH 565	2705-10707	18	4,2	636	1667	910	206
KH 79	19-270608	6	7,6	419	718	583	109
KH 402	1105-270608	25	137,4	76	1140	705	351
KH 405	505-270608	27	212,1	77	1180	651	364
KH 650	5-220608	11	16,6	128	514	314	146
KH 67	2805-50609	6	4,8	288	713	581	152
KH 846	2805-160609	12	47,6	439	1295	653	233

Zjištěné odpočinkové okrsky jsou poměrně malé a jsou někdy až o dva řády menší, než okrsky lovné. Když vyřadíme 8 okrsků stanovených z nejmenšího počtu lokací a zahrneme 7 zbylých s 16 a více lokacemi, průměrný odpočinkový okrsek (49,5 ha) se zvětší. Pak dostaneme průměrnou velikost odpočinkového okrsku 84,0 ha ($\pm 65,2$ ha, medián 65,0 ha). Tato skutečnost rovněž vypovídá o specifických nárocích sýců na odpočinková místa ve sledované oblasti. Jelikož ploch starších porostů smrku ztepilého je v oblasti poměrně málo, jsou rozmístěny nepravidelně a mozaikovitě, zdržovali se samci při odpočinku často na stejných místech. V tomto směru byli extrémem dva samci, kteří byli při odpočinku zastiženi vícekrát než jednou na stejném stromě a dokonce na stejné větvi. Byl to samec KH 565, u kterého bylo 17 z 18 odpočinkových lokací zaznamenáno v jednom fragmentu lesa, čemuž také odpovídá rozloha jeho denního okrsku (4,2 ha), která je druhá nejmenší. Samec byl na stejné větvi dohledán 10., 11. a 13. 6. 2007. Druhým byl samec KH 402, dohledaný na stejné větvi 8. a 9. 6. 2008, jehož odpočinkový okrsek (137,4 ha) je naopak druhý největší.

9. Charakteristiky porostů v lovných a odpočinkových okrscích

9.1. Metodika

Pro stanovení habitatových preferencí bylo nezbytné nejprve vytvořit chybějící vstupní mapové vrstvy. U lesních celků náležejících Lesům sever a Lesům města Most nebyly doposud vytvořeny digitální záznamy, proto byla v těchto okrscích data vektorizována podle LHP a popisné údaje k jednotlivým porostním skupinám a celkům byly vyplňovány do atributových tabulek podle údajů z příslušných knih LHP. Již digitalizovaná data poskytnutá firmou Lesy ČR, pak musela být převedena z bloků do geografických vrstev v programu TopoL a atributy charakterizující jednotlivé polygony byly vyexportovány do popisných tabulek, ve kterých byly poté vytvořeny vhodné klíče k propojení s mapovými vrstvami.

Nejprve byly zjištěny a kvantifikovány typy habitatů zastoupených v zájmovém území. Poté byla zvažována ta část území, v níž jsou lokalizovány domovské okrsky sledovaného druhu (jde o náhorní plošinu). Z této plochy pak bylo vypočteno procentuální zastoupení jednotlivých typů porostů dle druhů dřevin, které se tu vyskytují (tab. 27).

Tab. 27: Procentuelní zastoupení jednotlivých typů porostů

habitat	označení	zastoupení v %	kategorie
Smrk ztepilý	SM	21,7	A
Smrk pichlavý	SMP	27,8	B
Bříza bělokorá a bříza pýřitá	BR	12,7	C
Buk	BK	6,5	D
Modřín	MD	5,4	E
Jeřáb	JR	5,5	F
Kosodřevina – borovice kleč	KOS	5,1	G
Olše	OL	1,3	H
Javor klen	KL	1,1	H
S minimálním zastoupením <1 % – jasan, habr, vrba, topol	OST	0,7	H
Bezlesá plocha	BZL	12,2	I

Pro určování habitatových preferencí pak byly uvažovány pouze takové porosty, jejichž zastoupení přesahuje v celé oblasti hranici 5 %. Jde o hranici, v níž se již mohou projevit výraznější změny preferencí. Porosty, které jsou zastoupeny v méně než 5 %, jsou shrnuty do společné kategorie. Nejpočetněji zastoupená dřevina z této kategorie je pak u každého teritoria popsána a kvantifikována. Struktura habitatů využívaných samci při odpočinku byla otestována metodou chí-kvadrát. Dále byly pro stanovení biotopových preferencí použity metody Marcuma a Loftsgaardena (1980) a Friedmanův test (1937) pro určení dominantních dřevin v teritoriích.

Pro posouzení hustoty porostu bývá obvykle použita metoda DBH, pro níž je základem průměr stromů ve výšce prsou v kruhu o určitém poloměru v okolí odpočinkového stromu. Tato veličina je však nestandardizovaná, kritéria jsou volena individuálně v každé studii. Tato metoda se běžně využívá při analýzách mikrohabitatu. Byl zaznamenán nový parametr, tzv. průhledová hustota porostu. Tento parametr slouží k popisu kvality úkrytu zvířete posouzením hustoty odpočinkového stanoviště. Průhledovou hustotou porostu rozumíme lokální hustotu zavětvení a zakmenění v nejbližším okolí zvířete. Zavětvení je zkoumáno v prostoru 1 m³, přičemž sledované zvíře sedí v pomyslném geometrickém středu – těžišti této krychle. Zakmenění představuje počet stromů v okolí do vzdálenosti 2,5 m od kmene odpočinkového stromu. Kategorizace průhledové hustoty porostu představuje poměr mezi zavětvením a zakmeněním stromů v daném odpočinkovém bloku – krychli. Jedna z veličin může mít prioritní složení nebo mohou být obě veličiny vyrovnané. Přehled jednotlivých hodnot ve stupnici od 1 do 5 je uveden v tab. 28.

Tab. 28: Přehled průhledových hodnot

Stupeň průhledové hustoty	Popis průhledové hustoty	Viditelnost zvířete	Zakmenění stromy v okolí, případně zavětvení
1	V okolí se nevyskytují překážky, zakrývající pohled na zvíře	Výborná – velmi vysoká viditelnost	Bez zavětvení a zakmenění
2	Slabé zavětvení, ve výhledu nepřekáží	Dobrá – vysoká viditelnost	Méně než 2 kmeny, slabé zavětvení, (jedno, druhé nebo obojí)
3	Průměrně husté zavětvení, zvíře je z větší části vidět	Částečná - střední viditelnost, ve výhledu překáží alespoň 1 větev	Méně než 4 kmeny, mírně husté zavětvení (jedno, druhé nebo obojí)
4	Husté zavětvení, větší část zvířete je zakryta	Špatná – nízká viditelnost, sýce je vidět pouze z menší zčásti	husté zavětvení, méně než 5 kmenů (jedno, druhé nebo obojí)
5	Neproniknutelná houština	Nulová viditelnost, sýce není vůbec vidět	Alespoň 4 kmeny, velmi husté zavětvení

Pro detailní popis porostu v místě odpočinku ptáka byla dále sledována výška posedu sýce, výška odpočinkového stromu, zakmenění (pro srovnání s novou metodou), pozice sovy (ve většině případů byl sýc spatřen v pozici přitisknut ke kmeni) a druh stromu.

9.2. Výsledky

Z výsledků čtyřletých analýz biotopových preferencí v průběhu dne vyplývá, že sýc rousný je z hlediska odpočinku v Krušných horách vázán nejvíce na staré vzrostlé porosty smrku ztepilého, ale nevyhýbá se ani jiným habitatům. Struktura porostů odpočinkových stanovišť byla z 89 % tvořena porosty smrku ztepilého, v ostatních případech samci odpočívali v zápojích smrku pichlavého, buku lesního a ve dvou případech na modřínu opadavém. Sýc rousný tedy sice preferuje zachovalé porosty smrku ztepilého pro svůj odpočinek a také k lovu, avšak neprokázalo se jednoznačně, že je tento typ prostředí kriticky důležitý. Při použití Neuovy metody (1974) bylo prokázáno, že samci sýce rousného preferovali při odpočinku oproti očekávaným hodnotám porosty smrku ztepilého (chí kvadrát test = 374,6; $n = 9$; $DF = 88$; $p < 0,001$) – viz obr. 22 (příloha).

Při vyhodnocení druhového složení habitatů v okrscích bylo zjištěno, že ve studované oblasti sýc nejvíce preferoval porosty smrku pichlavého, avšak nebylo tomu tak ve všech případech. U 4 jedinců byla totiž zjištěna nejvyšší preference porostů smrku ztepilého a v jednom případě (samec KH 79 2008) se pak vyskytla pozoruhodná vazba na porosty buku lesního s příměsí smrku ztepilého a břízy. Šlo o dvouletého samce, který měl hnízdo na náhorní plošině, avšak na okraji svahových bučin a lovil výhradně v nich. Tento samec byl také jako jediný dohledán při odpočinku v bukovém zmlazení, a to dokonce pokaždé. Hnízdění tohoto jedince proběhlo úspěšně. Bohužel nebylo možné monitorovat jeho odpočinek vícekrát než po dobu 6 dnů, neboť druhý týden po ukončení hnízdění se ho již nepodařilo dohledat. Důvody k lovu ve svahových bučinách mohou spočívat ve vyšší potravní nabídce, která byla v r. 2008 na náhorních plošinách velmi nízká. Souhrnná struktura habitatů využívaných sýci během lovu je na obr. 23 (příloha).

Studie však dále zjistila, že sýc vybírá místa k odpočinku především podle hustoty porostu. Tato hustota byla určována a kvalifikována novou metodou. Bylo zjištěno, že mladší ptáci vyhledávali hustší porosty než ptáci starší. Zakmenění porostů nebylo shledáno jako dostačující charakteristika pro popis hustoty, neboť hodnoty zakmenění často neodpovídaly aktuálnímu zakmenění v terénu. Zakmenění je tedy vhodnou charakteristikou především pro zkoumání hustoty porostů v lovných okrscích. Ukazuje se, že sýci se přizpůsobují i jiným typům habitatu podle místa rozšíření a zahnízdění. Studie také ukázala, že zkoumat strukturu odpočinkového okrsku jako celku nemá valný význam, protože v dané mozaice sýci vhodné místo pečlivě vybírají, musí tam však takové být.

Bylo zjištěno, že bukové porosty byly ze všech odpočinkových habitatů nejhustší (prům. 4,6; $SD = 0,3$; $n = 6$). Toto zjištění bylo signifikantní (Kruskal-Wallis $H = 14,6$; $n = 131$; $p < 0,05$). Byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi průhledovou hustotou odpočinkových lokací a náhodných lokací, sýci preferovali hustší porosty oproti náhodným lokacím ($U = 842$; $n_1 = 64$; $n_2 = 64$; $p < 0,001$).

Dále bylo zjištěno, že průměrná výška, ve které sýci odpočívali, byla 4,1 m ($SD = 1,9$ m, $n = 131$), což je mnohem méně, než v severských a jiných zemích. Výška odpočinkového stromu činila přibližně 12 m. Bylo prokázáno, že výška odpočinku závisela na výšce stromu. Výška odpočinku a výška stromu, na kterém ptáci odpočívali, spolu korelovaly. Čím byl odpočinkový strom vyšší, tím výše byli samci dohledáváni ($R = 0,42$; $n = 114$; $p < 0,001$). Nejvýše byli sýci dohledáváni na smrku ztepilém (prům. = 4,25 m; $SD = 1,9$ m; $n = 113$) a v bukovém zmlazení (prům. = 4 m; $SD = 0,7$ m; $n = 6$). Nejnižší naopak sýci odpočívali na modřínu opadavém (prům. = 2,25 m; $SD = 0,25$ m; $n = 2$). Bylo zjištěno, že rozdíl mezi výškou odpočinku samců na jednotlivých dřevinách je statisticky signifikantní (Kruskal-Wallis $H = 12,35$; $n = 131$; $p < 0,05$).

Mimo to byl stanoven také věk porostů, ve kterých samci trávili den. Ten činil průměrně 41 let. Bylo konstatováno, že starší sýci byli vázáni na starší porosty, mladší jedinci s oblibou

vyhledávali mladší zápoje. Porosty smrku ztepilého, na kterých samci odpočívali, byly nejstarší ze všech habitatů (Kruskal-Wallis $H = 50,5$; $n = 161$; $p < 0,001$). Sýci vyhledávali starší porosty v porovnání s náhodnými lokacemi ($U = 2191$; ; $n_1 = 161$; $n_2 = 160$; $p < 0,001$).

10. Hodnocení škod na lesních sazenicích

10.1. Metodika

Byly procházeny plochy s vysázenými mladými stromky a za pomoci studentů kontrolovány jednotlivé stromky z hlediska poškození drobnými hlodavci především v oblasti krčku.

10.2. Výsledky

Na počátku května r. 2007 bylo zkontrolováno 1000 sazenic smrku ztepilého na lokalitě Oldříš. Na žádném z nich nebylo nalezeno žádné poškození.

V tomtéž termínu bylo zkontrolováno dalších 1000 starších listnatých stromků na křižovatce silnic Klíny – Nové Město a Dlouhá Louka – Nové Město. Byl nalezen jeden zničený stromek. Vzhledem ke způsobu poškození (sežrané kořeny) se jednalo o poškození způsobené hryzcem vodním.

Počátkem června r. 2008 bylo na lokalitě Oldříš směrem od lesa (v loňském roce to bylo směrem od silnice Fláje – Nové Město) zkontrolováno 1100 sazenic smrku ztepilého. Poškození nebylo nalezeno na žádném z nich.

V tomtéž termínu bylo zkontrolováno 1000 starších listnatých stromků opět na křižovatce silnic Klíny – Nové Město a Dlouhá Louka – Nové Město. Ani tady nebyl nalezen žádný zničený stromek.

Počátkem června r. 2009 bylo na stejných místech jako v r. 2008 zkontrolováno po 1000 jehličnatých a listnatých sazenicích bez nálezu jakéhokoliv poškození.

Výsledky se zdají odpovídat tomu, že se početnost hraboše mokřadního ve sledované oblasti stále snižuje (viz obr.23 – příloha) a také škody jsou stále menší.

11. Genetická struktura populace sýce rousného v modelové lokalitě Krušných hor

Jako cenný dodatek k této práci je přičleněna kapitola pojednávající o studiu populace sýce rousného na základě rozboru DNA, která může přispět k objasnění mimopárových kopulací, migračních záležitostí, příp. i včasného event. objevení nebezpečí genetického driftu populace. Práce byly realizovány jen v období 2006–2008. V r. 2009 byly hnízdní úspěšnost v Krušných zvláště v Jizerských horách velmi nízká a tak byl jen sbírán materiál, který bude vyhodnocen později. Celá tato část práce byla financována ze studentského grantu.

Většina druhů sov je považována za sociálně monogamní, proto byl jejich párovací systém dosud studován jen u 7 z nich. Vedle párovacího systému je jedním z klíčových faktorů, které významně ovlivňují dynamiku populace, také disperze. Schopnost šířit se je vlastní všem organismům. Dobrá schopnost šíření snižuje riziko konkurence rodičů a jejich potomků, kteří by zůstali věrni svému rodišti (filopatrie) a také snižuje riziko příbuzenského křížení (inbreeding) – Gandon (2002). Naopak omezená disperze jedinců může vést k inbreedingu a tím ke snížení genetické variability populace a fixaci škodlivých recesivních alel (Keller, Waller 2002). Míra disperze tedy ovlivňuje i genetickou diverzitu populací. Vysoká genetická variabilita je pro organismy a populace důležitá, díky ní dokáží lépe čelit změnám prostředí (např. Lindstedt et al. 2007).

11.1. Metodika

Hnízda byla zjišťována periodickou kontrolou hnízdních budek a každému chycenému a okroužkovanému jedinci byl venepunkcí brachiální žíly (50–100 µl krve) odebrán vzorek DNA (N=213 za období 2006–08). Vzorky byly uchovány v řádně označených ependorfkách při teplotě cca -40°C a byly následně analyzovány v plně vybavené laboratoři odd. populační biologie (ÚBO AV ČR) ve Studenci. DNA byla izolována pomocí komerčních kitů a vzorky byly analyzovány na 7 mikrosatelitových lokusech (Koopman et al. 2004). Vždy 1 primer z párů byl fluorescenčně označen, což umožnilo namíchání do 2 multiplexů. PCR reakce probíhala za následujících podmínek: iniciační denaturace po dobu 15 min. při teplotě 95°C a opakováním 40 cyklů. K analýze mikrosatelitů byl využit ABI PRISM 3130 Genetic Analyzer (Applied Biosystems) a výsledky byly vyhodnoceny pomocí programů FSTAT, Cervus, Structure, Excel, ArcGis aj.

11.2. Výsledky

V ČR byly molekulární metody ke studii tohoto typu využity poprvé. Se sběrem krevních vzorků se v Krušných horách začalo v r. 2006 a do r. 2008 jich bylo získáno celkem 213. Z dosavadních výsledků je patrné, že genetická diverzita jedinců z Krušných hor klesá a poslední 2 roky studie se koeficient inbreedingu vychyluje z Hardy-Weinbergovy rovnováhy. Výsledky z programu Structure 2.2.3. naznačují, že by mezi populacemi Žďárských vrchů, Jizerských hor a Krušných hor mohla existovat genetická struktura – nejvhodnější se jeví zařazení do 3 skupin. Vzhledem k nízkému počtu vzorků získaných z lokalit Jizerských hor a Žďárských vrchů jsou výsledky analýz pro tyto lokality spíše orientační a pro přesnější závěry je třeba jejich počet zvýšit (vzhledem k mimořádně špatné potravní nabídce a malé hnízdní úspěšnosti v r. 2009 se to zatím nepodařilo). Jedním z faktorů, které ovlivňují genetickou diverzitu populace, je mimo jiné i imigrace nových jedinců z okolních lokalit. Ve sledované oblasti bylo do věkové kategorie jedinců stárů 3 a více let zařazeno za období 2006–08 celkem 68 % odchycených samců a 40 % samic (Hanel 2008). Tyto výsledky potvrzují, že si samice pro hnízdění vybírají spíše zkušenější samce, než „nováčky“ (Laaksonen et al. 2002). V letech 2006–08 byly v Krušných horách pozorovány relativně časté retrapy. Bylo zaznamenáno celkem 62 % rezidentních samců a relativně vysoký počet rezidentních samic (17 %) – Hanel (2008). Z toho 2 odchyty byly označeny dokonce jako výsledek natální filopatrie (věrnost místu narození). Možným vysvětlením znovu odchycených samic v oblasti je zřejmě vliv potravní nabídky, v tomto případě cyklu drobných zemních savců, kteří jsou hlavní potravou sýce rousného (Korpimäki 1992). Ačkoli jsou samice tohoto druhu zpravidla nomádické (Korpimäki 1986), v případě gradace potravní nabídky mají tendenci zůstat v okolí dané lokality (Newton 2006). Naopak v sezónách, kdy dochází k propadu, jsou schopny uletět mezi jednotlivými hnízdními sezónami i několik stovek kilometrů (Korpimäki 1986).

12. Predátoři drobných zemních savců náhorních plošin Krušných hor (se zaměřením na sýce rousného)

Sýc rousný je v Krušných horách skutečně nejpočetnějším ptačím predátorem drobných savců. Jeho početnost není ovlivňována jinými většími predátory, především puštíkem obecným (*Strix aluco*), výrem velkým (*Bubo bubo*) a jestřábem lesním (*Accipiter gentilis*), jako je tomu v jiných oblastech. Tyto druhy nenacházejí ve vyšších polohách Krušných hor vhodné podmínky k hnízdění a tak hnízdí a zaletují sem jen zřídka.

Největším nepřítelem sýce rousného a vůbec všech dutinových hnízdičů v Krušných horách jsou ale kuny, takřka výhradně kuna lesní (*Martes martes*), v blízkosti obcí a samot to však může být i kuna skalní (*M. foina*).

Současně je ale zapotřebí upozornit i na to, že výše uvedení dravci, sovy a šelmy jsou i důležitými predátory drobných zemních savců. Kromě nich k nim ze sov patří ještě kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*), z dravců poštolka obecná (*Falco tinnunculus*) a káně lesní (*Buteo buteo*) a z šelem liška obecná (*Vulpes vulpes*) a z dalších savců prase divoké (*Sus scrofa*). Všechny druhy sov však hnízdí ve vrcholových partiích jen v nepatrném počtu 1–2 párů, a to většinou jen v blízkosti svahových bučin. Poštolka obecná a káně lesní sice zaletují na náhorní plošiny lovit, rovněž však jen občas a v malém počtu 2–6 ex. a jestřáb lesní drobné zemní savce téměř neloví. A tak jistý význam ve snižování početnosti drobných savců mají jen některé nespecializované druhy savců – oba druhy kun, liška obecná a částečně prase divoké, u nichž se však složení potravy v dané oblasti nesledovalo. Přesto je však známo, že tyto savci vyvíjejí na populace drobných hlodavců predanční tlak (poměr počtu ulovených a potenciálně dosažitelných) jen v rozmezí 20–40 %. Význam hlavních predátorů drobných savců (především hrabošů a myšic) je naznačen v tab. 29. Z toho všeho jednoznačně vyplývá, že sýc rousný je ve vrcholových partiích Krušných hor nejen nejpočetnějším, ale také nejvýznamnějším predátorem drobných savců, z hlediska poškozování lesních výsadeb právě těch nejnebezpečnějších. I když je pokládán za potravního generalistu (složení jeho potravy je silně ovlivněno potravní nabídkou), lze předpokládat, že drobní zemní savci a především hraboš mokřadní budou tvořit stále převážnou část jeho potravy, jak o tom svědčí výsledky mnoha našich i zahraničních autorů. V zadání projektu byl důraz položen právě na sýce rousného.

Tab. 29: Hlavní predátoři drobných zemních savců ve sledované oblasti a jejich význam

PREDÁTOŘI	Odhadovaná početnost (70 km ²)	Vliv na drobné savce
Sýc rousný	14-28 párů	++++
Výr velký	1 pár	+
Kulíšek obecný	1-2 páry	+
Puštík obecný	1-2 páry	+
Poštolka obecná	2-3 ex.	+
Káně lesní	4-6 ex.	+
Jestřáb lesní	0-2 ex.	0
Liška obecná	8-10 párů	++
Kuna sp.	10-20 párů	++
Prase divoké	50 ex. (?)	+

0 – žádný význam; + – velmi malý; ++ – průměrný; ++++ – mimořádně velký

O významu sýce rousného svědčí i data získaná porovnáním potravní nabídky a lovného tlaku na drobné zemní savce v potravně bohatém r. 2007 (gradace myšic) – tab. 30. V místech s predančním tlakem sýce rousného, tedy v jejich lovných okrscích, bylo do pastí odchyceno téměř o polovinu méně drobných savců než v místech bez predančního tlaku (v místech, kde se sýc nevyskytoval). Roky 2008–09 nebyly hodnoceny vzhledem k tomu, že šlo o roky s minimem drobných savců a tedy i s jejich minimálním, resp. dokonce žádným odchycem do pastí.

Tab. 30: Početnost populací drobných zemních savců v místech výskytu a absence sýce rousného v roce gradace (2007)

Budka	S predačným tlakem – v ex./100 past'onocí	Bez predačného tlaku – v ex./100 past'onocí
402	2,7	4,0
504	2,0	4,7
565	3,0	4,7
Průměr	2,6	4,5

Z posouzení vhodnosti predátorů (se zaměřením na sýce rousného) pro biologický boj s drobnými hlodavci tedy jednoznačně vyplývá, že sýc rousný je v modelové oblasti s ohledem na potřeby lesního hospodářství a posláním ptačích oblastí jediným potenciálně využitelným predátorem k biologickému boji s nebezpečnými hlodavci. Početnost ostatních výše jmenovaných predátorů nelze zvyšovat mimo jiné i z toho důvodu, že většina z nich je přímým predátorem nejen sýce rousného, ale i tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*), druhu, jenž je předmětem ochrany v ptačí oblasti Východní Krušné hory.

13. Syntéza projektu

Kvalitativní a kvantitativní složení společenstev drobných zemních savců v modelové oblasti Krušných hor

Pro porovnání druhového spektra a procentuálního zastoupení jednotlivých druhů drobných savců z 28 lokalit (včetně obce Český Jiřetín a moldavských luk, kde sýc rousný neloví) uvádím i výsledky odchytů za období 13 let (1986–1997) – tab. 31 (Bejček et al. (1997).

Tab. 31: Celkové odlovy v letech 1986–1997

Druh	Počet kusů	Dominance v %
Rejsek obecný	1194	24,03
Rejsek malý	243	4,89
Rejsek vodní	23	0,46
Rejsek černý	3	0,06
Bělozubka šedá	4	0,08
Krtek obecný	1	0,02
Myš domácí	24	0,48
Myšice lesní	763	15,36
Myšice křovinná	224	4,51
Myšice temnopásá	2	0,04
Myška drobná	5	0,10
Norník rudý	564	11,35
Hryzec vodní	4	0,08
Ondatra pižmová	1	0,02
Hraboš polní	205	4,13
Hraboš mokřadní	1672	33,66
Hrabošík podzemní	34	0,68
Kolčava	2	0,04
Celkem	4968	100,00

Z tohoto přehledu 18 druhů savců vyplývá, že sýc rousný vzhledem ke své velikosti celkem logicky nelovil ondatru a kolčavu, v jeho potravě se neobjevili ani krtek, myšice temnopásá (do pastí lovena jen v Českém Jiřetíně) a myška drobná. Naproti tomu se ve značném procentu objevil plšík lískový, který se do pastí nechytí ani jednou (sklapovací pasti nejsou pro jeho odchyt vhodné).

Potrava nalezená v budkách

V letech 2006–09 tvořili potravu sýce rousného z 23,4 % myšice r. *Apodemus* (nejvíce v r. 2007 – 69,4 %), hraboš mokřadní 28,7 % (nejvíce v r. 2006 – 58,8 %), norník rudý 14,4 % (nejvíce v r. 2008 – 30,3 %) a rejsek obecný 9,9 % (nejvíce v r. 2008 – 16,1 %). To odpovídá i potravní nabídce v uvedeném období: myšice 38,8 % (nejvíce v r. 2007 – 69,0 %), hraboš mokřadní 44,4 % (nejvíce v r. 2006 – 70,6 %), norník rudý 14,8 % (nejvíce v r. 2009 – 28,6 %) a rejsek obecný 8,7 % (nejvíce v letech 2006 a 2008 – po 11,8 %). Znovu se tedy potvrdilo, že myšice a hraboš mokřadní jsou v podmínkách Krušných hor nejdůležitější složkou potravy (cca 60 %). Potvrdilo se, že v letech nedostatku potravy (drobných zemních savců) přechází sýc rousný na náhradní potravu, kterou v našem případě tvoří ptáci – v letech 2008 a 2009 18,9, resp. dokonce zcela mimořádných 27,3 % kořisti.

Poprvé byla v ČR získána přesná data ke zkonfrontování kvantity drobných savců z potravních zbytků s údaji získanými z kamer umístěných v budkách a zachycujících množství donesené kořisti. Kamerovým sledováním byly získány údaje z 12 hnízdních budek (Zárybnická, nepubl.), do nichž samci donesli 1885 kusů kořisti (tab. 13). Po rozebrání potravního koláče však byly nalezeny jen zbytky 812 kusů.

Již Korpimäki (1988) zjistil, že obě metody (tedy analýza zbytků kořisti a vývržků ze dna budek a počítání ulovené kořisti v budkách) poskytují rozdílné výsledky. Důvodem je, že obě metody odrážejí složení potravy v různých fázích hnízdního období. Potravní zásoby na hnízdech pocházejí z období kladení vajec, jejich vysezování a líhnutí a z ranných období hnízdění zhruba do stáří mláďat 2 týdny. Vrstva vývržků a dalších zbytků kořisti se hromadí na dně budek ve stáří mláďat 3–5 týdnů (předtím samice vynášejí zbytky kořisti z hnízda). Proto určování kořisti z tohoto materiálu přináší údaje o složení potravy v pozdějších fázích hnízdní sezóny. Podle Schwerdtfegera (2007) identifikace skutečně konzumované kořisti vyplývá ze zásob kořisti v hnízdních dutinách. Co se týká ročních hodnot, průměrný počet zásobních kusů kořisti signifikantně koreluje s počtem zahnízdění, velikostí snůšek a reprodukční úspěšností.

Že výsledky rozborů potravy z potravních koláčů budou kvantitativně podhodnoceny, naznačovaly již údaje získané ze stejné oblasti Holým (2002), který z 26 budek v letech 1999–2001 získal pouze 1713 kusů kořisti (průměrně jen 66 kusů na hnízdní budku). Podobně tomu bylo u dat získaných Pokorným (2000) z Jizerských hor, který ze 140 vzorků získal jen 9719 položek kořisti (průměr na vzorek 69 kusů) a Kloubcem a Vacíkem (1990) z bývalého Československa, kteří ze 62 vzorků získali 4738 kusů kořisti (průměrně 76 kusů na vzorek). Tito autoři se pokusili odhadnout počet ulovených kusů na hnízdní období a dospěli k 240 kusům, což odpovídá údajům Zárybnické (nepubl.).

Rozbory potravních koláčů

Výsledky rozborů potravních koláčů jsou odlišné od výsledků z potravy nalezené v budkách. Největší část kořisti tvořily myšice – 28,7 % (nejvíce v r. 2007 – 62,8 %). Na druhém místě je rejsek obecný – 17,3 % (nejvíce v r. 2006 – 23,5 %) a teprve na třetím místě hraboš mokřadní – 16,9 % (nejvíce v r. 2006 – 24,9 %). Uvážíme-li však, že z neurčených hrabošů (18,7 %; nejvíce opět v r. 2006 – 27,8 %) většina zcela jistě připadá právě na hraboše

mokřadního, ocitl by se tento druh opět na prvním či druhém místě. Norník rudý tvoří jen 1,2 % kořisti (nejvíce v r. 2008 – 3,2 %), přičemž je opět pravděpodobné, že procento by se opět poněkud zvýšilo z neurčených hrabošovitých. Mohlo by se tak přiblížit rejskovi malému s 5,6 % (nejvíce v r. 2007 – 6,6 %) a hraboši polnímu s 5,5 % (nejvíce v r. 2006 – 8,3 %). Ptáci tvořili v těchto potravních zbytcích celkem logicky (málo dochovaných zbytků peří i ptačích lebek) jen 3,9 % (nejvíce v r. 2006 – 5,0 %).

Porovnání skladby potravy sýce rousného v letech 1999–2009 v zájmovém území

Od r. 1986 probíhá v Krušných horách rozsáhlý výzkum potravy sýce rousného. V letech 1999–2001 se složením potravy sýce na daném území zabýval Holý (2002), v letech 2002–2003 Sobotová (2008), v období 2004–2005 zjišťovala skladbu potravy Dvořáčková (2009), v r. 2006 Davidová (2009) a v letech 2007–2008 Komrsková (2009). Rok 2009 zpracoval Vopálka (nepubl.).

V celém jedenáctiletém období tvořili hlavní podíl kořisti savci, zbývající část ptáci. Ze savců byli nejpočetněji zastoupeni hlodavci, následováni hmyzožravci a v jednom případě, konkrétně v r. 2001 byl zjištěn jeden zástupce letounů. Z celkového porovnání zastoupení jednotlivých druhů kořisti v potravě sýce vyplývá, že nejméně druhů drobných savců (5) bylo zjištěno v r. 2000 a naopak nejvíce v r. 2002 (11). V ostatních letech byl počet druhů savců poměrně vyrovnaný (8–10 druhů).

Z hlediska zastoupení důležitých položek v potravě sýce došlo během zkoumaných let k významným rozdílům v jejich dominanci. Zejména u hrabošovitých byly zaznamenány populační výkyvy. Hraboš mokřadní byl v období 1999–2006 druhem eudominantním, z toho ve 3 sledovaných letech bylo jeho zastoupení vyšší než 50 % ($D_{2002} = 59,25 \%$, $D_{2003} = 53,92 \%$, $D_{2006} = 52,73 \%$), avšak od r. 2007 byl druhem dominantním a jeho výskyt v potravě sýce se začal snižovat ($D_{2007} = 9,71 \%$, $D_{2008} = 7,61 \%$). V r. 2009 jeho dominance opět výrazně vzrostla ($D_{2009} = 42,95 \%$). V letech nízkého zastoupení hraboše mokřadního (konkrétně se jedná o roky 2004, 2007, 2008) přibývaly v potravě myšice zastoupené myšicí lesní a myšicí křovinnou a svou dominancí zaujímalý výsadní postavení v potravě ($D_{2004} = 62,61 \%$, $D_{2007} = 63,73 \%$, $D_{2008} = 45,19 \%$). Dalším velmi početně zastoupeným druhem byl rejsek obecný, který se téměř ve všech letech vyskytoval eudominantně. Výjimkou však byl r. 2004, kdy byl zastoupen recedentně s dominancí 1,63 % a r. 2007 s dominantním výskytem 6,07 %. Kolísání zastoupení významných druhů kořisti sýce zobrazuje obr. 4 (příloha).

Ptáci byli z celého sledovaného období nejvíce zastoupeni v r. 2000 ($D = 16,10 \%$), kdy byli více loveni jako doplňková kořist. V tomto roce bylo v potravě také zjištěno nejméně drobných zemních savců (224 kusů v 5 druzích), což ukazuje na potravně chudý rok. Naopak nejnížší zastoupení ptáků v potravě ($D = 0,92 \%$) bylo v r. 2002. Tento rok byl druhově i početně velmi bohatý, neboť v něm byl za celé období výzkumu zjištěn nejvyšší počet jedinců i zastoupených druhů savců (1403 kusů v 11 druzích).

Celkový přehled všech zjištěných druhů kořisti sýce rousného během desetiletého výzkumu skladby jeho potravy ukazuje tab. 32.

Z hlediska stálosti jednotlivých složek se v potravě podílí více druhů. Mezi eukonstantní druhy (velmi stálé) patřili hraboš mokřadní, který byl jako jediný druh zastoupen ve všech zkoumaných letech s konstancí 100 %, dále myšice s výjimkou let 2000 a 2006, kdy byly konstantními druhy a rejsek obecný, který byl v letech 2004 a 2007 také druhem konstantním. V polovině porovnávaných let byl velmi stálým druhem rejsek malý, který je vzhledem ke své nepatrné velikosti z hlediska biomasy pro sýce rousného jen zanedbatelnou kořistí.

Porovnání potravy sýce rousného v zájmovém území Krušných hor poškozených imisemi s potravou v obdobně postižených oblastech

Při porovnávání souborů skladby potravy sýce rousného z různých oblastí je zapotřebí brát v úvahu některé skutečnosti, například se porovnávají výsledky pocházející z různých období, z výzkumů probíhajících v různém časové rozpětí a také to, že složení potravy je ovlivněno výskytem kořisti v daném prostředí.

Tab. 32: Porovnání skladby potravy sýce rousného v Krušných horách v letech 1999 – 2009

Druh	1999		2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006		2007		2008		2009	
	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%
rejsek obecný	73	12,27	86	32,21	211	24,31	333	23,52	70	21,94	13	1,63	76	10,63	276	23,51	40	5,98	84	17,95	43	13,78
rejsek malý	6	1,01	15	5,62	20	2,30	10	0,71			1	0,13	21	2,94	67	5,71	44	6,58	19	4,06	3	0,96
rejsec vodní					1	0,12	5	0,35							7	0,60					1	0,32
rejsec černý							2	0,14	1	0,31			1	0,14					1	0,21		
bělozubka bělobřichá					1	0,12																
netopýr ušatý					1	0,12																
normík rudý	12	2,02			15	1,73	15	1,06	3	0,94	5	0,63	5	0,70	8	0,68	5	0,75	15	3,21		
hryzec vodní	1	0,17					1	0,07	3	0,94	1	0,13			10	0,85	1	0,15	1	0,21	4	1,28
hraboš polní	18	3,03	5	1,87	38	4,38	55	3,88	6	1,88	9	1,13	40	5,59	97	8,26	15	2,24	15	3,21	7	2,24
hraboš mokřadní	230	38,66	109	40,82	243	28,00	839	59,25	172	53,92	128	16,06	192	26,85	619	52,73	64	9,57	34	7,26	134	42,95
hraboš sp.											123	15,43	219	30,63			57	8,52	50	10,68	79	25,32
hrabošík podzemní							4	0,28	1	0,31												
myšice sp.	221	37,14	9	3,37	277	31,91	121	8,55	42	13,17	499	62,61	135	18,88	29	2,47	420	62,78	202	43,16	8	2,56
myš domácí																	1	0,15				
plšík lískový	11	1,85			12	1,38	18	1,27	3	0,94	11	1,38	15	2,10	2	0,17	12	1,79	26	5,56	7	2,24
savci	572	96,13	224	83,90	819	94,35	1403	99,08	301	94,36	790	99,12	704	98,46	1115	94,97	659	98,51	447	95,51	286	91,67
ptáci	23	3,87	43	16,10	49	5,65	13	0,92	18	5,64	7	0,88	11	1,54	59	5,03	10	1,49	21	4,49	26	8,33
celkem	595	100	267	100	868	100	1416	100	319	100	797	100	715	100	1174	100	669	100	468	100	312	100

Jizerské hory – Krušné hory

V Jizerských horách se složením potravy sýce rousného v letech 1993–1995 zabýval Pokorný (1997). Ze 70 vzorků determinoval 4 715 kusů kořisti ve 35 druzích. Z hlediska početního zastoupení jednotlivých druhů kořisti v obou porovnávaných souborech vyplývá, že druhově bohatší je potrava sýce z Jizerských hor (tab. 33). Nejpočetnější skupinu v obou skladbách potravy tvořili savci ($D_{\text{Jizerské hory}} = 98,26 \%$, $D_{\text{Krušné hory}} = 95,58 \%$), zastoupení především hlodavci a dále hmyzožravci. Mezi oběma oblastmi je patrný významný rozdíl v dominanci hlavní kořisti sýce – hraboše mokřadního. V Jizerských horách byl jednoznačně nejdůležitější položkou potravy sýce eudominantní hraboš mokřadní se zastoupením 49,82 %, v Krušných horách byl s výskytem 20,94 % rovněž druhem dominantním. V obou pohořích patřily mezi eudominantní druhy myšice, zastoupené myšicí lesní a myšicí křovinnou, avšak v Krušných horách zaujímaly v potravě sýce ještě lepší postavení ($D_{\text{Jizerské hory}} = 13,93 \%$, $D_{\text{Krušné hory}} = 26,29 \%$). Velký rozdíl v dominanci vykazoval norník rudý, který byl v Jizerských horách zjištěn s dominancí 16,88 % a patřil k druhům eudominantním, zatímco v Krušných horách se vyskytoval recedentně se zastoupením 1,12 %. Z hmyzožravců se v obou souborech vyskytovala pouze jedna čeleď – rejskovití, která byla v potravě z Krušných hor zastoupena 4 druhy, z Jizerských hor 5 druhů. Z hlediska dominance byli rejskovití více loveni na území Krušných hor ($D_{\text{Krušné hory}} = 23,34 \%$, $D_{\text{Jizerské hory}} = 15,38 \%$). Některé druhy savců se však vyskytovaly pouze v jednom souboru potravy, a to konkrétně: hrabošík podzemní, myška drobná a rejsek horský – zjištěni pouze v Jizerských horách a myš domácí nacházející se v potravě jenom v Krušných horách. Druhová diverzita ptáků byla vyšší v potravě pocházející z Krušných hor.

Tab. 33: Srovnání skladby potravy sýce rousného v Jizerských horách a Krušných horách ve sledovaných letech

Druh	Jizerské hory		Krušné hory	
	1993 - 1995		2006 - 2009	
	A [ks]	D [%]	A [ks]	D [%]
hraboš mokřadní	2349	49,82	525	20,94
hraboš polní	55	1,17	134	5,35
hraboš sp.			512	20,41
hrabošík podzemní	5	0,11		
hryzec vodní	2	0,04	16	0,64
myšice sp.	657	13,93	659	26,29
myš domácí			1	0,04
myška drobná	1	0,02		
norník rudý	796	16,88	28	1,12
plšík lískový	43	0,91	47	1,87
rejsec černý	1	0,02	1	0,04
rejsec vodní	6	0,13	8	0,32
rejsek malý	127	2,69	133	5,31
rejsek obecný	574	12,17	443	17,67
rejsek horský	17	0,36		
savci	4633	98,26	2507	95,58
ptáci	82	1,74	116	4,42
celkem	4715	100,00	2623	100,00

Krkonoše – Krušné hory

V Krkonoších se složením potravy sýce rousného v letech 1992–1994 zabýval Pokorný (1997). Z 54 vzorků určil 3 617 kusů kořisti v 50 druzích. V Krušných horách bylo ze 43 vzorků, pocházejících z čtyřletého období, zjištěno 2623 jedinců ve 38 druzích. Z pohledu početního zastoupení jednotlivých druhů kořisti v obou porovnávaných pohořích vyplývá, že druhově bohatší je potrava sýce z Krkonoš (tab. 34). Nejpočetnější skupinu v obou skladbách potravy tvořili savci ($D_{\text{Krkonoše}} = 93,72\%$, $D_{\text{Krušné hory}} = 95,58\%$), zastoupení především hlodavci a dále hmyzožravci. Mezi oběma srovnávanými oblastmi je patrný významný rozdíl v zastoupení hlavní kořisti sýce – hraboše mokřadního. V Krkonoších patřil hraboš mokřadní mezi eudominantní druhy se zastoupením 37,19 %, v Krušných horách byl rovněž druhem eudominantním, avšak s podstatně nižším výskytem 20,94 %. Mezi nejpočetnější položku kořisti sýce rousného v Krušných patřily myšice zastoupené myšicí lesní a myšicí křovinnou, které zaujímaly v potravě sýce zcela výsadní postavení ($D_{\text{Krušné hory}} = 26,29\%$, v Krkonoších byly zjištěny v dominanci 9,57 %. Velký rozdíl v zastoupení vykazoval norník rudý, který byl v Krkonoších nalezen v dominanci 12,86 % a patřil k druhům eudominantním, kdežto v Krušných horách se vyskytoval recedentně se zastoupením 1,12 %. Z hmyzožravců se v obou souborech vyskytovala pouze jedna čeleď, a to rejskovití, která byla v potravě z Krušných hor zastoupena 4 druhy, z Krkonoš 5 druhů. Rejskovití byli v bou územích zastoupeni téměř stejně ($D_{\text{Krkonoše}} = 24,19\%$, $D_{\text{Krušné hory}} = 23,34\%$). Eudominantním druhem v obou porovnávaných souborech byl rejsek obecný ($D_{\text{Krkonoše}} = 20,07\%$, $D_{\text{Krušné hory}} = 17,67\%$). Některé druhy zemních savců se však vyskytovaly pouze v jednom souboru potravy. Konkrétně se jedná o hrabošika podzemního, myšku drobnou a rejska horského, kteří byli nalezeni pouze v potravě z Krkonoš. Zajímavé je zjištění 3 druhů netopýrů v potravě pocházejících z Krkonoš.

Tab. 34: Srovnání skladby potravy sýce rousného v Krkonoších a Krušných horách ve sledovaných letech

Druh	Krkonoše		Krušné hory	
	1992 - 1994		2006 - 2009	
	A [ks]	D [%]	A [ks]	D [%]
hraboš mokřadní	1345	37,19	525	20,94
hraboš polní	149	4,12	134	5,35
hraboš sp.		0,00	512	20,41
hrabošík podzemní	124	3,43		
hryzec vodní	3	0,08	16	0,64
myšice sp.	346	9,57	659	26,29
myš domácí	1	0,03	1	0,04
myška drobná	1	0,03		
norník rudý	465	12,86	28	1,12
plšík lískový	74	2,05	47	1,87
rejsec černý	1	0,03	1	0,04
rejsec vodní	1	0,03	8	0,32
rejsek malý	112	3,10	133	5,31
rejsek obecný	726	20,07	443	17,67
rejsek horský	35	0,97		
netopýr vousatý	2	0,06		
netopýr řasnatý	1	0,03		
netopýr vodní	4	0,11		
savci	3390	93,72	2507	95,58
ptáci	227	6,28	116	4,42
celkem	3617	100,00	2623	100,00

Porovnání skladby potravy sýce rousného s oblastmi z různých částí Evropy

Ve všech porovnávaných pracích jsou jednoznačně nejdůležitější potravou sýce rousného savci a doplňkovou kořistí ptáci. Počty lovených druhů drobných savců jsou velmi vysoké a ukazují na skutečnost, že sýc využívá rozmanité potravní zdroje a loví všechnu dostupnou kořist o stejné i nižší velikosti a hmotnosti než má on sám (Pokorný 1997).

Porovnání skladby potravy sýce rousného z různých částí Evropy zobrazuje tab. 35. Z níže uvedených výsledků vyplývá, že v celé Evropě byly nejvíce zastoupeny především 3 čeledi, a to hrabošovití, rejskovití a myšovití, přičemž nejpočetnější byli bezesporu hrabošovití. Z hlediska porovnání druhové diverzity mezi jednotlivými oblastmi bylo zjištěno, že nízká druhová diverzita byla zaznamenána v severských zemích, což potvrzuje tvrzení Korpimäkiho (1988a), že pestřejší potrava je ve střední Evropě.

Ve Skandinávii i ve střední Evropě byli sice nejdůležitější položkou kořisti hrabošovití, ale mezi oběma oblastmi byl zaznamenán rozdíl v dominanci druhů. Ve Švédsku a Finsku převažoval v potravě zejména typický lesní druh – normík rudý, který zde byl také nejdostupnější kořistí v období vysoké sněhové pokrývky (Sulkava, Sulkava 1971, Korpimäki 1988a), zatímco ve střední Evropě byl preferován hraboš mokřadní. Z dlouholetých výzkumů vyplývá, že tento robustní býložravý hlodavec se vyskytuje pouze v určitém typu prostředí (Pokorný 1997). Vyhledává vlhčí a chladnější stanoviště v blízkosti vod, v močálovitých a bažinatých terénech nebo v souvislých lesích. Vyžaduje dostatečně hustý porost bylinného patra s převahou vlhkomilných rostlin (Anděra, Horáček 2005) a hojně se vyskytuje na holinách imisních oblastí, kde mu vyhovuje vysoký a hustý porost třtiny chloupkaté. Mezi ostatní zjištěné položky patřili plchovití, kteří se vyskytovali pouze v souborech potravy ve střední Evropě a netopýři, kteří se v potravě sýce objevovali spíše výjimečně. Ptáci tvořili doplňkovou kořist ve všech oblastech, kde byl prováděn výzkum potravy sýce rousného. Nejnížší zastoupení ptáků zaznamenali v oblasti Umey ve Švédsku Hörnfeldt et al. (1990). Korpimäki (1988a) dodává, že ptáci mohou být dosti početně zastoupeni v potravě sýce zejména v nízkých fázích cyklu hrabošovitých. Celkově je však i přes jejich nízkou dominanci nelze považovat za nevýznamnou kořist.

Tab. 35: Porovnání skladby potravy sýce rousného z různých částí Evropy

Autor	Období	Oblast	n	<i>Soric.</i>	<i>Micr.</i>	<i>Mur.</i>	<i>Glir.</i>	<i>Chir.</i>	<i>Aves</i>	<i>Micr. sp.</i>	<i>Cleth. sp.</i>
			ks	%	%	%	%	%	%	%	%
Sulkava et Sulkava (1971)	1958 - 1965	Ilmajoki - Finsko	2283	30,8	60,3	1,6			5,7	17,2	43,1
Sulkava et Sulkava (1971)	1960 - 1965	Central Ostrobothnia - Finsko	1215	29,8	61,6	1,6			7,0	15,7	45,9
Sulkava et Sulkava (1971)	1960 - 1967	Tyrväntö - Finsko	1158	28,8	57,8	3,8		0,1	5,9	15,9	41,6
Korpimäki (1981)	1966 - 1979	Kauhava - Západní Finsko	6689	28,0	55,1	2,9			14,0	25,7	29,2
Korpimäki (1986a)	1973 - 1985	South Ostrobothnia - Záp. Finsko	3873	19,2	67,6	3,6			9,6	35,5	31,9
Korpimäki (1988)	1966 - 1986	Kauhava - Západní Finsko	12540	33,1	51,2	3,0			12,3	26,8	24,2
Hörnfeldt et al. (1990)	1980 - 1986	Umea - Švédsko	6750	5,5	84,8	0,5			1,1	40,9	43,7
Schwerdtfeger (1988)	1979 - 1987	Harz - Německo	2100	8,7	74,5	9,5	2,3		5,0	50,0	24,5
Schelper (1989)	1965 - 1984	Kaufunger Wald - Německo	3191	11,6	37,9	39,0	5,4		5,9	25,4	12,3
Borovička et Kašpar (1978)	1977	Moravskoslezské Beskydy - ČR	145	32,4	35,2	16,6			14,4	35,2	
Beneš (1989)	1981 - 1984	Jeseníky - ČR	250	31,2	30,4	21,2	5,6		3,6	8,0	10,4
Kloubec (1989)	1978 - 1988	Šumava - ČR	1326	20,1	55,1	12,4	6,6		1,9	42,8	9,1
Kloubec et Vacík (1990)	1977 - 1989	Česká rep. + Slovenská rep.	5323	22,8	54,3	10,9	5,0		4,6	43,8	7,8
Pykal et Kloubec (1994)	1984 - 1991	Šumava - ČR	1806	30,5	47,8	10,5	4,4	0,1	3,7	37,5	7,6
Pokorný (1997)	1992 - 1994	Krkonoše - ČR	3617	24,2	57,7	9,6	2,0	0,2	6,1	41,3	12,9
Pokorný (1997)	1993 - 1995	Jizerské hory - ČR	4715	15,4	68,0	14,0	0,9		1,7	51,0	16,9
Holý (2002)	1999 - 2001	Krušné hory - ČR	1730	23,9	38,8	29,3	1,3	0,1	6,6	37,1	1,6
Sobotová (2008)	2002 - 2003	Krušné hory - ČR	1735	24,3	63,35	9,4	1,2		1,8	61,8	1,0
Dvořáčková (2009)	2004 - 2005	Krušné hory - ČR	1512	7,4	47,8	41,9	1,7		1,2	47,0	0,7
Davidová (2009)	2006	Krušné hory - ČR	1174	29,8	62,5	2,5	0,2		5,0	61,0	0,7
Komrsková (2009)	2007 - 2008	Krušné hory - ČR	1137	16,5	22,6	54,8	3,3		2,7	20,7	1,8

Početnost sýce rousného

Drdáková (2002) uvádí v letech 2000–01, kdy byla nabídka budek nižší než v námi sledovaných letech, že sýc rousný obsazoval průměrně 16 % hnízdnicíh budek, tedy více než v letech 2006–09 (12 % obsazených budek). Hustota hnízdnicíh párů však byla stejná – 2,4 páru/10 km², resp. 2,3 páru/10 km². Korpimäki (1981) zjistil, že sýc rousný v západím Finsku obsazuje průměrně 8 % vyvěšených budek, tedy výrazně méně než v Krušných horách, ale nabídka budek byla vyšší, stejně jako rozloha sledovaného území (více než 500 budek na více než 1000 km²). Na Šumavě v letech 1978–2002 sýc průměrně obsazoval 6 % z 551 nabízených budek (Kloubec 2003).

V r. 2009 byl zjištěn na liniích na náhorní planině zkoumané oblasti o délce 29 km 1 volající samec/2,6 km. Uvážíme-li, že z dat o slyšitelnosti sýce rousného (Holmberg 1979) lze odvodit hrubý přepočet výsledků liniové metody na plochu (1 km linie = 3 km²), pak ze získaných výsledků (1 ozývající se samec/7,8 km²) vyplývá, že na naší sledované ploše by mělo hnízdit asi 9 párů. A skutečnost je taková, že v r. 2009 zahnízdilo, ať již úspěšně či neúspěšně 17 párů, tedy takřka dvojnásobek.

V r. 2008 byl zjištěn na liniích stejné délky na náhorní planině 1 volající samec/1,9 km. Ze získaných výsledků (1 ozývající se samec/5,7 km²) tedy vyplývá, že na sledované ploše by mělo hnízdit asi 12 párů. A skutečnost je taková, že v r. 2008 zahnízdilo 14 párů, což není tak špatný odhad.

V r. 2007 by na liniích zjištěn 1 samec/2,9 km, což odpovídá 1 volajícímu samci/8,7 km². V uvedené oblasti by tedy mělo hnízdit 8 párů, ve skutečnosti jich hnízdilo 11 párů.

Z uvedených výsledků vyplývá, že z počtu ozývajících se samců lze usuzovat na jejich kvantitu jen velmi zhruba. I když ve všech letech bylo snahou sčítat jen ve dnech bez deště a silného větru, intenzita volání samců byla dosti rozdílná a neodpovídala skutečné hustotě hnízdnicíh párů. Ve všech případech došlo k podhodnocení velikosti celkové populace v rozsahu 14–47 %. Přesto je zjišťování přítomnosti sýce rousného v terénu podle hlasu pokládáno ze relativně dobrou metodu. Je však známo, že intenzita houkání samců je závislá nejen na počasí, ale i na množství dostupné potravy. V případě nízké potravní nabídky tok kulminuje později a obdobně se posunuje i hnízdění (Holmberg 1979).

Získané výsledky o početnosti sýce rousného v Krušných horách však vcelku odpovídají výsledkům jiných autorů. Glutz a Bauer (1980) získali data rovněž na liniích – 1 pár/2,4 km trasy. Tito autoři uvádějí na vhodných místech hnízdní hustotu 0,5–1,7 páru/1 km². Také u nás je k dispozici řada dat o hustotě osídlení: Výtůň (o. Domažlice) 0,6–1,0 samec/1 km, Volduchy (o. Rokycany) 0,1–0,3 samce/1 km, Zhůří (o. Klatovy) 0,3–0,8 samce/1 km (vše Vacík 1991), Smrk (o. Frýdek-Místek) 1,3 samce/1 km (Čapek in Vacík 1991), Boletice na Šumavě 4,6 páru/10 km² lesa (Kloubec 2003), Broumovské stěny 1 pár/1 km² (Vrána in litt.), Krkonoše 0,9 páru/1 km² smrkového lesa (Flousek, Gramsz 1999). V Jizerských horách v místech s vyvěšenými budkami hnízdí 1 pár/0,88 km² se schopností koncentrace až na 2 páry/1 km² (Dusík 1994).

Zajímavé je porovnání se situací v Krkonoších (500 km², 1,2 budky/1 km²) v období 1995 a 1996, v letech se špatnou a dobrou potravní nabídkou (Dusík 1996): 1995 hnízdní hustota 0,4 páru/10 km², 1996 0,9 páru/10 km². V uvedených letech šlo tedy hustotu 2–3x nižší než v modelové oblasti Krušných hor, ovšem s lokální koncentrací až 1 páru/0,7 km². Vzhledem k možnosti tak vysoké koncentrace doporučuje autor zvýšit počty hnízdních příležitostí zahuštěním budek.

Klesající hodnoty denzity hnízdnicíh párů odpovídají početnosti hrabošů r. *Microtus* v jednotlivých letech, což potvrzují např. Korpimäki (1985), Hörndfelt et al. (1990) či

v Krušných horách Holý (2002) a Drdáková (2002). Zjištěné hodnoty denzity a počtu hnízdících párů však neodpovídají celkové potravní nabídce, protože zejména v r. 2007, kdy byla nejvyšší potravní nabídka, a to hlavně díky vysokým stavům myšice lesní, jejíž dominance byla v tomto roce 69,4 %, zahníždilo pouze 11 párů sýce rousného, tedy nejméně ze všech sledovaných let. Myšice lesní je tedy důležitou složkou potravy sýce rousného ve střední Evropě, jak potvrzují např. Vacík (1989) a Schwerdfeger (2007), ale v Krušných horách, jak se zdá, nemusí mít vliv na počet a hustotu hnízdících párů.

Pro celé Krušné hory byla již dříve (např. Drdáková 2004) stanovena početnost sýce rousného asi na 400 párů.

Snůšky

Velikost snůšky závisí na početnosti drobných savců, zejména druhů r. *Microtus* (Korpimäki 1981, Drdáková 2002, Sundell et al. 2004). Ve střední Evropě hraje důležitou roli i myšice lesní (Schwerdfeger 2007). Průměrné velikosti snůšek zjištěné v letech 2006–09 odpovídají početnosti drobných zemních savců rodů *Microtus* a *Apodemus*. Vacík (1989) uvádí, že velikost snůšky negativně koreluje s termínem zahníždění, tedy čím později je snůška snesena, tím je menší. V Krušných horách v letech 2006–09 tomu odpovídají pouze velmi pozdní snůšky. To částečně údaje Vacíka (1989) vyvrací. Drdáková (2002) zjistila v potravně silnějším r. 2001 průměrnou snůšku 5,0 vajec a v potravně slabém r. 2000 pouze 3,6 vajec. Hodnoty odpovídají i sledovaným rokům 2006–2009: v potravně silném roce 2007 byla velikost průměrné snůšky 5,4 vajec, v potravně slabých letech 2008 a 2009 jen 3,1 a 3,4 vajec. Poněkud odlišná průměrná snůška byla v r. 2006, kdy ač se jednalo o potravně slabý rok, bylo průměrně sneseno 4,6 vajec, tedy hodnota blízká se potravně silným rokům. Z toho vyplývá, že velikost snůšky nemusí být v některých letech přímo závislá na velikosti potravní nabídky a mohou ji zřejmě ovlivňovat i další faktory.

Vylíhlá a vylétlá mláďata

Úspěšnost líhnutí neodpovídá zjištěním Korpimäkiho (1981) ve Finsku či Vacíka (1989) v ČSR, že v potravně silných letech je vyšší než v potravně slabých letech. Odpovídá údajům Drdákové (2002), která závislost úspěšnosti líhnutí na velikosti potravní nabídky v Krušných horách v letech 2000 a 2001 nepotvrdila.

V potravně silném r. 2007 byla zaznamenána vysoká úspěšnost líhnutí vajec, podobně tomu však bylo v potravně chudém r. 2009 (tab. 16).

Největší procento vylétlých mláďat bylo zaznamenáno v potravně silném r. 2007 (u snůšek s dokončeným hnízděním 84,4 %), nejmenší v potravně slabém r. 2006 (u snůšek s dokončeným hnízděním 52,0 %), v dalším potravně slabém r. 2008 však byla úspěšnost vylétnutí u snůšek s dokončeným hnízděním 80,8 %. Zajímavé je porovnání úspěšností v potravně chudých letech 2006 vs. 2008 a 2009. Samice v letech 2008 a 2009 snesly méně vajec, z nichž se vylíhlo méně mláďat, jež byli rodiče schopni potravně zajistit. Lze říci, že sýci hnízdící v r. 2006 snesli příliš mnoho vajec a vylíhlá mláďata nebyli schopni uživit. Může to být způsobeno buď náhlou změnou potravní nabídky během sezóny nebo nízkým věkem hnízdících ptáků (což naznačují výsledky předložené práce). Drdáková (2002) uvedla v letech 2000 a 2001 v Krušných horách 58,5 % vylétlých mláďat u dokončených hnízdění. Vacík (1989) uvádí, že průměrný počet vylétlých mláďat koreluje s velikostí snůšky, tedy i s potravní nabídkou, což výsledky z let 2006–09 vyvracejí. Je to patrně způsobeno hlavně r. 2008, kdy i při nízké potravní nabídce úspěšně opustilo hnízdní dutinu velké procento mláďat (tab. 16).

Poněkud jednoznačnější výsledky přináší srovnání všech hnízdění. V potravně silném roce r. 2007 vylétlo o 15–30 % mláďat více než v letech potravně horších (tab. 16).

Začátek hnízdění

Krušné hory jsou z hlediska data zahnízdění srovnatelné s jinými oblastmi Evropy, v rámci ČR však patří mezi místa, kde sýc začíná hnízdit velmi brzy (Vacík 1989).

Jednotlivé roky se z hlediska začátků hnízdění i délky období, v nichž samice snášely svá první vejce, lišily. Odlišné byly i jedny z hlavních faktorů, které určují datum zahnízdění, a to potravní nabídka a výška sněhové pokrývky (Hörndfeldt et al. 1990, Korpimäki 1981). V r. 2006 začali sýci rousní hnízdit nejpozději. Nejvíce párů začalo hnízdit ve 2. a 3. dubnové dekádě. Na toto období připadalo tání velmi vysoké sněhové pokrývky způsobené vystoupaním teplot nad bod mrazu a potravní nabídka byla slabá. V r. 2007, při vysoké potravní nabídce a v roce, kdy v celé ČR během velmi teplé zimy neležela sněhová pokrývka, začali sýci hnízdit již v 2. a 3. dekádě března. V r. 2008 byla potravní nabídka podobná jako v r. 2006, avšak sněhová pokrývka nebyla tak limitujícím faktorem jako v r. 2006, protože nebyla souvislá a její výška dosahovala pouze několika centimetrů. Sýci rousní začali hnízdit v 1. a 2. dubnové dekádě (3 páry se neúspěšně pokoušely zahnízdit již začátkem března, ale při následném poklesu teplot a s tím spojeným sněžením, žádný ze zmíněných párů úspěšně nevyhnízdil; všechny tyto snůšky byly opuštěny). Rok 2009 odpovídal zhruba r. 2006.

Vliv teploty se nejvíce jako rozhodující činitel. Např. v r. 2006 byly průměrné teploty asi o 3°C vyšší než v r. 2007 a přesto páry začaly hnízdit později. Podobně podle Drdákové (2004) v letech 2000 a 2001 ve stejné oblasti průměrné teploty ani výška sněhové pokrývky neovlivnily počty hnízdících párů.

I Drdáková (2002) potvrdila, že počátek snůšky v potravně silném roce je ranější než v potravně slabším. Nejranější zahnízdění sýce rousného pochází z CHKO Žďárské vrchy, kde samice v r. 2002 snesla první vejce již 13. 2. (Čejka 2004). Podle Vacíka (1989, 1991) začíná sýc rousný nejčastěji hnízdit v 1. dubnové dekádě, přičemž nejdříve začínají sýci hnízdit právě v Krušných horách a nejpozději (během května a června) v Orlických horách. Také v Jizerských horách začíná sýc rousný hnízdit v rámci ČR velmi pozdě, někdy až koncem května (Thelenová in litt., vlastní pozorování).

Polygynie, polyandrie, druhá a náhradní hnízdění

Pozdní snůšky mohou být náhradními (Drdáková 2002) nebo se může jednat o polygynii či polyandrii (Vacík 1989, Drdáková 2002). Hypotézu náhradních hnízdění potvrzuje např. zjištění z r. 2006, kdy jedno velmi pozdní hnízdění (datum zahnízdění 24.5.), bylo toho roku 2. zahnízděním ve stejné budce, přičemž 1. započatá snůška byla během inkubace opuštěna samicí, anebo hnízdění z r. 2007, kdy ve stejné budce proběhla 2 hnízdění, přičemž 2. hnízdění nebylo započato dříve než v 2. polovině května. Hypotézu polygynie potvrzuje poslední zaznamenaná snůška (25.5.) v r. 2006, kdy byl samec polygynní, či v r. 2007, kdy poslední zaznamenané hnízdění započalo 16.5. a kdy oba rodiče byli polygamní (samec polygynní a samice polyandrická – tedy dvojnásobná polygamie). Možné náhradní snůšce může odpovídat i poslední hnízdění v r. 2009 (30.5.). Druhé zahnízdění vzhledem k velmi nízké potravní nabídce zřejmě nepřichází v úvahu.

Celkem byla v období 2000–2009 zjištěna 4 náhradní hnízdění – 2 v r. 2002 a 2 v r. 2006 (viz výše). V tomtéž období byly prokázána i 2 druhá zahnízdění – po jednom v letech 2002 a 2007.

Během let 2006–09 bylo ve sledované oblasti zaznamenáno 5 případů polygynie a 1 případ sekvenční polyandrie. V potravně bohatším r. 2007 bylo zaznamenáno nejvíce případů polygamie (18,2 % polygynie a 9 % sekvenční polyandrie), což odpovídá zjištění Carlssona et al. (1987), který při vysoké početnosti drobných savců zjistil 9–14 % bigynních samců. Dle Soneruda (1992) při více než 50% riziku predace vzrůstá úspěšnost hnízdění

druhých samic polygynních samců. Jeho zjištění nemohlo být ve sledovaných letech hodnoceno, protože takovéto hodnoty predace nevykazovala. Výsledky z let 2006–2009 však potvrzují tvrzení Carlssona et al. (1987), který dokázal, že první samice, s kterými samci zahnízdí, snášejí více vajec než druhé samice, a že úspěšnost vyvedení mláďat je opět vyšší u prvních samic (5,1 : 2,8 v r. 1982 a 6,2 : 3,3 v r. 1984). Podle tohoto autora polygynní samci vykazují rovněž věrnost hnízdnímu místu. Věrnost hnízdnímu místu vykazovali polygynní i polyandričtí sýci i v Krušných horách v letech 2006–2009.

Úspěšnost hnízdění

Vacík (1989) zjistil, že v ČSR bylo úspěšně ukončeno až 71,8 % započatých hnízdění, podobnou hodnotu (72,2 %) uvedla Rymešová (2007) v CHKO Žďárské vrchy. Krušné hory, podobně jako Šumava, kde byla v letech 1978–2002 zjištěna 60,2% (32,5% predace) úspěšnost hnízdění (Kloubec 2003), se zdají být v rámci ČR podprůměrnými lokalitami: Procentuální podíl dokončených hnízdění v Krušných horách v letech 2006–09 byl 58,1 %. V potravně slabých letech 2008 a 2009 bylo úspěšně dokončeno 50,0 a 47,1 % hnízdění. V potravně silném r. 2007 to bylo 72,7 % hnízdění, z čehož vyplývá, že čím větší potravní nabídka, tím vyšší úspěšnost hnízdění. Podle Drdákové (2002) však pouze 40,6 % hnízdění v letech 2000–01 bylo úspěšně dokončeno, a to i přesto, že v r. 2001 zahnízdilo díky vysoké početnosti drobných savců, větší množství párů. Autorka to vysvětluje tím, že v roce s větší potravní nabídkou zahnízdily i méně zkušené jedinci, kteří však nebyli při hnízdění tak úspěšní. To je ovšem v rozporu s pozorováním v letech 2006–09.

Hlavními příčinami neúspěšného hnízdění v letech 2006–09 bylo opuštění hnízda, a to ve 22,0 % případů a predace 19,9 % případů. V potravně silném r. 2007 nebyla z nedostatku potravy opuštěna žádná snůška.

Celkově podprůměrná úspěšnost hnízdění v Krušných horách byla zjištěna i v rámci Evropy, protože Korpimäki (1985) uvádí, že v letech 1973–85 bylo úspěšně ukončeno 77,1 % hnízdění a v Německu v letech 1975–78 84,6 % hnízdění (Schwerdfeger 1979). Vacík (1989) zjistil v ČSR průměrně 15,3 % predovaných hnízd a 11,3 % hnízd opuštěných. V Jizerských horách je velké procento snůšek každoročně opuštěno z evidentního nedostatku potravy (Thelenová in verb.). Nedostatek potravy je tak jedním z nejvýznamnějších faktorů negativně ovlivňujících průběh hnízdění, jak potvrzuje zejména r. 2009, kdy bylo z nedostatku potravy opuštěno 23,5 % snůšek.

Je zřejmé, že Krušné hory, oproti jiným místům v ČR a v Evropě, vykazují vysoké procento opuštěných a predovaných hnízd a díky těmto dvěma příčinám pravděpodobně představují výjimečnou lokalitu nejen v rámci ČR. Hlavním rozdílem oproti Skandinávii (ve Finsku je opuštěno a predováno pouze necelých 10 % hnízd) je pravděpodobně velmi vysoká početnost kuny lesní u nás.

Ztráty v hnízdech

Během let 2006–08 byly v hnízdech zaznamenány 54% ztráty; 59,1 % z nich byly ztráty vajec a 40,9 % mortalita mláďat. Největší podíl na ztrátách měla predace (11,7 % mláďat), nezanedbatelné bylo i procento nevylíhlých vajec a kainismus (po 8,9 %). Posledním zaznamenaným jevem byl kronismus (7 %), který byl zjištěn pouze v potravně slabém r. 2006 (13,5 % jedinců – 2. nejdůležitější příčina ztrát), kdy oproti podobně slabému r. 2008 samice nakladly průměrně více vajec a zřejmě samy regulovaly počet jedinců v hnízdech podle toho, jak samec přinášel, resp. nepřinášel potravu. V obou letech totiž opustil hnízdo podobný počet mláďat. Drdáková (2002) také zaznamenala syngenofagii a uvádí, že v r. 2001 ve 2 hnízdech s 5 a 6 vylíhlými mláďaty díky ní uhynulo 40–66,7 %. Mizela vždy nejmladší mláďata, což naše údaje potvrzují. Syngenofagii považuje za jednu z hlavních příčin mortality v hnízdech

sýce rousného např. Möckel (1983). Korpimäki (1981) oproti tomu uvádí, že úhyn byl zaznamenán pouze v 9,9 % hnízd ($n = 445$), 3,1 % jich zničila kuna lesní, 1,3 % bylo opuštěno z nedostatku potravy a v 1 % se vejce nevylíhla. Je tedy zřejmé, že finská populace z hlediska mortality není srovnatelná s populací v Krušných horách.

Věk

Nejmladší populace hnízdila v r. 2006, přičemž daný rok vykazoval nízkou potravní nabídku. Oproti podobně potravně slabému r. 2008, kdy hnízdili zejména staří ptáci, byla průměrná snůška větší, ale úspěšnost vylétnutí mlád'at byla o třetinu nižší, což lze vysvětlit tím, že mladí nezkušení ptáci nebyli schopni uživit všechna vylíhlá mlád'ata. V potravně nejsilnějším r. 2007 hnízdili také převážně staří ptáci, jejichž snůšky byly větší, než tomu bylo u mladých toho roku hnízdících. Úspěšnost hnízdění starší populace je prokazatelně vyšší, ať během vysoké početnosti drobných savců nebo v letech s nízkou početností.

Podle dosavadních znalostí ovlivňují úspěšnost hnízdění více samci než samice, neboť právě samci jsou odpovědní za obstarávání kořisti pro své partnerky a mlád'ata téměř po celou dobu hnízdění, tj. od doby, kdy samice začne snášet vejce, až do doby, kdy mlád'ata dosáhnou věku asi 3 týdnů. Z toho důvodu mohou nezkušené jednoleté samice hnízdit se staršími samci i v roce s nízkou početností drobných savců, zatímco jednoletí samci jsou schopni zdárně obstarat kořist pouze při vysoké potravní nabídce. Jednoletí samci v období špatné dostupnosti potravy vůbec nehnízdí. Je známo, že hnízdní úspěšnost se obvykle zlepšuje se zvyšujícím se věkem samců a jejich věk hraje v tomto ohledu větší roli než věk samic. Pokud zahrnula jednoletá samice s jednoletým samcem, pak oproti starším hnízdícím párům připadl začátek jejich snůšky do pozdějšího období, samice snášely menší počet vajec, úspěšnost líhnutí byla nízká a počet vyvedených mlád'at nižší (Korpimäki 1988).

Podle Drdákové (2002) a dalších v letech s nízkou potravní nabídkou hnízdí pouze staří zkušení ptáci, kteří jsou schopni potravně zajistit svá hnízda. V letech s nízkou početností drobných savců nejsou mladí ptáci schopni hnízdit, při zvyšující se početnosti drobných savců již mladí ptáci hnízdí, ale zahrnula později než staří a jejich snůšky jsou menší. V letech s vysokou početností drobných savců je opět patrné pozdější datum zahrnula, ale rozdíly ve velikostech snůšek mizí. Samice s přibývajícím věkem snášejí více vajec, u samců 6–10 let starých oproti samcům 2–4 roky starým je patrný pokles velikosti snůšek (Laaksonen et al. 2002).

Zajímavá jsou jistě i data o dosaženém stáří sýců rousných v Krušných horách: nejstarší samice kroužkovaná již jako ad. se dožila minimálně 8 let, samice kroužkovaná jako pull. 7 let. Nejstarší samec se dožil 5 let (kroužkovaný jako pull.; je ovšem zapotřebí připomenout, že ad. samci byli systematictěji kroužkováni teprve od r. 2006, takže prvních výsledků bylo dosaženo v r. 2007).

Věrnost hnízdnímu místu

Během sledovaných let (čtyři u samic a tři u samců) bylo zjištěno, že 30,6 % samic a 55,6 % samců zůstává věrných hnízdnímu místu. Téměř třetina samců (31,3 %) opakovaně hnízdí ve stejné budce. Věrnost mlád'at místu narození je velmi nízká. V průběhu let 2001–09 pouze 7 samic a 3 samci a zahrnula v místě narození. Ve stejném období bylo okroužkováno 15 ad. samic a 9 ad. samců. Data tedy neodpovídají údajům např. Korpimäkiho (1981), který ve Finsku zjistil, že samice a mlád'ata většinou migrují, velké množství samců naopak zůstává věrných hnízdnímu místu. Autor tento jev objasňuje na základě pohlavního dimorfismu sýců rousných. Relativně dlouhokřídlí, ale lehčí samci jsou všestrannějšími predátory a jsou tak schopni bránit výhodné teritorium po dlouhou dobu (i za potravně méně příznivých podmínek). Díky této vlastnosti je populace schopna rychle reagovat na místní denzitu kořisti

(počtem zahníždění atd.). Migrující jedinci přilétají i na lokality potravně chudé, ale zůstávají nespárovaní (Lundberg 1979 in Korpimäki 1981). Podobně se vyjadřuje Schwerdfeger (2007), podle něhož v pohoří Harz v severním Německu pouze několik zahníždění v průběhu 28 let bylo tvořeno místními ptáky. Zjistil, že většinu hnízdění obstarávají imigrující jedinci, kteří pocházejí z lokalit vzdálených i více než 600 km. Proporční zastoupení imigrujících a emigrujících sýců byla téměř dvakrát vyšší u samic, což korespondovalo s údaji o dvakrát vyšším počtu stálých samců než samic. Složení populace, tedy poměry hnízdících residentů a imigrujících ptáků, se v jednotlivých letech mění podle potravní nabídky a podle míry nadregionální migrace. Nabízí se vysvětlení, že nové samice mohou pocházet z nemonitorovaných hnízdění v přirozených dutinách v téže oblasti, ale Sorbiho (1995) monitoring přirozených dutin a hnízdních budek tuto hypotézu vyvrací. Autor uvádí, že každoročně více než 50 % hnízdících samic během hnízdní sezóny je nových, ale zcela jistě nepocházejí z téže oblasti. Zdá se, že obdobně tomu je i ve sledované oblasti Krušných hor, kde je na náhorních planinách jen minimální množství nekontrolovaných přirozených dutin.

V letech s různou potravní nabídkou se počty rezidentů a nových ptáků příliš nelišily. Během potravně silného r. 2007 bylo zaznamenáno větší procento hnízdících rezidentních samců (55,6 %) a menší procento (44,4 %) rezidentních samic, tedy obdobně jako v potravně slabém r. 2008, kdy rovněž hnízdilo větší procento (71,4 %) rezidentních samců a menší procento (18,2 %) rezidentních samic. V dalším potravně slabém roce 2009 zahníždilo 60,0 % rezidentních samců a 44,4 % rezidentních samic. V potravně podobně slabém r. 2006 hnízdilo pouze 5 % rezidentních samic, data o samcích nejsou známa. Údaje z let 2006–09 naznačují, že potravní nabídka nemá vliv na počet rezidentů a nových ptáků. Méně rezidentních samic hnízdí v potravně slabších i silnějších letech.

Procento úspěšně dokončených hnízdění rezidentních a nových samic je srovnatelné (71,42 % : 79,59 %). Stejně tak úspěšnost vylétnutí mládřat je u obou skupin srovnatelná (47,62 % : 46,58 %). Rozdíly mezi rezidentními samicemi a novými jsou však z hlediska snůšek, líhnutí mládřat, vylétnutí mládřat statisticky nesignifikantní. Procento úspěšně dokončených hnízdění hovoří mírně ve prospěch rezidentních samců (90,0 % : 83,3 %). Úspěšněji se líhla mládřata rezidentních samců (96,08 % : 66,67 %). Celkově z budek rezidentních samců úspěšně vylétlo vzhledem k počtu snesených vajec 72,6 % mládřat oproti 66,7 % mládřat u nových samců.

Schwerdfeger (2007) během 28 let výzkumu budkové populace sýce rousného v Německu, dosud nezodpověděl otázku zda či jaké výhody má věrnost a migrace a zda mají individuální zkušenosti při hnízdění vliv na úspěšnost jejich zahníždění.

V období 2001–09 zahníždil ve sledované oblasti Krušných hor samec kroužkovaný v Staatforst Escherode (o. Braunschweig, Německo – vzdálenost 278 km) 16.5.05 jako pull., který byl jako hnízdící poprvé chycen 19.5.07. Stal se rezidentním, protože byl znovu odchycen i v letech 2008 a 2009. Dva naši kroužkovanci byli zjištěni v Německu: pull. kroužkovaný 29.5.04 byl nalezen mrtvý 11.3.05 v Olnbernhau (o. Sachsen, Německo – vzdálenost 15 km); pull. kroužkovaný 14.4.07 byl chycen a znovu vypuštěn jako samice 4.5.08 v Forstamt Lauterberg (o. Braunschweig, Německo – vzdálenost 245 km).

Predace a ochrana

Jako přirozenou ochranu proti predátorovi používá sýc změnu hnízdní dutiny. Bylo prokázáno, že s věkem (s dobou používání) hnízdní dutiny roste riziko predace (Sonerud 1993). Kloubec (2003) potvrzuje, že obsazenost budky klesá s jejím věkem. Je to díky tzv. dlouhodobé paměti predátora (ten navštěvuje pravidelně stejná místa).

Predaci lze prokazatelně snížit převěšením budek, a to o 4–61 % (Sonerud 1993). Predaci lze snížit také instalací plastových či plechových zábran, ale i přes tyto zábrany je kuna schopna hnízdo zničit (Zvára 2007, Drdáková 2002).

Na ochráněných hnízdech byla predace průměrně 11,6 % oproti celkové zjištěné predaci 19,7 %, tedy o 8,1 % méně.

Ještě výraznější rozdíl je patrný při porovnání ochráněných a neochráněných hnízd. Predace na nechráněných hnízdech byla průměrně 33,4 %, což je hodnota o téměř 22 % vyšší než u chráněných hnízd. Ke statisticky průkaznému vyhodnocení během 3 sledovaných let však bylo nasbíráno málo dat. Výsledné hodnoty, tedy 5,2% a 33,4% rozdíly, jsou srovnatelné s výše uvedeným testováním účinku převěšení budek prováděným Sonerudem (1993). Na Šumavě se poměr predovaných hnízd v závislosti na stáří budek dlouhodobě, avšak statisticky neprůkazně snižoval Kloubec (2003).

Velikost domovských okrsků

Lokace výskytu divokých zvířat získané pomocí telemetrického sledování nejsou přesnými místy výskytu sledovaných jedinců, ale jsou pouze jejich odhadem (White, Garrott 1990). Je proto třeba nahlížet na domovské okrsky založené na těchto lokacích stejným způsobem.

Porovnání výsledků této studie s výsledky ze zahraničí je i bez ohledu na odlišné stanovištní podmínky jednotlivých výzkumů poměrně obtížné. Je tomu tak především proto, že se buď liší použité metody odhadů domovských okrsků, nebo studie neuvádějí všechny důležité parametry použité při vyhodnocení. Velmi často se u jednotlivých studií také liší celková doba sběru dat, případně nejsou uvedeny počty lokací, na jejichž základě byly okrsky vykresleny, nebo není uveden počítačový program, v němž byly okrsky stanoveny. Navíc většina doposud publikovaných studií domovských okrsků sýce rousného stanovila okrsky pouze metodou MCP, přičemž tato metoda byla mnohokrát kritizována a celkově není vhodná pro porovnávání výsledků jednotlivých studií domovských okrsků (Börger et al. 2006, Laver, Kelly 2008). Také lze předpokládat, že rozdělení dat (souborů lokací nočního lovu) bylo i v zahraničních studiích ze statistického pohledu nenormální a bylo by tak lepší porovnávat hodnoty mediánů namísto průměrů jednotlivých veličin souhrnných výsledků.

Přesto asi nejvěrohodnější srovnání našich výsledků je možné se studií z Norska, kterou provedli Sonerud et al. (1986). V této studii byl sledován jeden samec po dobu pěti nocí, tedy stejně dlouho, jako v Krušných horách. Autoři zjistili celkovou rozlohu okrsku metodou MCP 205 ha, pomocí stejné metody činí průměr 11 krušnohorských okrsků 218 ha. Tyto rozlohy jsou téměř stejné, problémem je pouze to, že srovnáváme jeden okrsek s průměrem 11 dalších. To platí i pro následující hodnoty, které jsou si však také poměrně blízké. Sonerud et al. (1986) uvádějí, že velikost okrsků jednotlivých nocí byla průměrně 60 ± 18 ha, maximální vzdálenost samce od budky během těchto nocí byla průměrně 1198 ± 109 m a délka okrsků jednotlivých nocí byla průměrně 1407 ± 373 m. Námi zjištěná průměrná velikost okrsků jednotlivých nocí je 87 ± 49 ha, průměrná maximální vzdálenost od budky samců při lovu je 1229 ± 358 m a průměrná délka okrsků jednotlivých nocí činí 1630 ± 511 m.

Srovnání našich výsledků se studií, kterou provedli Jacobsen, Sonerud (1987) je již spornější. Autoři uvádějí průměrnou velikost okrsku tří samců, kteří byli sledováni v roce s gradačním vrcholem hrabošů. Právě velikost potravní nabídky mohla způsobit, že uvedená průměrná velikost 181 ± 48 ha pomocí MCP je menší ve srovnání s naším výsledkem 218 ± 68 ha, jelikož norští samci toho patrně nemuseli tolik naléhat při hledání kořisti během gradace hrabošů. Zajímavé je však zjištění autorů, že okrsky získané během 10 a 13 nocí sledování byly velké 227 a 184 ha (okrsek třetího samce měl rozlohu 131 ha a zaznamenán

byl během čtyř nocí). Přestože naše sledování probíhalo pouze pět nocí u každého samce, jsou jednotlivé krušnohorské okrsky většinou větší než ty, které uvádějí Jacobsen, Sonerud (1987).

Srovnání s dalšími studiemi je již do značné míry zavádějící. Sorbi (2003) neuvádí počty lokací získaných pro jednotlivé samce, ani dobu jejich sledování. Autor pouze uvádí, že plocha využitá každou noc je velká 47–75 ha a celkové okrsky určené metodou MCP se pohybují v rozmezí 100–300 ha. Tyto informace nejsou úplně dostatečné, přesto se uvedené souhrnné výsledky od těch našich mnoho neliší. Průměr krušnohorských okrsků jednotlivých nocí je 87 ± 49 ha (rozmezí ovšem 25–266 ha) a celková rozloha okrsků je 124–343 ha, vše dle MCP. Zdá se tedy, že hnízdící samci využívají v době hnízdění prostor s rozlohou přibližně do 300 ha.

Výše je uvedeno, že jednotlivé lokace jsou odhadem skutečných míst výskytu sledovaných jedinců. To musí být zdůrazněno zejména s ohledem na uvedené výsledky tras pohybu samců během jednotlivých nocí. Vyhodnocení pohybových tras je totiž např. oproti odhadu velikosti celkového okrsku více ovlivněno skutečností, že jednotlivé lokace jsou pouze odhadem skutečného místa výskytu (Kauhala, Tiilikainen 2002) a dále byly ze zaznamenaných tras pohybu sýců odstraněny lokace, kdy se samci vyskytovali u hnízdní budky. Bylo tak učiněno kvůli věrohodnějšímu srovnání těchto hodnot pro jednotlivé samce, jelikož data o jejich výskytu u hnízdní budky nebyla získána během všech nocí sledování, případně v různých počtech. Uvedené hodnoty nalétaných vzdáleností je tedy třeba brát opravdu s rezervou, jelikož jsou patrně nadhodnoceny kvůli chybě zabudované v lokacích (Kauhala, Tiilikainen 2002) a podhodnoceny jsou naopak vyřazením bodů výskytu u hnízdní budky. Z tohoto důvodu je průměrná nalétaná vzdálenost $8,4 \pm 2,5$ km na noc patrně podhodnocením skutečně nalétaných vzdáleností.

Výsledky denního sledování se dají poměrně dobře porovnat se studií v Norsku, kdy byly metodou MCP stanoveny tři odpočinkové okrsky, jejichž průměrná rozloha byla spočtena na 142 ± 73 ha (Jacobsen, Sonerud 1987). Průměrná velikost odpočinkových okrsků z Krušných hor (50 ± 56 ha) je tak téměř 3x menší. Jistě není náhodou, že i ten nejmenší okrsek (94 ha) zjištěný v Norsku je větší než 13 z 15 krušnohorských okrsků, přestože byl stanoven z menšího počtu lokací než většina našich okrsků. Pravděpodobným vysvětlením bude rozdílná porostní skladba jednotlivých oblastí, kdy v Norsku je zřejmě dostatek vhodných odpočinkových míst oproti omezené nabídce těchto míst v pozměněných porostech imisních holin Krušných hor. Větší průměrné překrytí lovných a odpočinkových okrsků (56 ± 9 %) uvedené stejnými autory zjevně odráží tutéž skutečnost, kdy krušnohorští samci s menšími odpočinkovými okrsky vykazují i menší překrytí denních a nočních okrsků (29 ± 24 %).

Pozoruhodné je ovšem zjištění, které uvádí Sorbi (2003). Autor dohledal samce během denního odpočinku vždy ve velmi mladých porostech smrku ztepilého (15–25 let), což je téměř přímým opakem našich pozorování, kdy si samci k odpočinku vybírali ty nejstarší dostupné porosty v oblasti (tj. ve věku 30–50 let). Zajímavostí je, že Bye et al. (1992), Jacobsen, Sonerud (1987) a Sorbi (2003) uvádějí, že žádný ze sledovaných sýců nebyl při odpočinku nikdy zaznamenán na stejném stromě. V Krušných horách byli při odpočinku na stejném stromě zastíženi dva samci celkem ve třech případech.

Genetická struktura populace

Výsledky této práce potvrzují dosavadní studie o striktní monogamii samic sýce rousného (s výjimkou sekvenční polyandrie) a do budoucnosti se dá předpokládat minimální nebo žádný výskyt mimopárových mláďat.

Z dosavadních výsledků je patrné, že genetická diverzita jedinců z Krušných hor klesá a poslední 2 roky studie (do r. 2008) se koeficient inbreedingu vychyluje z Hardy-Weinbergovy rovnováhy. Z terénních dat, především z počtů retrapů, bylo zjištěno relativně

vysoké procento rezidentních samců a také samic. Ačkoli pro distanční analýzy bylo relativně málo dat, zdá se být toto vysvětlení nejpravděpodobnější příčinou poklesu genetické diverzity. Více zgenotypovaných jedinců a intenzivní kroužkování v oblasti v budoucnu napomůže k přesnějším výsledkům a k lepšímu pochopení vztahů v populaci.

Predátoři drobných savců náhorních plošin Krušných hor (se zaměřením na sýce rousného)

Z posouzení vhodnosti predátorů (se zaměřením na sýce rousného) pro biologický boj s drobnými hlodavci jednoznačně vyplývá, že sýc rousný je v modelové oblasti s ohledem na potřeby lesního hospodářství a posláním ptačích oblastí jediným potenciálně využitelným predátorem k biologickému boji s nebezpečnými hlodavci. Početnost ostatních predátorů (výr velký, pušтік obecný, ještřáb lesní, liška obecná a oba druhy kun, prase divoké) nelze zvyšovat mimo jiné i z toho důvodu, že většina z nich je přímým predátorem nejen sýce rousného, ale i tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*), druhu, jenž je předmětem ochrany v ptačí oblasti Východní Krušné hory.

14. Literatura

Anděra, M., Horáček, I., 2005: Poznáváme naše savce. Ml. fronta.

Bejček, V., 1990: Sukcese společenstev ptáků a drobných savců na stanovištích zdevastovaných člověkem. Habil. práce, LF VŠZ Praha.

Bejček, V., Šťastný, K., Zima, J., Heroldová, M., Hubálek, J., Juřicová, Z., 1990: Zpráva o výsledcích ekologického výzkumu v imisemi postižené oblasti Krušných hor. Ms. LF VŠZ Kostelec n. Č. l., ÚSEB ČSAV Brno.

Bejček, V., Šťastný, K., Zima, J., 1995: Communities of small mammals in immission polluted mountain ranges in the Czech Republic. In: Gurnell, J. (ed.), 2nd European Congress of Mammalogy, 27 March – 1 April, Southampton: 159.

Boitani, L., and Fuller, T. (Eds.), Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences. Columbia University Press, New York, pp 65–110.

Börger, L., N. Franconi, G. De Michele, A. Gantz, F. Meschi, A. Manica, S. Lovari, Coulson T., 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. Journal of Animal Ecology 75:1493–1405.

Bye, F. N., Jacobsen, B. V., Sonnerud, G. A., 1992: Auditory prey location in a pause-travel predator: search height, search time, and attack range of Tengmalm's owls *Aegolius funereus*. Behavioral Ecology 3: 26–276.

Carlsson, B., Hornfeldt, B., Lofgren, O., 1987: Bigyny in Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: effect of mating strategy on breeding success. Ornis Scand. 18: 237–243.

Čejka, J., 2004 : Mimořádně časně hnízdění sýce rousného (*Aegolius funereus*) ve Žďárských vrších v roce 2002. Crex 23-24: 169–171.

Červený, J., Kamer, J., Kholová, H., Koubek, P., Martínková, N., 2003: Encyklopedie myslivosti. Ottovo nakladatelství – Cesty, Praha.

Davidová, L., 2009: Potrava sýce rousného (*Aegolius funereus*) v Krušných horách v roce 2006 .Dipl. práce FŽP ČZU v Praze.

Drdáková, M., 2002: Hnízdění biologie sýce rousného (*Aegolius funereus*) v imisních oblastech Krušných hor. Dipl. práce LF ČZU v Praze.

Drdáková, M., 2004: Sýc rousný – úspěšný druh imisních holin. Živa 3: 128-130.

Drdáková, M., Zárybnický, J., 2003: Noční aktivita samice sýce rousného *Aegolius funereus* v Krušných horách: předběžné výsledky. In: Bryja J. et Zúkal J. [eds.]: Zoologické dny Brno 2003. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno: 137–138.

Dusík, M., 1994: Výsledky obsazování hnízdních budek pro dravce a sovy na území KRNAP v letech 1992-1994. Prunella 20: 17–20.

Dusík, M., 1996: Stručné vyhodnocení obsazení hnízdních budek pro dravce a sovy na území KRNAP v roce 1996. Prunella 22: 8–11.

Dvořáčková, Š., 2009: Potravní ekologie sýce rousného (*Aegolius funereus*) v Krušných horách (2004–2005).Dipl. práce FŽP ČZU v Praze.

Erlinge, S., 1987: Predation and noncyclicality in a microtine population in southern Sweden. Oikos 50: 347–352.

Flousek, J., 1992: Společenstva ptáků a drobných savců v imisemi postižených oblastech Krkonoš – struktura a vývoj. Dokt. disert. práce, PřF UK Praha.

Flousek, J., Gramsz, B., 1999: Atlas hnízdního rozšíření ptáků Krkonoš. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek, J., Hudec, K., 1991: Vliv průmyslových imisí a velkoplošného rozpadu lesních porostů na hnízdní společenstva ptáků ve střední Evropě. Sylvia 28: 51–63.

Gandon, S., 1999: Kin Competition, the Cost of Inbreeding and the Evolution of Dispersal. Journal of Theoretical Biology 4: 345–364.

Friedman, M., 1937: The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. Journal of American States Association 32: 675–701.

Gautestad, A. O., Mysterud I., 1993. Physical and biological mechanisms in animal movement processes. Journal of Applied Ecology 30:523-535.

Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M., 1980: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. Wiesbaden.

Grosse, A., 1989: Untersuchungen zur Populationsökologie von Kleinsäugetern in immissionsbeeinflussten Fichtenforsten des Osterzgebirges unter besonderer Berücksichtigung der Erdmaus (*Microtus agrestis* L.). Diploma Thesis, Univ. Tharandt.

Grzywaczewski, G., 2007: Home range size and habitat use of the Little Owl *Athene noctua* (Scopoli 1769) in Lublin region (East Poland). World Owl Conference, Groningen, Netherland 31 October through 4 November 2007. Proceedings: 19.

Hanel, J., 2008: Hnízdní biologie sýce rousného (*Aegolius funereus*) v imisníchoblastech Krušných hor. Dipl. práce FŽP ČZU v Praze.

Harris, S., Cresswell, W. J., Forde, P. G., Trehwella, W. J., Woollard, T., Wray, S., 1990: Home-range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal Rev., 20, 2/3: 97–123.

Heroldová, M., 1992: The diet of *Microtus agrestis* in immission clearings in the Krušné hory Mts. Folia Zool. 41: 11–18.

Heroldová, M., Zejda, J., 1995: The small mammal communities of immission clearings in the Beskydy Mountains. In: Gurnell, J. (ed.): ., 2nd European Congress of Mammalogy, 27 March – 1 April, Southempton: 162.

Holý, P., 2002: Potravní ekologie sýce rousného (*Aegolius funereus* L.) v imisních oblastech Krušných hor. Dipl. práce LF ČZU v Praze.

Hörnfeldt, B., Carlsson, B.-G., Löfgren, O., Eklund, U., 1990: Effects of cyclic food supply on breeding performance in Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*). Canadian Journal of Zoology, 68: 522–530.

Hruška, J., 1978: Sýci rousní hledají pomoc člověka. Památky a příroda 3: 42–43.

Hsu, Y.-C., Li, S.-H., Lin, Y.-S., Philippart, M.T., Severinghaus, L.L., 2006: High frequency of extra-pair fertilization in the Lanyu scops owl *Otus elegans botelensis*. Journal of Avian Biology 37: 36–40.

Hýlová, A., Hanel, J., Šťastný, K., Popelka, J., (v tisku): Protipredační ochrana hnízdních budek sýce rousného (*Aegolius funereus*) v Krušných horách v letech 2006–2009.

Jacobsen, B. V., Sonerud, G. A., 1987. Home range of Tengmalm's Owl: A comparison between nocturnal hunting and diurnal roosting. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-142: 189–192.

Johnson, B.S., 1993: Reproductive success, relatedness, and mating patterns in a colonial bird, the burrowing owl. J. Reptor Res. 27: 61.

Kauhala, K., Tiilikainen, T., 2002: Radio location error and the estimates of home-range size, movements, and habitat use: a simple field test. Annales Zoologici Fennici 39: 317–324.

Keller L. F., Walter D. M., 2002: Inbreeding effects in wild populations. Elsevier Science, 5: 230–241.

Kenward, R. E., 2001: A manual for willdlife radio tagging. Academic Press, London.

Klemola, T., Korpimäki, E., Norrdahl, K., 1998: Does avian predation risk depress reduction of voles? Oecologia 115: 149–153.

Kloubec, B., 2003: Hnízdění sýce rousného (*Aegolius funereus*) v budkách na Šumavě: shrnutí z let 1978–2002. Buteo 13: 75–86.

Kloubec, B., Vacík, R., 1990: Náčrt potravní ekologie sýce rousného (*Aegolius funereus* L.) v Československu. Tichodroma 3: 103–125.

Komrsková, P., 2009: Potravní ekologie sýce rousného (*Aegolius funereus*) v Krušných horách. Dipl. práce FŽP ČZU v Praze.

Koopman, M. E., Schable, N. A., Glenn, T. C., 2004: Development and optimization of microsatellite DNA primers for boreal owls (*Aegolius funereus*). Molecular Ecology Notes, 4: 376–378.

Korpimäki, E., 1981: On the ecology and biology of Tengmalm's Owls *Aegolius funereus* in Southern Ostrobothnia and Soumenselka, western Finland. Acta Univ. Oul. A118. Biol. 13: 1–84.

Korpimäki, E., 1986: Seasonal changes in the food of the Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in western Finland. Annales Zoologici Fennici, 23 (4): 339–344.

- Korpimäki, E., 1988a: Diet of breeding Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: long-term changes and year-to-year variation under cyclic food conditions. *Ornis Fenn.* 65: 21-30.
- Korpimäki, E., 1988b: Effects of age on breeding performance of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* in western Finland. *Ornis Scand.* 19: 21-26.
- Korpimäki, E., 1992: Fluctuating food abundance determines the lifetime reproductive success of male Tengmalm's owls. *Journal of Animal Ecology*, 61: 103–111.
- Korpimäki, E., Norrdahl, K., 1989: Predation of Tengmalm's owls: numerical responses, functional responses and dampening impact on population fluctuation of microtines. *Oikos* 54: 154-164.
- Korpimäki, E., Norrdahl, K., Klemola, T., Pettersen, T., Stenseth, N. C., 2002: Dynamic effects of predators on cyclic voles: field experimentation and model extrapolation. *The Royal Society* 269: 991-997.
- Krebs, Ch. J., 1989: *Ecological methodology*. New York. Harper and Row.
- Laaksonen, T., Korpimäki, E., Hakkarainen, H., 2002: Interactive effects of parental age and environmental variation on the breeding performance of Tengmalm's owls. *Journal of Animal Ecology* 71: 23–31.
- Laver, P. N. and M. J. Kelly (2008). A critical review of home range studies. *Journal of Wildlife Management* 72(1): 290-298.
- Lindstedt, E. R., Oh, K. P., Badyaev, A. V., 2007: Ecological, social, and genetic contingency of extrapair behavior in a socially monogamous bird. *Journal of Avian Biology* 38: 214–238.
- Losos, B., Gulička, J., Lellák, J., Pelikán, J., 1984: *Ekologie živočichů*. SPN, Praha.
- Mappes, T., Koskela, E., Ylönen, H., 1998: Breeding suppression in voles under predation risk of small mustelids: laboratory or methodological artefact? *Oikos* 82: 365-369.
- Marcum, C.L., Loftsgaarden, D.O., 1980: A nonmapping technoloque for studying habitat preferences. *Journal of Wildlife Management* 44: 963–968.
- Marshall, T.C., Slate, J., Kruuk, L.E.B., Pemberton, J.M., 1998: Statistical confidence for likelihood-based paternity inference in natural populations. *Mol. Ecol.* 7: 639-655.
- Möckel, R., 1983: Zur Verbreitung und Brutbiologie des Rauhfusskauzes, *Aegolius funereus* im Westerzgebirge. *Beitr. Vogelk.* 29: 137–151.
- Müller, W., Epplen, J.T., Lubjuhn, T., 2001: Genetic paternity analysis in little owls (*Athene noctua*): does the high rate of paternal care select against extra-pair young? *J. Ornitho.* 142: 195-203.
- Neu, C.V., Byers, C.R., Peek, J.M., Boy, V., 1974: A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38: 541–545.
- Newton, I., 2006: Advances in the study of irruptive migration. *Ardea*, 94. 433–460.
- Pelikán, J., 1968: The edge effect of the trapping area in estimates of numbers of small mammals. *Zool. Listy* 17: 97-108.
- Powell, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. In:

Rodgers, A. R., Carr, A. P., Beyer, H.L., Smith, L., Kie, J.G., 2007: HRT: Home Range Tools for ArcGIS. Version 1.1. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.

Rymešová, D., 2007: Složení potravy a hnízdní úspěšnost sýce rousného (*Aegolius funereus*) v CHKO Žďárské vrchy. Buteo 15: 49–57.

Seman, D. E., Millspaugh, J. J., Kernohan, B. J., Brundige, G. C., Raedeke, K. J., Gitzen, R. A., 1999: Effect of sample size on kernel home range estimates. Journal of Wildlife Management 63: 739–747.

Seaman, D. E., Powell R. A., 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. Ecology 77:2075–2085.

Schwerdtfeger, O., 1979: Neues Brutgebiet des Rauhfusskauzes (*Aegolius funereus*) im Westharz. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 11: 1–7.

Schwerdtfeger O., 2007: Life history and reproductive success in Tengmalm's owl. World Owl Conference, Groningen, Netherland 31 October through 4 November 2007. Proceedings: 19.

Sobotová, L., 2008: Potravní ekologie sýce rousného (*Aegolius funereus*) v imisních oblastech Krušných hor. Dipl. práce FŽP ČZU v Praze.

Sonerud, G. A., 1985: Nest hole shift in Tengmalm's Owls *Aegolius funereus* as defence against nest predation involving long – term memory in predator. Journal of Animal Ecology 54: 179–192.

Sonerud, G. A., 1992: Nest predation may make the 'deception hypothesis' unnecessary to explain polygyny in the Tengmalm's owl. Animal Behaviour 43: 871–874.

Sonerud, G. A., 1993: Reduced predation by nest box relocation: differential effect on Tengmalm's Owl nests and artificial nests. Ornis Scandinavica 24: 3.

Sonerud, G. A., Solheim, R., Jacobsen, B. V., 1986: Home-range use and habitat selection during hunting in a male Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*. Fauna Norvegica, Ser. C, Cinclus 9: 100–106.

Sorbi, S., 1995: La Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) en Belgique. Synthèse et mis à jour du statut. Aves 32: 101–132.

Sorbi, S., 2003: Étendue et utilisation du domaine vital chez la chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* en Haute-Ardenne Belge: suivi par radio-pistage. Alauda 71: 215–220.

Sorbi, S., 2007: Size and use of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* home range in the high Belgian Ardene – radio-tracking monitoring. World Owl Conference, Groningen, Netherland 31 October through 4 November 2007. Proceedings: 68.

Sundell, J., Huitu, O., Hentonenn, H., Kaikusalo, A., Korpimäki, E., Pietiäinen, H., Saurola, P., Hanski, I., 2004: Large-scale spatial dynamics of vole populations in Finland revealed by the breeding success of vole-eating avian predators. Journal of Animal Ecology 73, 167–178.

Swihart, R. K., Slade, N. A., 1997. On testing for independence of animal movements. Journal of Agriculture, Biological, and Environmental Statistics 2:48–63.

Tichý, V., 1976: hraboš mokřadní – nový vážný škůdce lesních výsadeb. Lesnická práce 66: 73–78.

Tichý, V., 1988: Ptačí budky. ČSOP Praha – Metodická příručka č. 12.

Vacík, R. 1989: Hnízdní biologie sýce rousného, *Aegolius funereus*, v Čechách a na Moravě. Dipl. práce, PřF UK Praha.

Vacík, R. 1991: Hnízdní biologie sýce rousného, *Aegolius funereus*, v Čechách a na Moravě. Sylvia 28: 95–113.

Van Oosterhout, C., Hutchinson, W.F., Wills, D.P.M., Shipley P., 2004: Micro-Checker: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. Mol. Ecol. Notes 4: 535–538.

White, G. C., Garrott, R. A., 1990: Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego.

Withey, J. C., Bloxton, T. D., Marzluff, J. M., 2001: Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. In: Millspaugh J. J. et Marzluff J. M. [eds.]: Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego: 43–70.

Zárybnická, M., 2008: Cirkadiánní aktivita sýce rousného (*Aegolius funereus*) v Krušných horách: efekt rozdílných rodičovských rolí. Sylvia 44: 51–61.

Zárybnická, M., 2009: Parental investment of female Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: correlation with varying food abundance and reproductive success. Acta ornitologica 44, 1: 81–88.

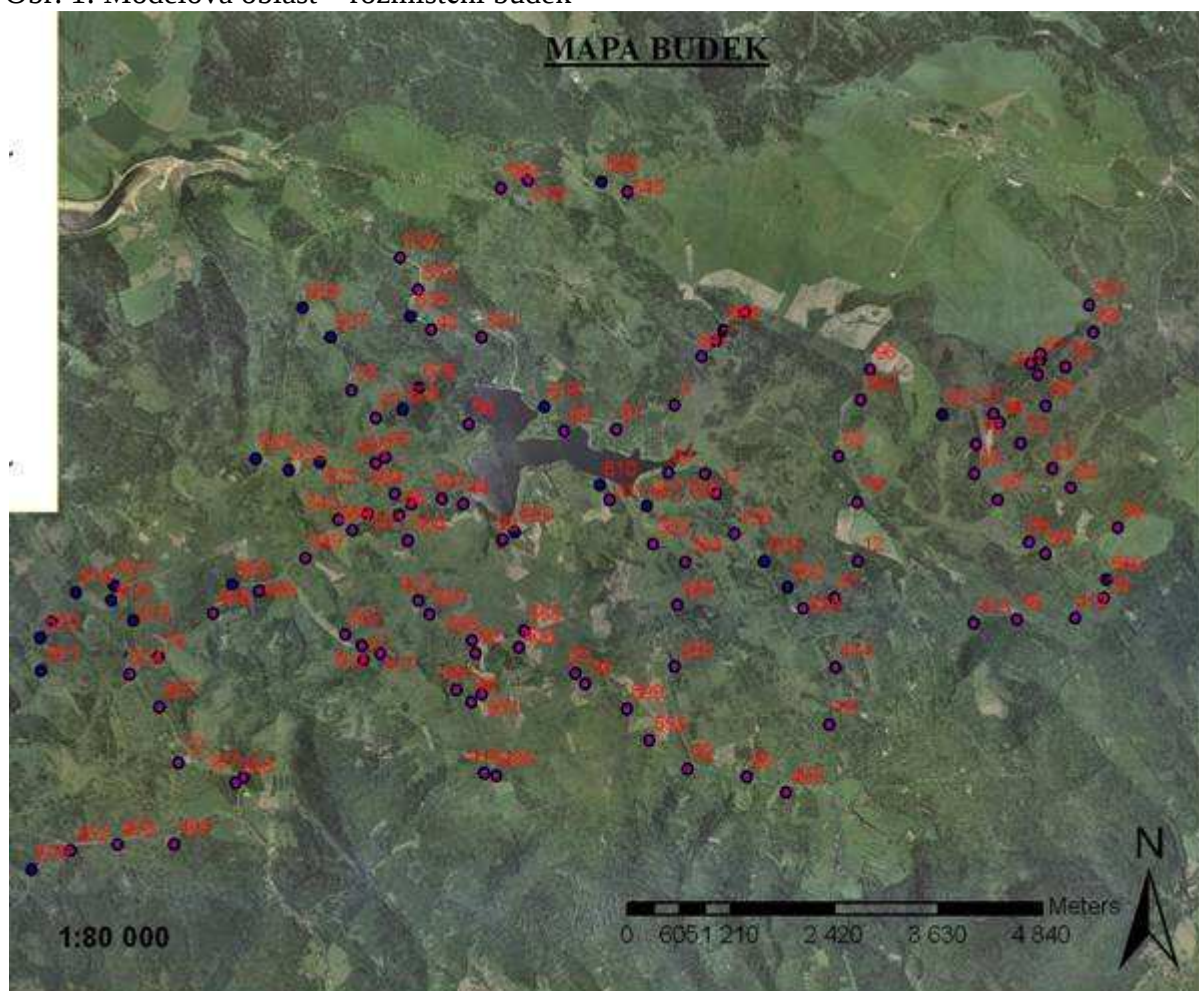
Zasadil, P. (ed.), 2001: Ptačí budky a další způsoby zvyšování hnízdních možností ptáků. ČSOP Praha.

Zophel, U., Schulenburg, J., 1991: Die Kleinsäugerfauna in den Hohenlagen Osterzgebirges. In: Populationsökologie von Kleinsäugerarten. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1990/34: 283–298.

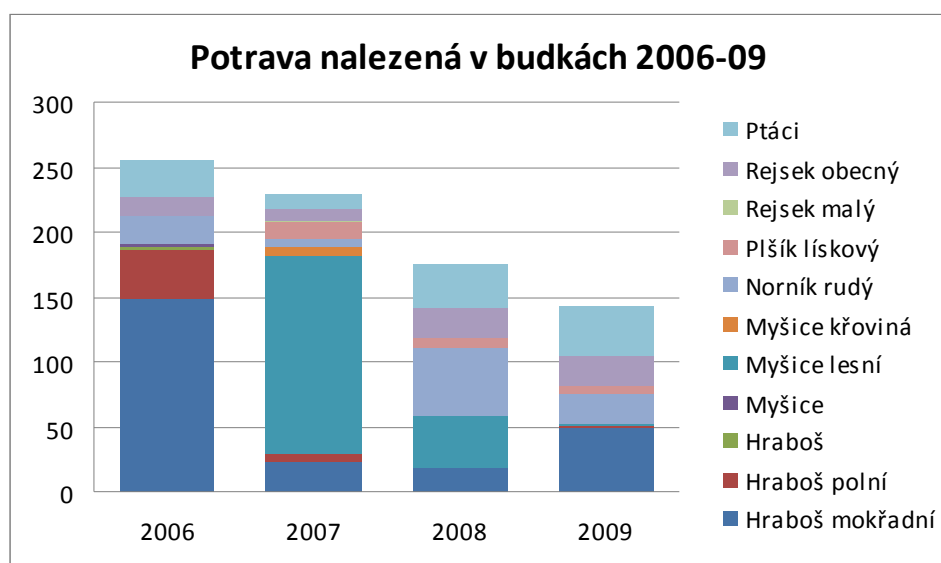
Zváral, K., 2007: Co dokáže kuna. Myslivost 7: 36.

15. Přílohy

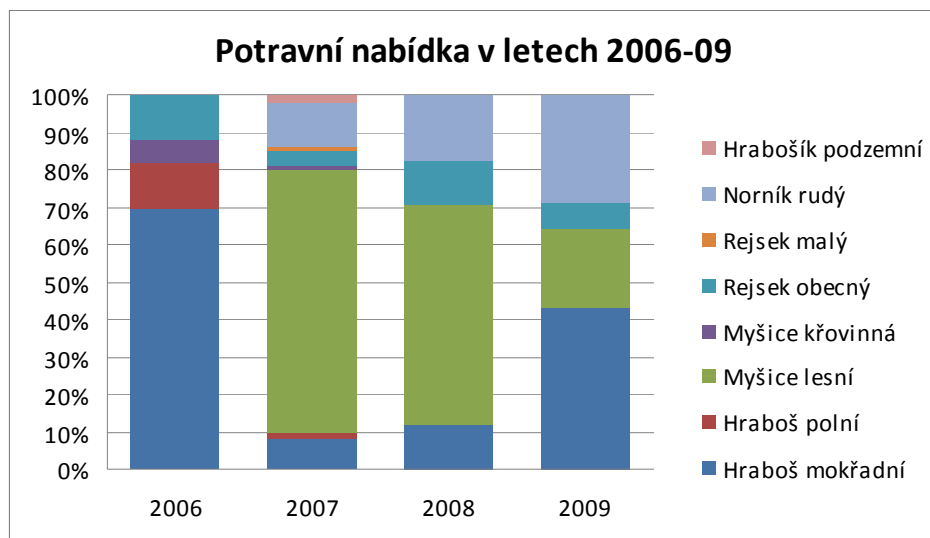
Obr. 1: Modelová oblast – rozmístění budek



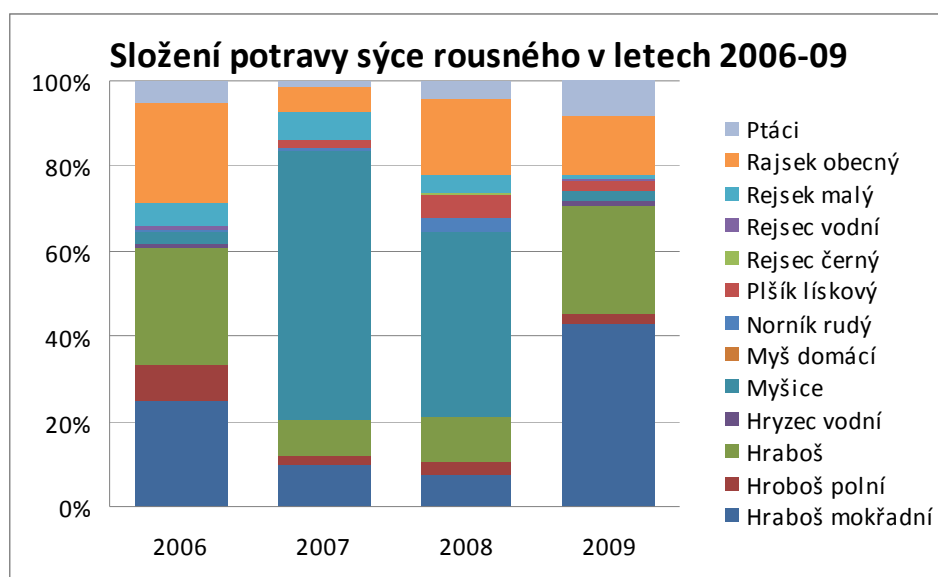
Obr. 2: Potrava nalezená v budkách v letech 2006–2009



Obr. 3



Obr. 4



Tab. 36: Početnost populací drobných zemních savců v místech výskytu a absence sýce rousného

Budka	S predačnīm tlakem ex. /100 past'onocí	Bez predačnīho tlaku ex. /100 past'onocí
402	2,7	4,0
504	2,0	4,7
565	3,0	4,7
Průměr	2,6	4,5

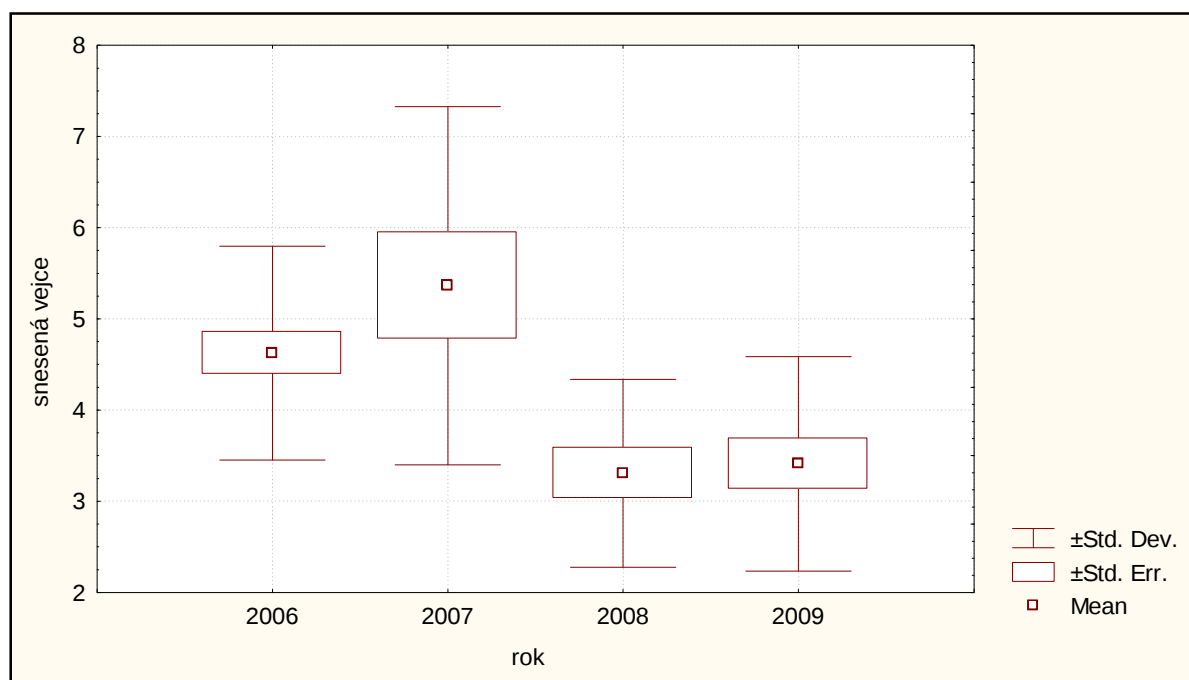
Tab. 37: Počet kořisti v budkách vers. skutečný počet donesené kořisti (vybrané druhy)

Druh/rok	2006	2006	2007	2007	2008	2008	2009	2009
	Reál.	Přepoč.	Reál.	Přepoč.	Reál.	Přepoč.	Reál.	Přepoč.
Savci	1115	3378	659	1997	447	1355	286	867
H.mokř.+neurč.	620	1879	121	367	84	255	213	645
Hraboši celk.	725	2197	141	427	114	345	220	667
Myšice	29	89	420	1273	202	612	8	24

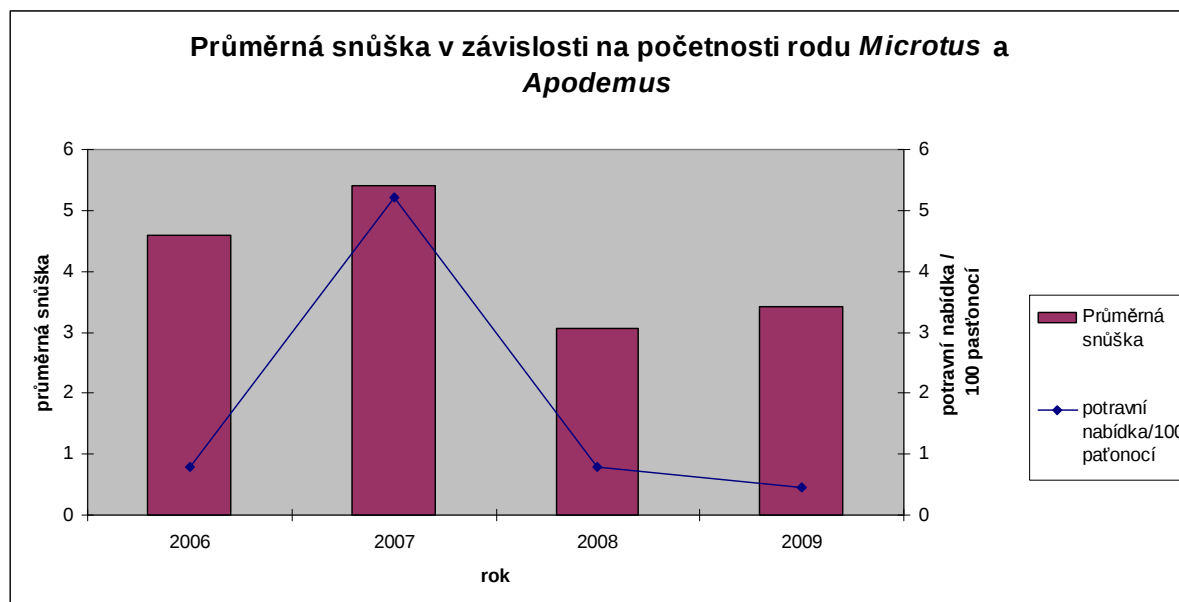
Tab. 38: Průměrný počet kořisti/budku vers. přepočtený

Druh/rok	2006	2006	2007	2007	2008	2008	2009	2009
	Reál.	Přepoč.	Reál.	Přepoč.	Reál.	Přepoč.	Reál.	Přepoč.
Savci	46	141	57	182	32	97	17	51
H.mokř.+neurč.	26	78	11	33	6	18	12	38
Hraboši celk.	30	92	13	39	8	25	13	39
Myšice	1	4	38	116	14	44	0,4	1,4

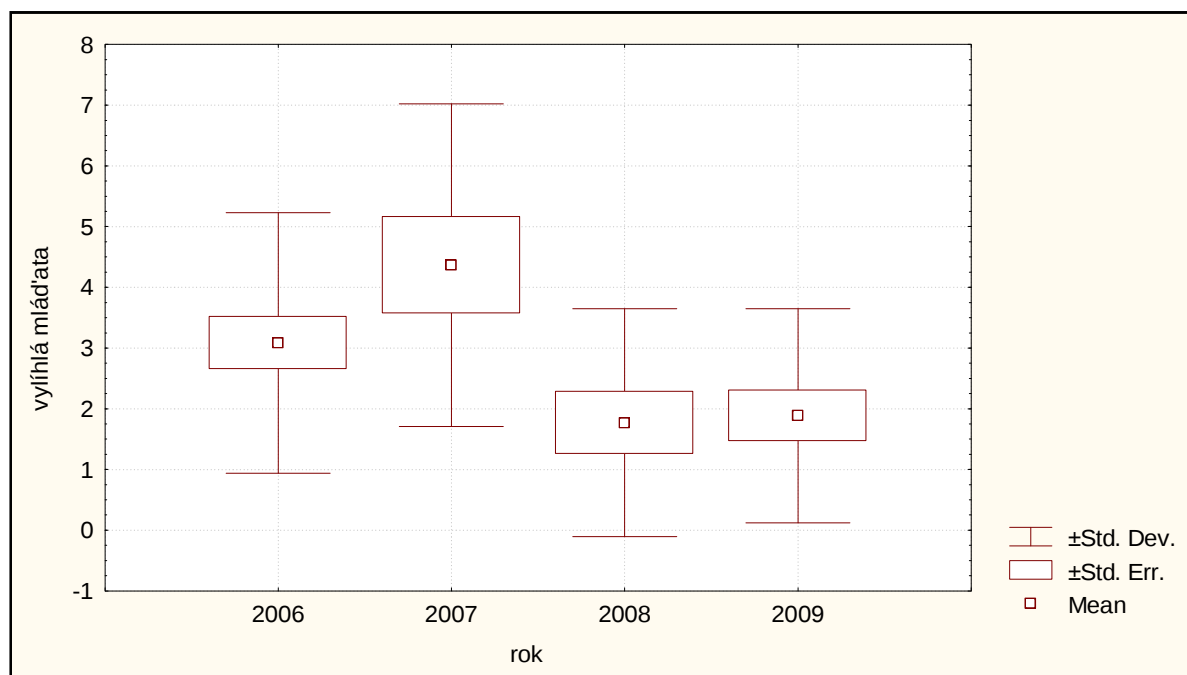
Obr. 5: Snůšky v jednotlivých letech



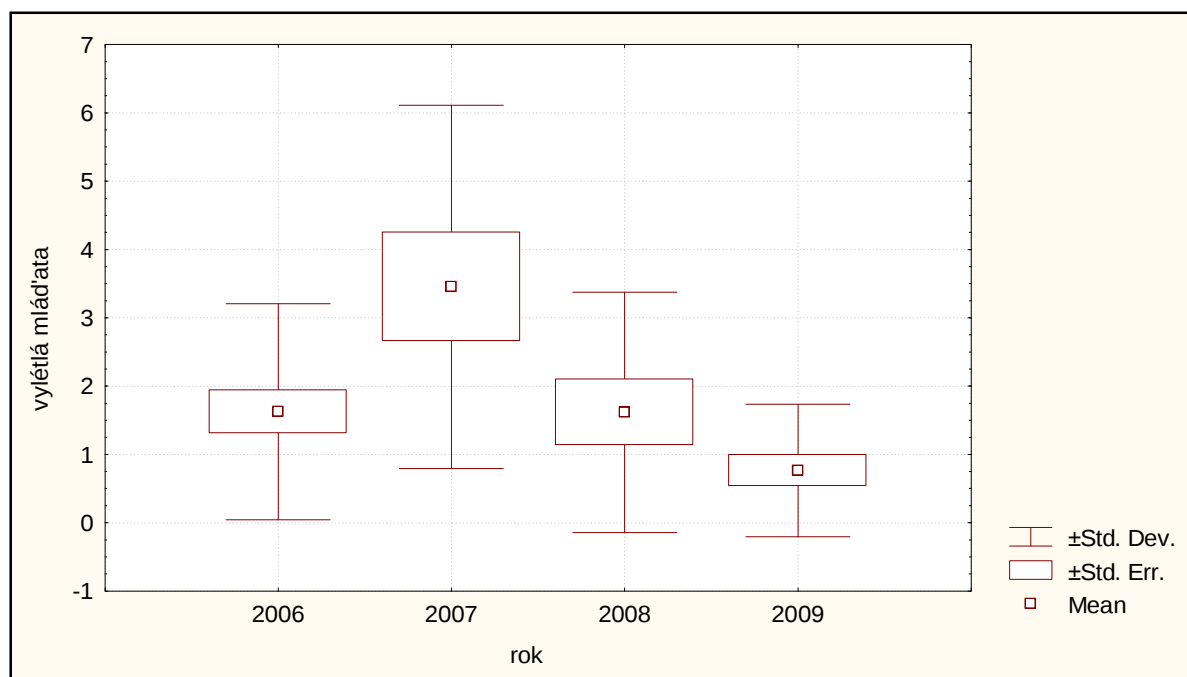
Obr. 6



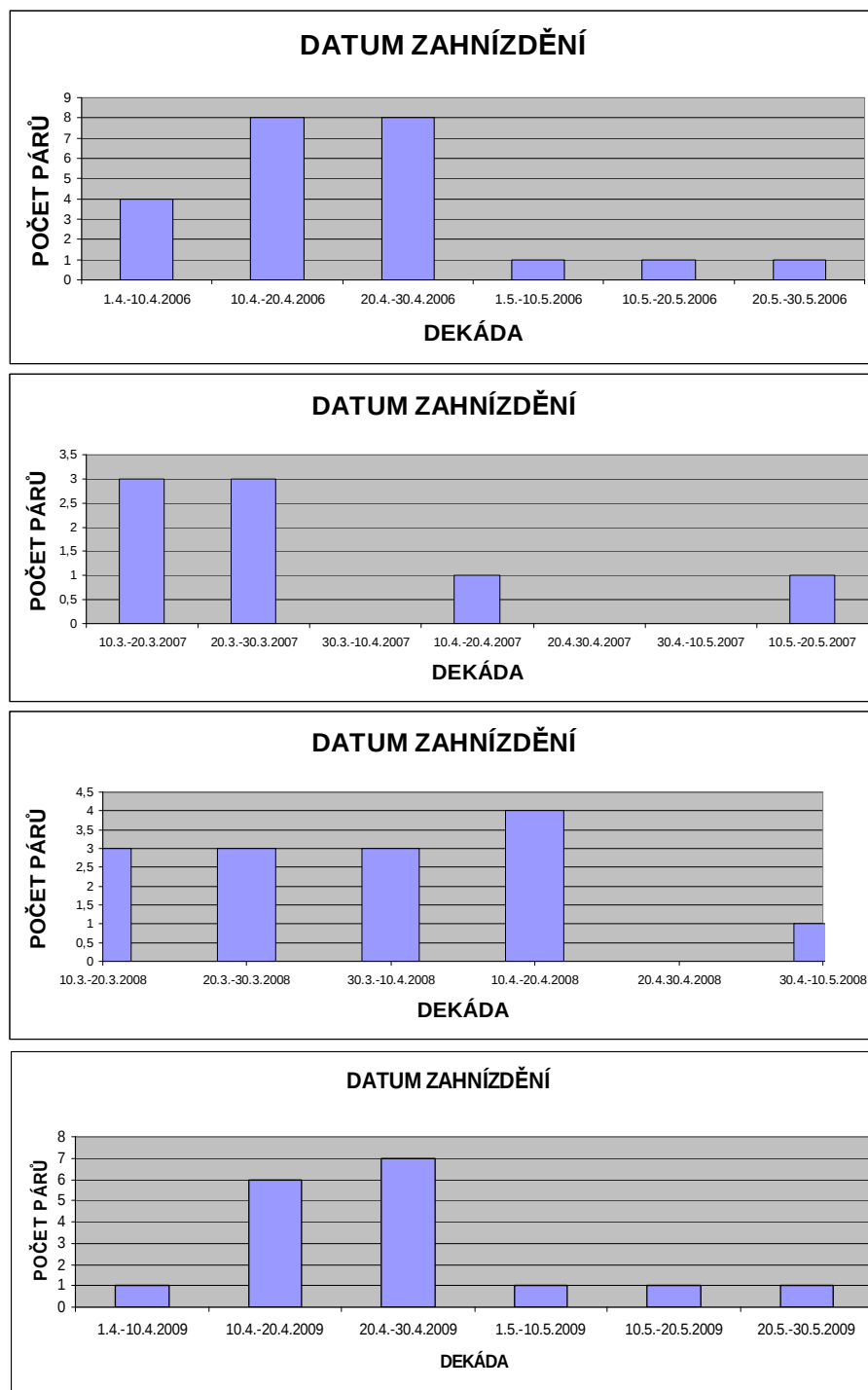
Obr. 7: Vylíhlá mláďata v jednotlivých letech



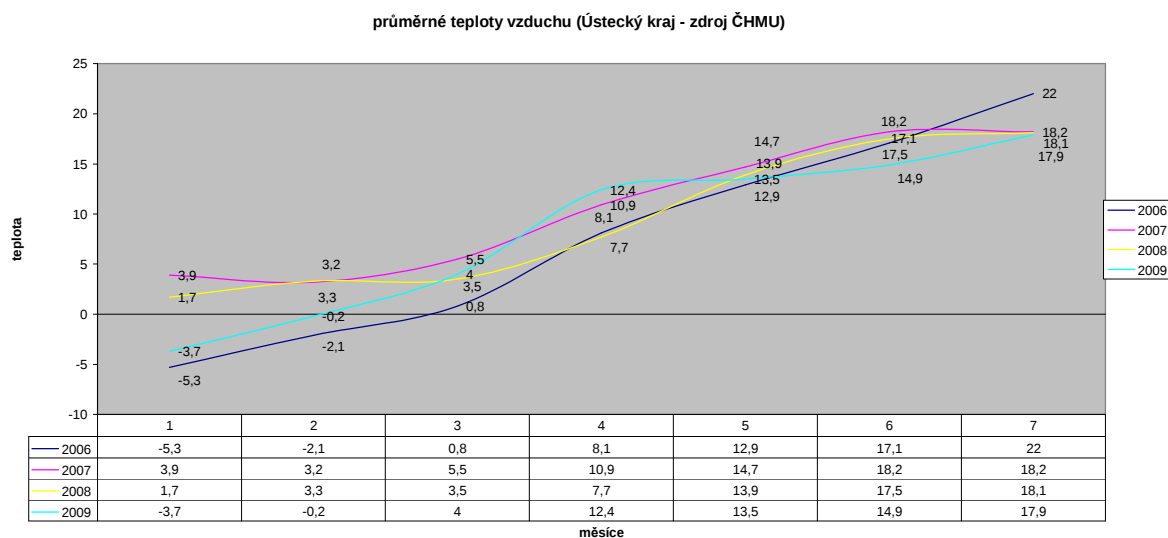
Obr. 8: Vylétlá mláďata v jednotlivých letech



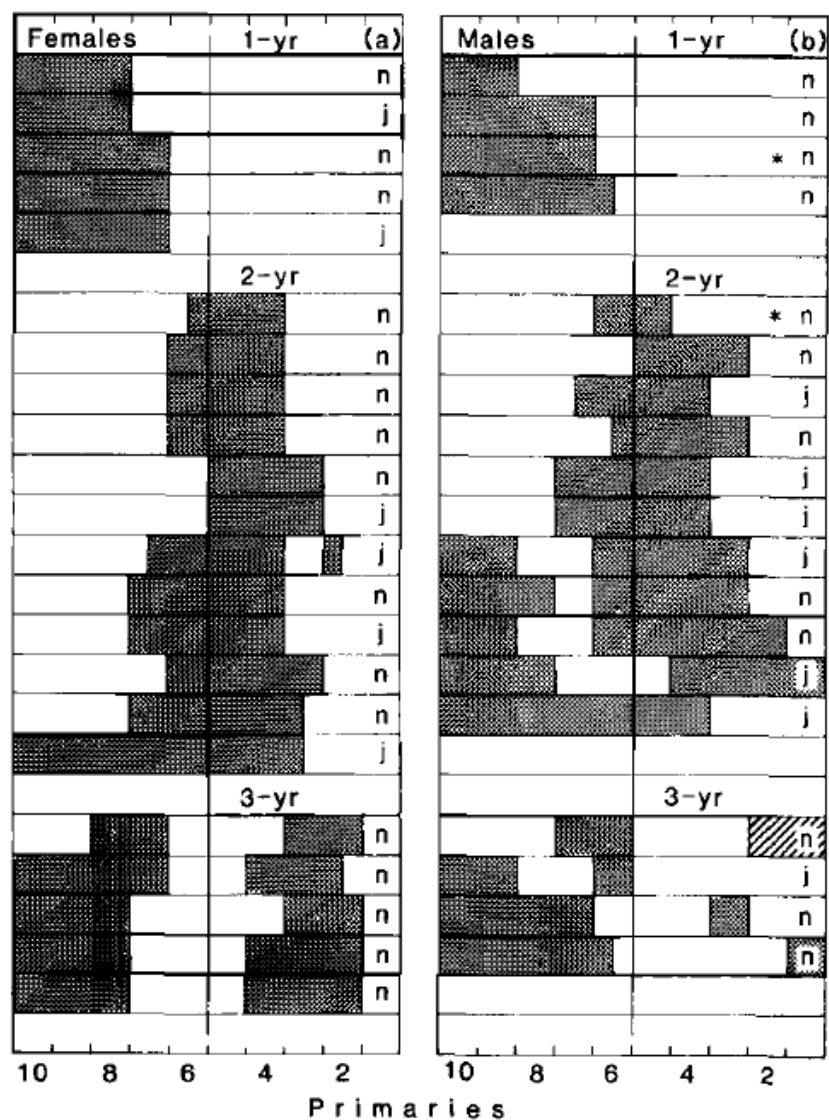
Obr. 9: Data zahníždění v letech 2006–2009



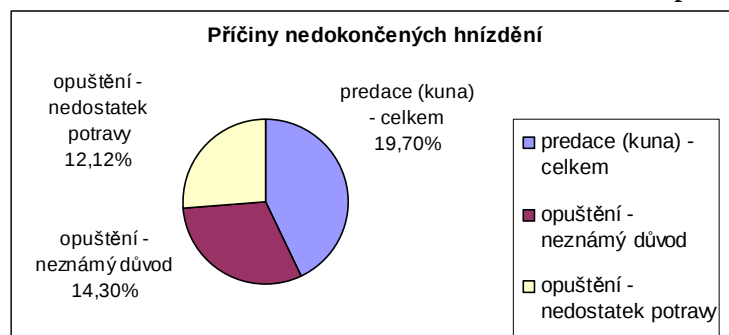
Obr. 10: Průměrné teploty vzduchu od ledna do července v letech 2006–2009



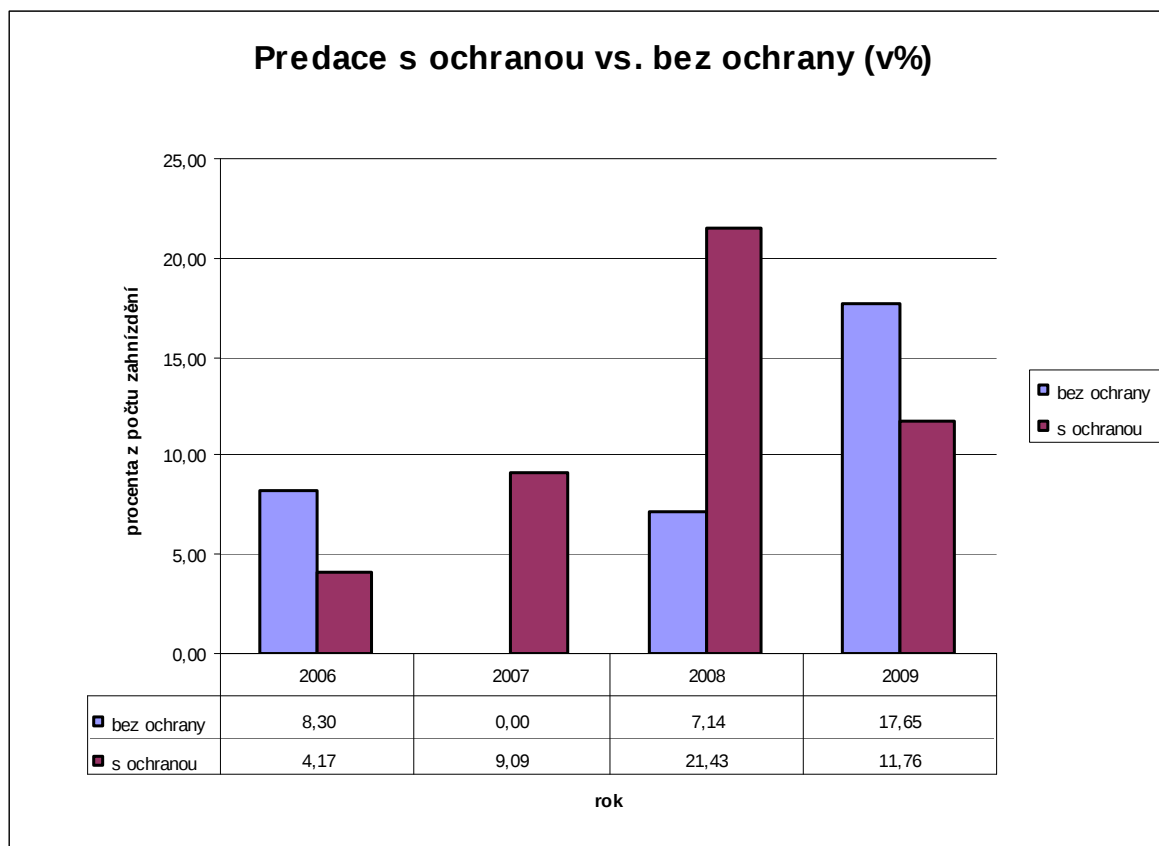
Obr 11: Způsob určování stáří sýce rousného podle zbarvení ručních letek



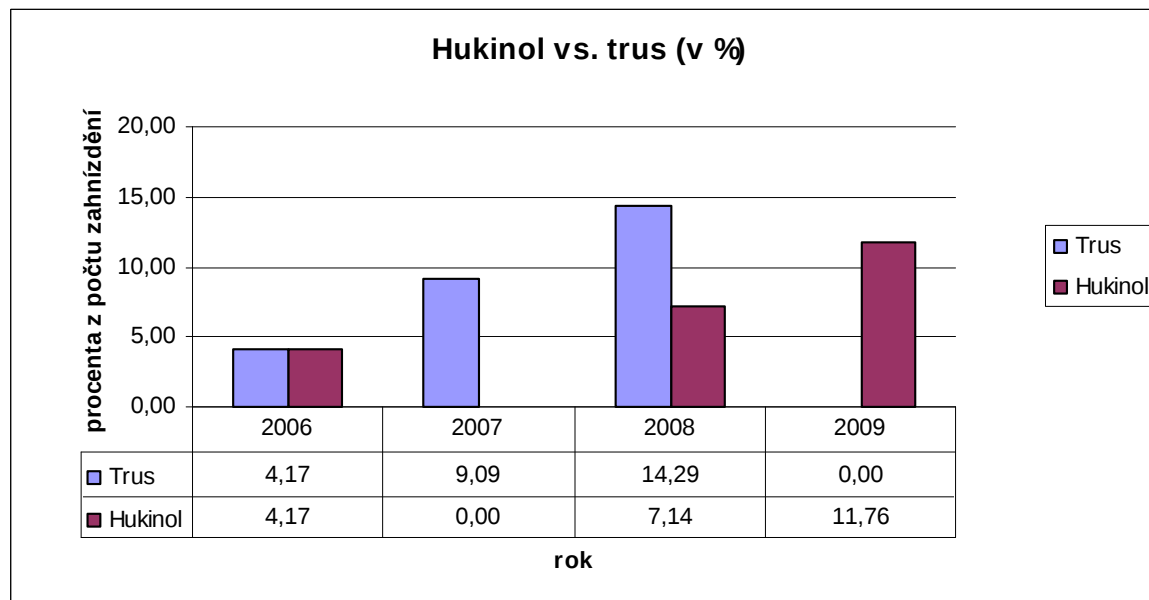
Obr. 12: Nedokončená hnízdění z hlediska hlavních příčin (průměr z let 2006–2009)



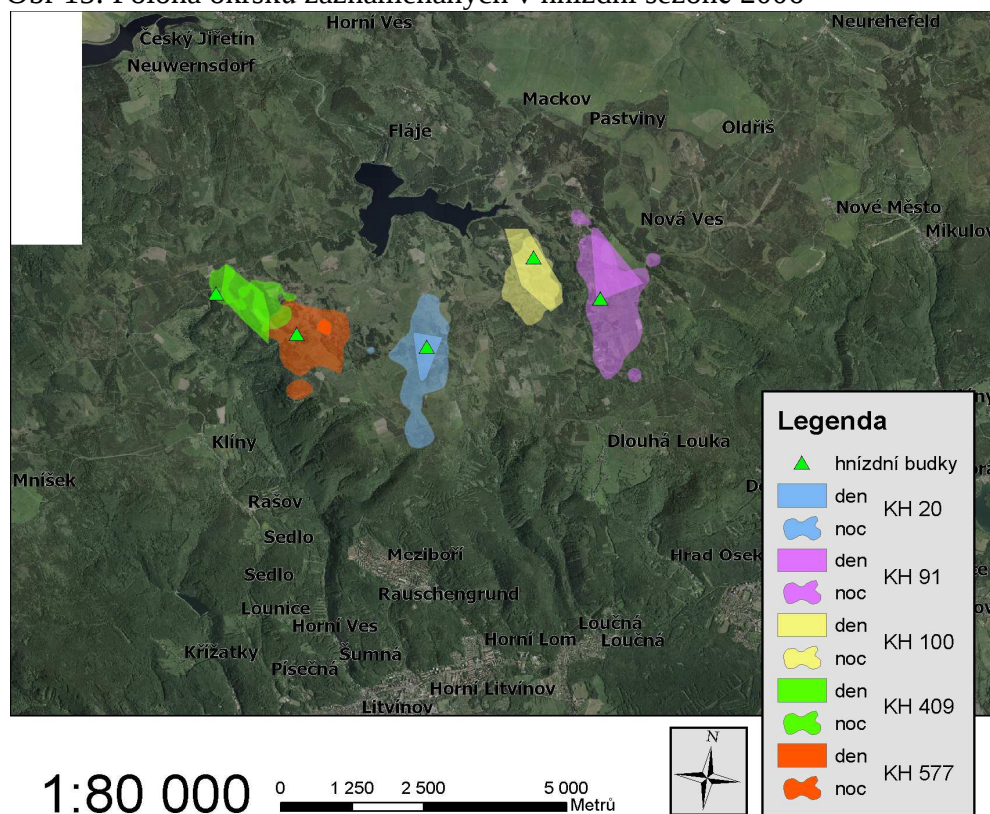
Obr. 13



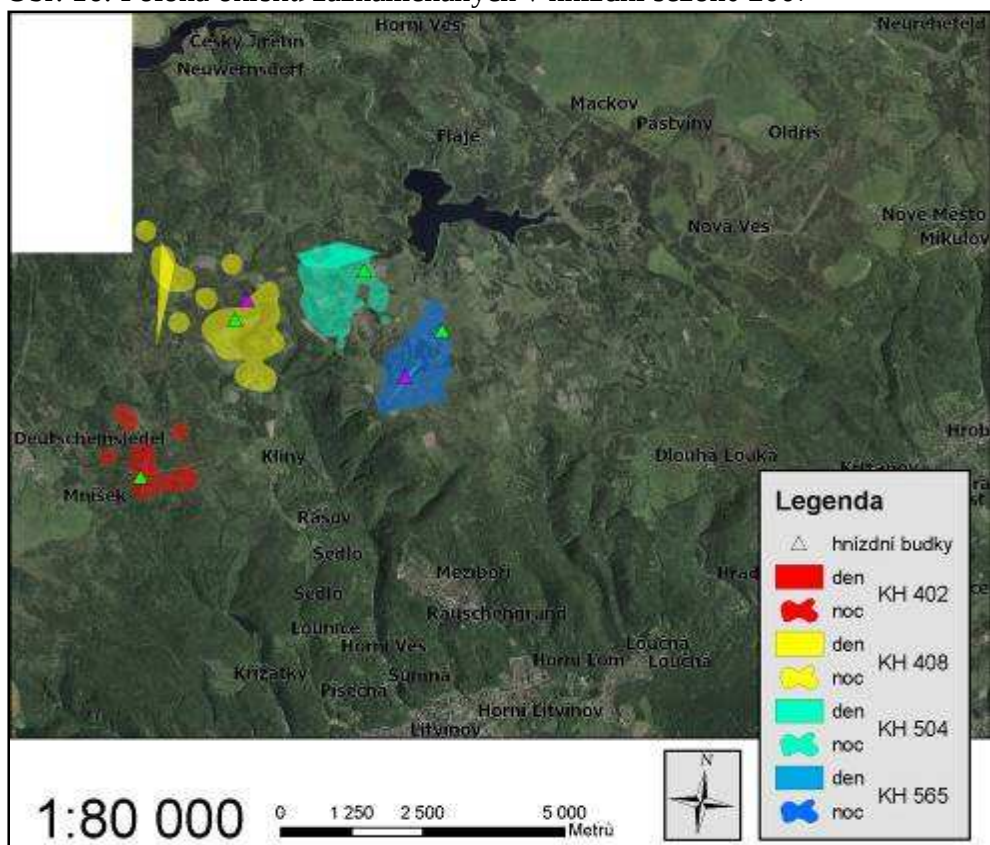
Obr. 14



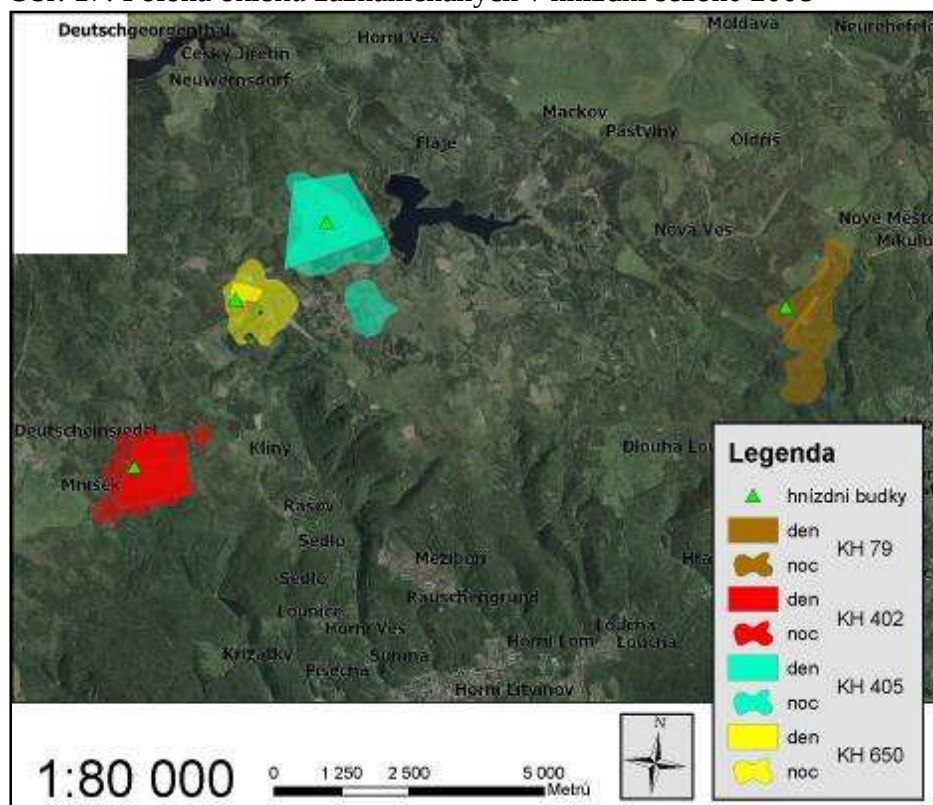
Obr 15: Poloha okrsků zaznamenaných v hnízdní sezóně 2006



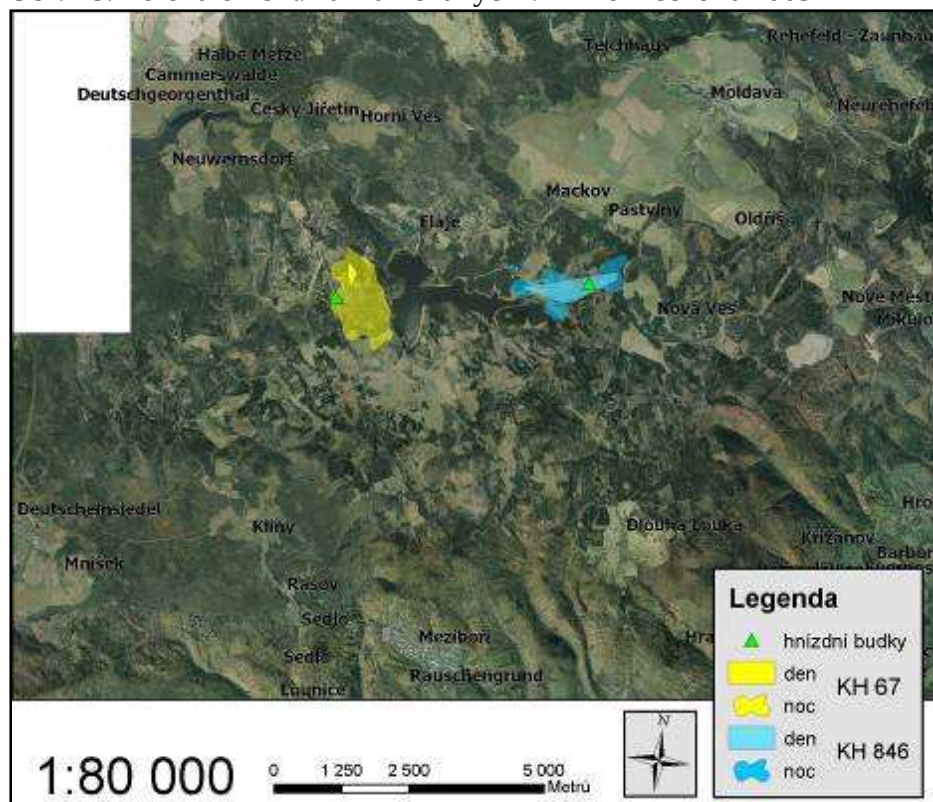
Obr. 16: Poloha okrsků zaznamenaných v hnízdní sezóně 2007



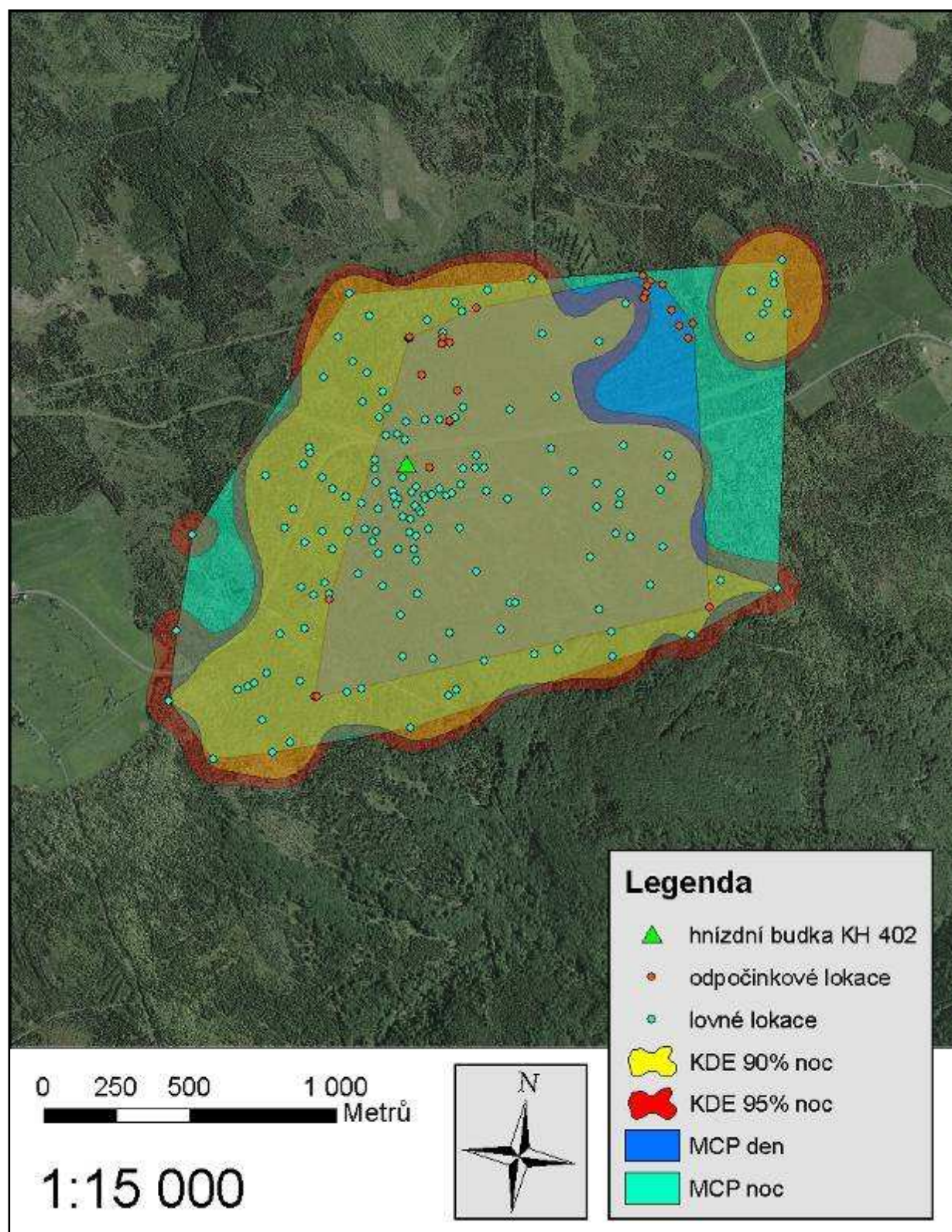
Obr. 17: Poloha okrsků zaznamenaných v hnízdní sezóně 2008



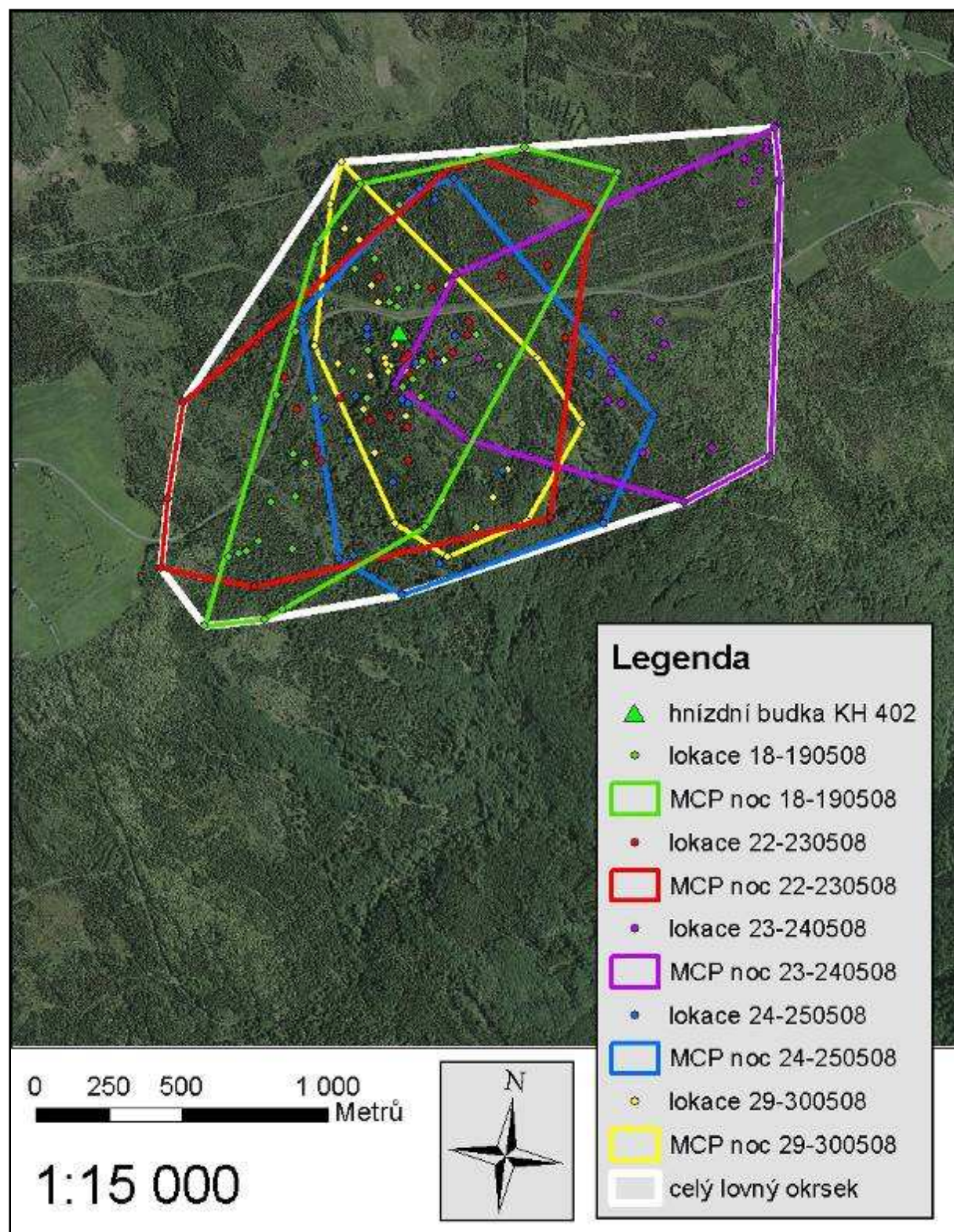
Obr. 18: Poloha okrsků zaznamenaných v hnízdní sezóně 2009



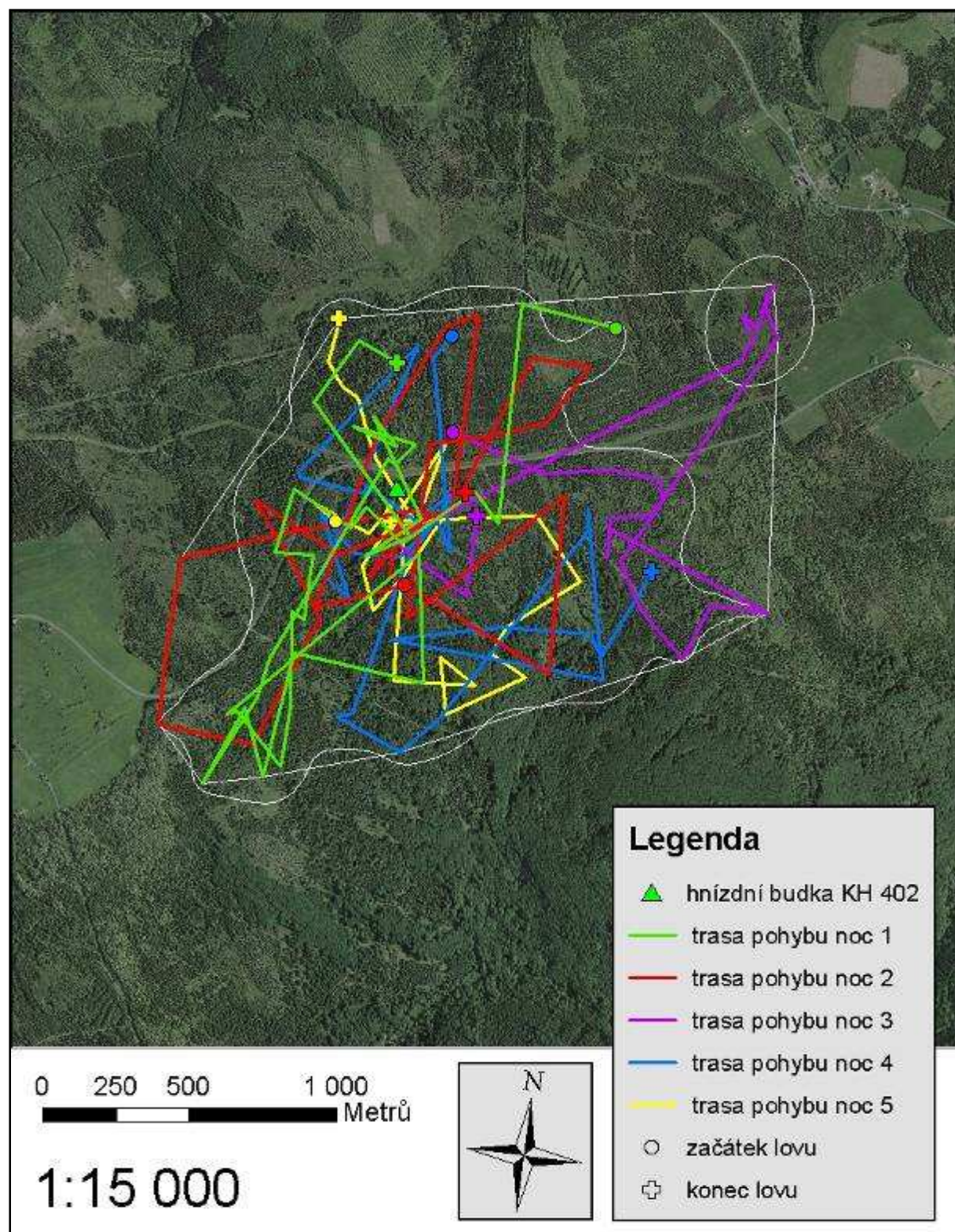
Obr. 19: Lovný a odpočinkový okrsek dle MCP, lovný okrsek dle 90% a 95% KDE a lovné a odpočinkové lokace samce KH 402, hnízdní sezóna 2008



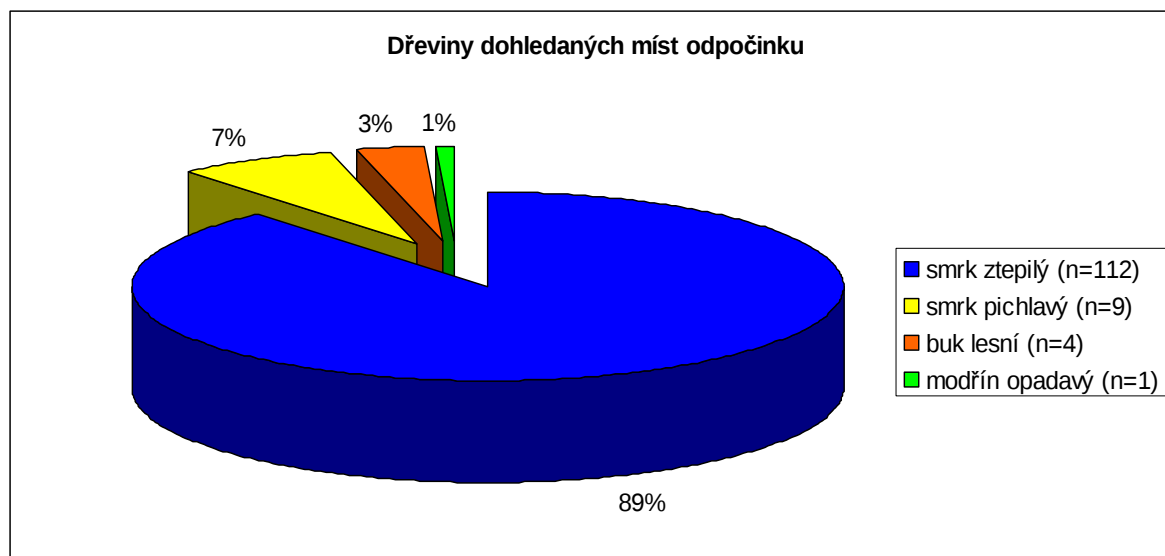
Obr. 20: Lokace a MCP jednotlivých nocí sledování samce KH 402



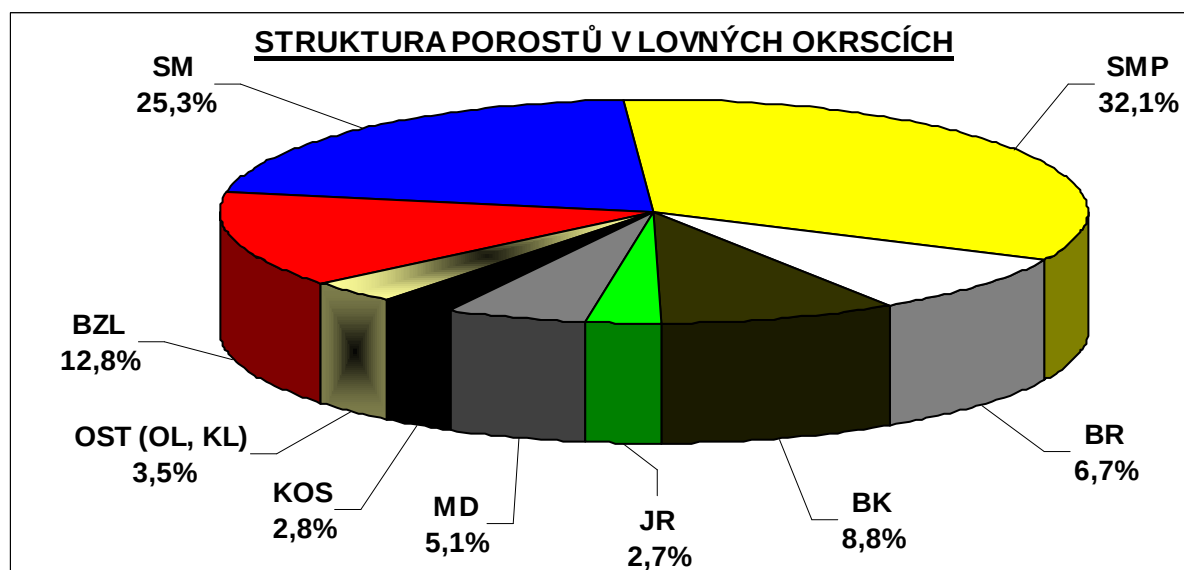
Obr. 21: Trasy pohybu samce KH 402 během jednotlivých nocí sledování



Obr. 22: Procentuální zastoupení druhů dřevin, na nichž byli nalezeni odpočívající samci



Obr. 23: Procentuální zastoupení druhů dřevin v lovných okrscích samců



Obr. 24: Početnost hraboše mokřadního v loučenské části Krušných hor

