

VLIV OBNOVNÍ TĚŽBY LESNÍCH POROSTŮ VE CHŘÍBECH NA OBSAZENOST HNÍZDNÍCH OKRSKŮ JESTŘÁBA LESNÍHO

EFFECT OF REGENERATION FELLING ON THE NEST-SITE OCCUPANCY OF THE NORTHERN GOSHAWK (*ACCIPITER GENTILIS* L.)

MARTIN TOMEŠEK^{1,2} ✉ - PETR ČERMÁK¹

¹Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav ochrany lesů a myslivosti, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic

²AOPK ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty, Regionální pracoviště, Nádražní 318, 763 26 Luhačovice, Czech Republic

✉ email: martin.tomesek@seznam.cz

ABSTRACT

Presented study evaluates the effect of regeneration felling on the nest-site occupancy of the northern goshawk (*Accipiter gentilis*) at seven sites in the Chřiby Hills of southeastern Moravia (Czech Republic) between 2000 and 2018. The study used GIS to monitor a series of 1-km circles (an area of 78.5 ha) around nesting trees, measuring the size of regeneration patches and their distances from nests. The aim of the study was to determine the effect of nearby clearcutting on nest-site occupancy. The results show that the goshawk's nesting patterns were mainly affected by gradually developed regeneration patches, which together began to turn into large clearcut areas. The key factor was the distance of these regeneration patches from the nest – distances less than 80 m prevented the goshawk from nesting under the given conditions. However, depending on the size of the regeneration patch, even a distance of 120 m prevented nesting. Such results indicate that regeneration management in the form of small and irregularly placed clearcut patches would be less disruptive for the goshawk's nesting habits than standard clearcutting management with successive adjacent clearings (up to 1 ha) forming an ever larger area.

For more information see Summary at the end of the article.

Klíčová slova: jestřáb lesní; hnízdní okrsek; obnovní těžba

Key words: northern goshawk; home range; regeneration felling

ÚVOD

Jestřáb lesní (*Accipiter gentilis* L.) je stejně jako ostatní dravci teritoriálním druhem (SQUIRES, RUGGIERO 1995). V evropských podmínkách se jedná o vrcholového predátora obývajícího ideálně lesní komplexy, ovšem vzhledem k obydlivosti území je schopen využít do jisté míry i příměstské lesy či parky, kde se nacházejí vhodné stromy k hnízdění a dostatek potravy (BEDNAREK 1975; LINK 1977). Vzhledem ke způsobu života je pro jeho přítomnost důležitá druhová skladba a struktura lesního porostu, který by měl být vysoký, staršího věku s vysokým zápojem a nízkým podrostem, což nabízí pro tohoto dravce ideální lovecké podmínky (AUSTIN 1993; SQUIRES, REYNOLDS 1997).

Studie zahrnující vliv porostní struktury a její změny vyvolané těžebními zásahy na obsazenost hnízdních okrsků jestřába jsou publikovány z řady území (např. NIEMI, HANOWSKI 1997; WIDÉN 1997; PENTE-

RIANI, FAIVRE 2001; SAGA, SELÅS 2012; JIMÉNEZ-FRANCO et al. 2018), poznatky o obsazenosti hnízdních okrsků napříč celou holarktickou zónou pak přehledně shrnuli RODRIGUEZ et al. (2016). Většina studií byla založena na krátkodobějším sledování po realizaci těžebních zásahů (2 až 5 let), případně doplněných modelovými predikcemi; jen malá část je založena na delším sledování lokalit (většinou nepřekračující 15 let). V našich podmínkách relevantní údaje o vlivu těžby na hnízdění jestřába dosud víceméně scházely, mimo jiné právě proto, že vyžadují buď plošnou studii za spolupráce lesnického provozu, nebo dlouhodobé systematické sledování jednoho území, které znatelně překračuje časový rámec běžných výzkumných projektů.

Cílem tohoto příspěvku je zhodnotit, zda lesnické holosečné hospodaření v období 18 let (tj. během platnosti téměř dvou LHP) mělo vliv na obsazenost hnízdních okrsků jestřába lesního v Chříbech.

MATERIÁL A METODIKA

Vyhodnocováno bylo 7 hnízdních okrsků ve Chřibech, sledovaných v letech 2000–2018. Lokality pro tuto studii byly vybrány náhodně v závislosti na nalezených a následně obsazovaných hnízdech. Sledované hnízdní okrsky jsou situovány především na jihovýchodním okraji Chřibů.

Lokalita Pod Cirovým

Hnízdní strom je umístěn ve smíšeném porostu, který byl v roce 2018 ve věku 86 let. Druhové zastoupení dřevin je smrk ztepilý (*Picea abies*) – 83 %, modřín opadavý (*Larix decidua*) – 15 %, buk lesní (*Fagus sylvatica*) a dub zimní (*Quercus petraea*) – 2 %. Hnízda se nacházela vždy na *Larix decidua*, který tvoří nadúroveň porostu. Nadmořská výška lokality je cca 300 m n. m.

Lokalita Spálenka

Hnízdní strom se nachází ve smíšeném porostu *Quercus petraea* – 54 %, *Fagus sylvatica* – 32 % a *Larix decidua* – 14 %. V roce 2018 byl porost ve věku 90 let. Je výškově i tloušťkově rozrůzněný. Lokalitu rozčleňují dva žleby, kterými proudí zejména na jaře voda. Hnízdní stromy se nachází výhradně v blízkosti těchto žlebů vždy na *Larix decidua*, který tvoří nadúroveň porostu. Lokalita je v nadmořské výšce cca 350 m n. m.

Lokalita Břestek

Hnízdní strom se nachází ve smíšeném porostu, který měl v roce 2018 věk 122 let. Porost je tvořen především *Fagus sylvatica* – 51 % a *Quercus petraea* – 38 %. Ostatní dřeviny jsou v příměsi: *Larix decidua* – 6 %, habr obecný (*Carpinus betulus*) – 3 % a *Picea abies* – 2 %. Porost se svažuje V až SV směrem k toku Zlechovský potok. Lokalita je rozčleněna žlebem sezónního toku. Hnízda byla budována vždy na *Larix decidua* podél tohoto žlebu. Nadmořská výška lokality je cca 350 m n. m.

Lokalita Salaš

Hnízdní okrsek se nachází ve smíšeném porostu, který měl v roce 2018 věk 92 let. Porost je tvořen především *Fagus sylvatica* – 65 % a dalšími dřevinami: *Quercus petraea* – 13 %, *Larix decidua* – 11 %, *Picea abies* – 10 % a *Carpinus betulus* – 1 %. Lokalita se nachází nad okrajovou částí obce Salaš a svažuje se S až SV k pravostrannému přítoku Salašky. Hnízda byla vždy na *Larix decidua*. Nadmořská výška lokality je cca 350–400 m n. m.

Lokalita Halenkovice

Hnízdní okrsek se nachází ve smíšeném porostu, který měl v roce 2018 věk 85 let. Porost je tvořen především *Fagus sylvatica* – 67 %. Porost je dále tvořen: *Picea abies* – 13 %, *Larix decidua* – 10 %, *Quercus petraea* – 6 % a *Carpinus betulus* – 4 %. Lokalita navazuje na poslední domy vesnické zástavby a chaty obce Halenkovice. Porost se svažuje V až SV směrem k vodnímu toku Vrbka. Hnízdo bylo vždy na *Larix decidua*. Lokalita je v nadmořské výšce mezi 300–350 m n. m.

V rámci sledovaného období tři páry (lokalita Pod Cirovým, Spálenka a Břestek) lokalitu opustily. V případě lokality pod Cirovým se nepodařilo dohledat nový hnízdní okrsek. V případě Spálenky se pár přesunul dokonce opakovaně, po prvních těžbách se na lokalitu Spálenka vrátil, na novou lokalitu označenou jako Spálenka-přesun. V případě lokality Břestek se pár přesunul na lokalitu označenou jako Břestek-přesun.

Lokalita Spálenka-přesun

Tento hnízdní okrsek se nachází ve smíšeném porostu, který měl v roce 2018 věk 113 let. Porost je tvořen především *Quercus petraea* – 66 %, dále pak *Fagus sylvatica* – 29 %, *Larix decidua* – 4 % a *Carpinus betulus* – 1 %. Lokalita se nachází v odlehle části lesních komplexů. První trvale osídlené stavení leží více jak 1,5 km daleko. Porost se svažuje JV směrem, kudy odtéká sezónní tok, který vytváří výraznou terénní depresi, u které se nachází hnízdní strom. Hnízdo bylo vždy na *Larix decidua*. Lokalita je v nadmořské výšce 350–400 m n. m.

Lokalita Břestek-přesun

Hnízdní okrsek se nachází ve smíšeném porostu, který měl v roce 2018 věk 85 let. V porostu převažuje *Quercus petraea* – 75 %, dále se v něm vyskytuje *Larix decidua* – 10 %, *Carpinus betulus* – 10 % a *Fagus sylvatica* – 5 %. Lokalita leží ve vzdálenosti cca 1 km od trvale obydlených domů. Jedná se o poměrně souvislý lesní porost rozčleněný na jižní straně lesními loukami. Porost se svažuje JZ směrem k levostrannému přítoku Zlechovského potoka. Hnízdo bylo vždy na *Larix decidua*. Lokalita je v nadmořské výšce mezi 350 m n. m.

Pro zjištění údajů o velikosti obnovovaných ploch a jejich vzdálenosti od hnízda byly použity ortofotosnímky z roku 2000, 2005, 2011 a 2018. Snímky z těchto let byly využity s ohledem na intervaly letického snímkování území a na dostupnost snímků na mapovém portálu Mapomat+. Za hnízdní okrsek byl považován kruh o poloměru 500 m od hnízda či od středu skupiny hnízd (BIJLSMA 1993), které často pár jestřábů střídá, a jsou postaveny v bezprostřední blízkosti od sebe. Vznikl tak kruh o ploše 78,5 ha, což je plocha přibližně jednoho oddělení prostorového rozdělení lesa (v závislosti na konkrétních podmínkách). LOOFT a BIESTERFELD (1981) uvádí obvykle 1 aktivní hnízdo na 100 ha. Dvě aktivně obsazená hnízda se ve střední Evropě vyskytovala nejbližší 400 m od sebe (KENWARD 2006). Na základě místních znalostí považujeme poloměr 500 m za odpovídající. V tomto kruhu byla vylišena vrstva bezlesí (tedy louky, sídla, komunikace), která zůstala prakticky neměnná během všech let sledování. Dále byly v každém roce pořízení ortofotosnímku identifikovány obnovní holosečné prvky a změřena jejich plocha. Takto vniklé segmenty, jejich plocha a vzdálenost od hnízda, byly v každém roce pořízení ortofotosnímku porovnány s obsazeností hnízd. Při zpracování byly použity ortofoto snímky z roku 2000 (s rozlišením 1 m), 2005 (s rozlišením 0,5 m), 2011 (s rozlišením 0,25 m) a 2018 (s rozlišením 0,20 m) ze zdroje Geodis BRNO s.r.o (2000) a ČÚZK Praha (2005, 2011 a 2018). Pro vytvoření vrstev byl použit interní software AOPK ČR – Mapomat+ (2012), přístupný pro pracovníky AOPK ČR na <http://webgis.nature.cz/geonotes> a ArcGis distribuovaný na <https://www.arcdata.cz/produkt/arcgis/desktofovpy-gis/arcmap>. V rámci tvorby jednotlivých vrstev byl vytyčen základní bod, který znázorňoval hnízdní strom, tj. střed hnízdního okrsku. Hnízdní okrsek byl vytvořen jako buffer o poloměru 500 m kolem hnízdního bodu. Následně bylo v tomto okrsku pomocí nástrojů Mapomatu+ vylišeno bezlesí a postupně v jednotlivých ortofotosnímcích byla vylišena plocha obnovních prvků.

Vzdálenost obnovního prvku byla měřena pomocí nástroje Mapomatu+ jako vzdálenost od hnízda k nejbližšímu okraji obnovního prvku.

Plocha byla zjištěna z vytvořených vrstev pro každý rok snímku pomocí nástroje ArcGis.

Vzhledem k tomu, že v rámci studie byly zjištěny jen 4 případy opuštění hnízdního okrsku, pro které by mohl být vliv sledovaných faktorů (plocha obnovovaných ploch a jejich vzdálenost od hnízda) statisticky vyhodnocován, předkládáme výsledky této práce bez statistického vyhodnocení. Činíme tak proto, že se domníváme, že i v této podobě jsou výsledky, vzhledem k dlouhodobosti sledování, přínosné pro diskusi daného tématu.

Pro tuto studii byla za úspěšné obsazení hnízdního okrsku považována situace, kdy byla zjištěna aktivita páru v daném hnízdním okrsku před hnížděním, která byla zakončena stavbou hnízda a započítáním sezení na snůšce. Tato skutečnost byla vizuálně kontrolována – pozorováním lze poměrně spolehlivě zjistit podle chování samice na hnízdě, zda má již sneseno vejce. Vzhledem k tomu, že předmětem této studie byla vlastní volba lokality daným párem jestřába, nejsou další faktory ovlivňující úspěšnost vyhníždění pro tuto studii relevantní. Hodnocena nebyla úspěšnost vyhníždění, ale snaha o zahníždění v daném hnízdním okrsku, tedy vhodnost prostředí. Tu dokládá aktivita páru v dané lokalitě – stavba či oprava hnízda a dále samotná snůška.

V rámci téhož výzkumu, avšak mimo rámec této práce, byly úspěšně obsazené hnízdní okrsky s přítomností mláďat na hnízdě, navíc kontrolovány za pomoci lezecké metody, kdy byly u mláďat zjišťovány také další veličiny, popř. byla kroužkována.

V případě neobsazenosti známého hnízdního okrsku byly intenzivně sledovány okolní porosty a aktivně vyhledáván nový hnízdní okrsek známého páru. Identifikace páru probíhala vizuálně podle známých charakteristických tělesných znaků, jako např. barevné znaky na těle, tvar těla, poměr velikosti páru a akusticky podle známých hlasových projevů, jejichž nahrávky byly srovnávány.

VÝSLEDKY

Zjištěné nejkratší vzdálenosti obnovních těžeb od hnízda a velikost obnovovaných ploch v ha jsou shrnuty v tab. 1.

Lokalita Pod Cirovým

Pár jestřábů hnízdil v hnízdním okrsku nepřetržitě od roku 2000 do roku 2016 i přes poměrně velkou plochu rozpracovaných porostů, která narostla do roku 2018 na celkem 14,3 ha (18 % rozlohy hnízdního okrsku). Hranice obnovních prvků dosáhla nejbližší k hnízdu do vzdálenosti 120 m od hnízda (tab. 1, obr. 1). V roce 2016 jestřábí pár lokalitu opustil a nehnízdil zde ani v následujících letech. Nyní není známo, kam se jestřábí pár přesunul.

Lokalita Spálenka a Spálenka-přesun

Pár hnízdil na lokalitě Spálenka do roku 2000, kdy ji opustil. Znovu se pak pár na lokalitě objevil v roce 2004 a hnízdil zde do roku 2010. Od roku 2010 pár na lokalitě již znovu nezahnízdil. V obou případech pár okrsek opustil po provedení těžby, a to ve vzdálenosti 50 m a 80 m od hnízda (viz tab. 1, obr. 2). V prvním případě se pár vrátil na lokalitu po odeznění těžby v blízkosti hnízda (2004), v druhém případě, kdy se těžba k hnízdu přiblížila z další strany, se již na lokalitu nevrátil. Celková plocha obnovních prvků v hnízdním okrsku za období 2000–2018 byla 11,4 ha (14 % rozlohy hnízdního okrsku).

V tomto případě je známa lokalita, na kterou se jestřábí pár během sledování dvakrát přesunul a hnízdí zde stále. Okrsek Spálenka-přesun se nachází ve vzdálenosti 640 m od hnízda. Celková plocha obnovních prvků v hnízdním okrsku za období 2000–2018 byla 15,6 ha (20 % rozlohy hnízdního okrsku), přičemž nejbližší prvek byl ve vzdálenosti 235 m (tab. 1, obr. 3).

Lokalita Břestek a Břestek-přesun

Pár hnízdil na lokalitě nepřetržitě do roku 2010. Do roku 2000 byla lokalita rozpracována obnovními prvky o ploše 0,1 ha, jejichž vzdálenost od hnízda činila 460 m. V letech 2000–2018 vznikly obnovní prvky o celkové ploše 9,5 ha (12 % rozlohy hnízdního okrsku), přičemž nejbližší prvek vznikl v období 2006–2011 ve vzdálenosti 60 m (tab. 1, obr. 4).

V období 2006–2011 klesla nejmenší vzdálenost obnovního prvku od hnízda na 60 m a právě v tomto období, konkrétně počínaje rokem 2010, jestřábí již na lokalitě nezahnízdili. Jestřábí pár se přestěhoval do nového okrsku Břestek-přesun vzdáleného 1200 m. Od roku 2010 zde jestřábí pár hnízdil nepřetržitě. Do roku 2000 zde vznikly obnovní prvky o ploše 1,5 ha, jejichž vzdálenost od hnízda činila 270 m. Od roku 2006 do roku 2018 v hnízdním okrsku nevznikly žádné další holosečné obnovní prvky (obr. 5). Celkově v letech 2000–2018 vznikly obnovní prvky o ploše 1,5 ha (2 % rozlohy hnízdního okrsku).

Tab. 1.

Rozloha ploch s obnovní těžbou (OT) v hnízdních okrscích a jejich nejkratší vzdálenost od hnízda jestřába
Total area of regeneration felling (RF) in home ranges and the shortest distance from a goshawk nest (“Spálenka-přesun” – “Spálenka-transfer site”; “Břestek-přesun” – “Břestek-transfer site”)

Lokalita/Site	Bezlesí/ Treeless area (ha)	2000	2001–2005	2006–2011	2012–2018	2000–2018
		OT (ha); nejkratší vzdálenost od hnízda (m)/RF (ha); shortest distance from nest (m)	Nová OT (ha); nejkratší vzdálenost od hnízda (m)/New RF (ha); shortest distance from nest (m)	Nová OT (ha); nejkratší vzdálenost od hnízda (m)/New RF (ha); shortest distance from nest (m)	Nová OT (ha); nejkratší vzdálenost od hnízda (m)/New RF (ha); shortest distance from nest (m)	Celkem OT (ha); nejkratší vzdálenost od hnízda (m)/Total RF (ha); shortest distance from nest (m)
Pod Cirovým	11,9	8,1; 140	1,1; 130	4,3; 120	0,8; 130	14,3; 120
Spálenka	0,7	7,1; 50	1,1; 360	1,8; 80	1,4; 300	11,4; 50
Břestek	2,8	0,1; 460	3,2; 140	2,4; 60	3,8; 90	9,5; 60
Salaš	1,8	1,4; 140	2,4; 290	1,3; 380	2,5; 160	7,6; 140
Halenkovice	1,3	4,8; 160	3,9; 220	0,9; 330	3,0; 180	12,6; 160
Spálenka-přesun	0	5,8; 270	3,0; 280	3,9; 250	2,9; 235	15,6; 235
Břestek-přesun	2,6	1,5; 270	0	0	0	1,5; 270

Lokalita Salaš

Na této lokalitě pár jestřábů hnízdl nepřetržitě po celé období, tj. od roku 2000 do roku 2018. Do roku 2000 byl hnízdní okrsek rozpracován obnovními prvky o ploše 1,4 ha s nejmenší vzdáleností od hnízda 140 m. Celková plocha obnovních prvků v letech 2000–2018 byla 7,6 ha (10 % porostní půdy rozlohy hnízdního okrsku), přičemž nejblíže prvek byl ve vzdálenosti 140 m (tab. 1, obr. 6).

Lokalita Halenkovice

Na lokalitě Halenkovice pár jestřábů hnízdl nepřetržitě od roku 2005. Do roku 2000 byla lokalita rozpracována obnovními prvky o ploše 4,8 ha při nejkratší vzdálenosti od hnízda 160 m. Celkově v letech 2000–2018 vznikly v hnízdním okrsku obnovní prvky o rozloze 12,6 ha (16 % porostní půdy rozlohy hnízdního okrsku), přičemž nejblíže prvek byl ve vzdálenosti 160 m (tab. 1, obr. 7).

DISKUSE

K opuštění hnízda po obnovní těžbě došlo na 3 z 5 námi sledovaných lokalit; jedna z nich byla dokonce opuštěna dvakrát, na další pak začalo hnízdění až po realizované obnovní těžbě. Ve třech případech lze předpokládat, že bezprostřední důvod opuštění hnízda je blízkost prováděné těžby ve vzdálenosti menší než 100 m (50, 60 a 80 m), ve čtvrtém případě byla důvodem pravděpodobně poměrně velká plocha sousedících obnovních prvků (3,3 ha) ve vzdálenosti 120 m od hnízda.

Blízkost těžby do vzdálenosti 100 m jako důvod opuštění hnízda identifikovali pro italské a francouzské lokality PENTERIANI a FAIVRE (2001). V jejich případě byla těžba prováděna jako clonná a k opuštění hnízda došlo, až když bylo z porostů vytěženo více než 30 % dřeva. SAGA a SELÅS (2012) zjistili v jihozápadním Norsku signifikantně menší počet párů opětovně používajících hnízda v lokalitách, kde proběhla těžba blíže než 50 m od hnízda. Další studie identifikovaly těžební zásahy jako faktor významně ovlivňující obsazenost hnízd bez stanovení vzdálenostní hranice tohoto vlivu (CROCKER-BEDFORD 1990; PATLA 2005; SANTANGELI 2013; JIMÉNEZ-FRANCO et al. 2018).

V jiných studiích nebyl signifikantní vliv těžby na obsazenost hnízd zjištěn (např. LÖHMUS 2005; MAHON, DOYLE 2005; MOSER, GARTON 2009), v některých však bylo zjištěno upřednostňování přírodě blízkých porostů před běžnými hospodářskými porosty (LÖHMUS 2005), nebo modelem předpovězen vliv těžby při její větší intenzitě (MOSER, GARTON 2009), viz dále níže.

Kromě vzdálenosti od hnízda může hrát důležitou roli celková míra fragmentace území, tj. podíl plochy obnovních prvků z celkové rozlohy hnízdního okrsku (WIDÉN 1997). Míra této fragmentace však musí být pravděpodobně relativně vysoká. MOSER a GARTON (2009) předpověděli na základě modelu pro severoamerické lokality neobsazení hnízdního okrsku v situacích, kdy zůstane těžbou nezasaženo méně než 39 % jeho potenciální plochy. CFCI (2012) doporučuje maximální podíl ploch s těžbou 30 %. Žádná z našich lokalit neměla celkovou plochu s obnovou větší než 20 % hnízdního okrsku (Spálenka-přesun).

Dalším faktorem ovlivňujícím reakci jestřábů na těžební zásah může být stáří porostů, ve kterých je zásah v blízkosti hnízda realizován. Studie z jihovýchodního Španělska (JIMÉNEZ-FRANCO et al. 2018) na základě simulačních modelů konstatuje, že zásahy ve 40letých porostech povedou ke ztlačení výraznějšímu snížení počtu dravci obsazených hnízd, než je tomu u zásahů ve starších porostech. Významnou

roli hraje také doba realizace těžebního zásahu, nežádoucí je zejména jeho provedení v průběhu samotného hnízdění (MCCLAREN et al. 2015).

Při hodnocení obsazenosti hnízd ve vztahu k těžebním zásahům je potřeba při interpretaci zohlednit, že jestřábi na některých hnízdních lokalitách střídají více hnízd a že k tomuto střídání může dokonce docházet víceméně pravidelně (REYNOLDS et al. 2005). Tento fakt lze potvrdit i v našem případě (lokalita Pod Cirovým, Spálenka, Břestek), kdy pár střídal několik hnízd vzdálených jen několik desítek metrů od sebe, z nichž si vždy vybral jedno k hnízdění, které před hnízdní sezónou opravil, popř. postavil hnízdo nové.

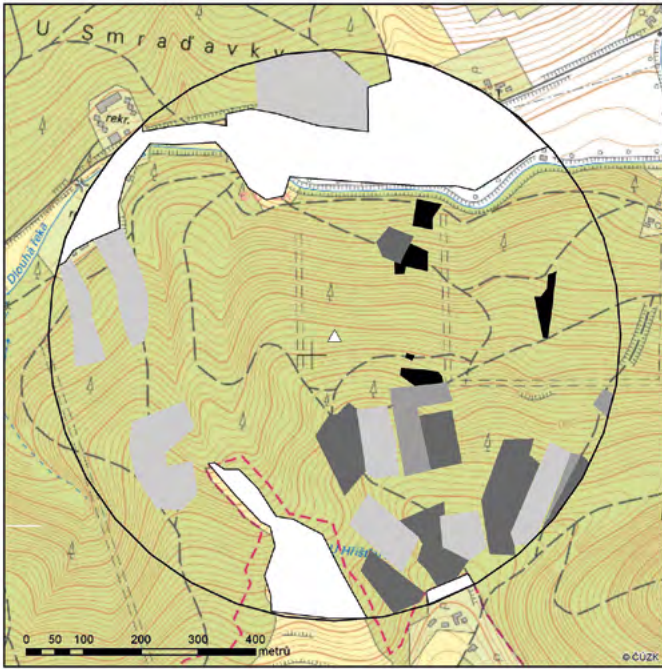
Důvody, proč těžba v bezprostřední blízkosti hnízda vede k opuštění lokality, lze kromě samotného přímého rušivého vlivu těžby samotné hledat ve změně mikroklimatických podmínek či ve zvýšeném riziku predace mláďat (zlepšení viditelnosti hnízd). Zvýšené riziko hnízdní predace u lesních druhů ptáků v USA zjistili například ROBINSON et al. (1995).

Možností, jak zabránit negativním dopadům těžby na hnízdění jestřábů, je vytvoření ochranného pásma kolem hnízda, kde by byla těžba odložena či vůbec nerealizována. Na základě naší případové studie lze předpokládat, že v podmínkách Chřibů by mohlo stačit ochranné pásmo o velikosti již kolem cca 3–3,5 ha (cca 100 m kolem hnízda). MCCLAREN et al. (2015) navrhovali v podmínkách pobřeží Britské Kolumbie ochranné pásmo 500 m kolem hnízd jestřábů, JIMÉNEZ-FRANCO et al. (2018) v jihovýchodním Španělsku pro *Hieraetus pennatus*, *Buteo buteo* a *Accipiter gentilis* 300 m, REYNOLDS et al. (1992) pro jestřába v USA 8, 10 či 12 ha (30 akrů), PETTY (1996) ve Velké Británii 5 ha. PENTERIANI a FAIVRE (2001) potvrzují dostatečnost pětihektarového pásma pro italské a francouzské lokality s tím, že v případě clonných sečí může být plocha snížena až na 1–2 ha. SANTANGELI et al. (2012) nezjistili ve Finsku signifikantní rozdíl v obsazenosti hnízd při ochranném pásmu 100 m kolem hnízda ve srovnání s lokalitami, kde v této vzdálenosti došlo k zásahům. Obsazenost hnízd nicméně klesala se snižující se vzdáleností od obnovních těžeb, a proto doporučovali menší ochranná pásma do velikosti 50 m okolo hnízda. Za významný faktor pro znovupoužití hnízda považují zachování dostatečné plochy dospělého porostu kolem hnízda také na lokalitách v jihovýchodním Norsku SAGA a SELÅS (2012).

Odlišnost doporučených těžbou neovlivněných zón kolem hnízd v různých studiích může být podmíněna různě vysokými riziky hnízdní predace v jednotlivých územích, rozdílnými porostními a stanovištními poměry (odlišné velikosti stromů, hustoty porostů, klimatické podmínky...) či rozdílnou velikostí jednotek diferenciacie lesnického hospodaření (a tím i obnovních prvků).

ZÁVĚR

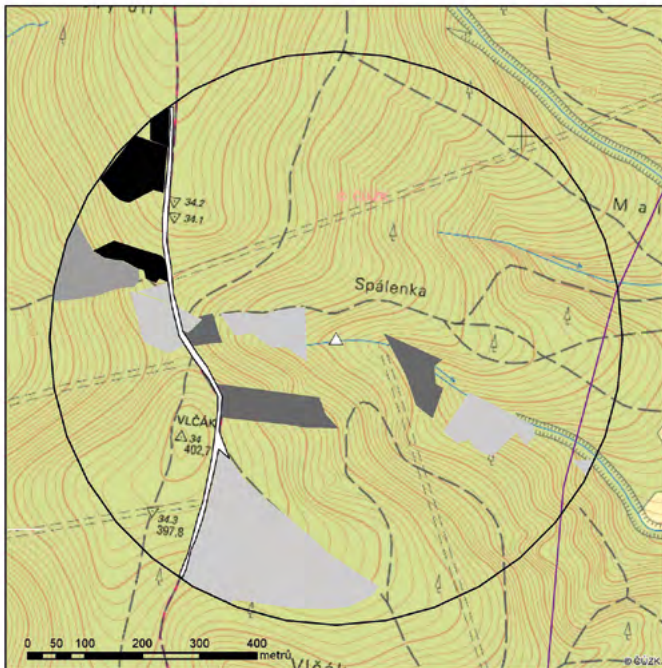
Výsledky naší studie naznačují, že hnízdění vrcholového predátora jestřába lesního v Chřibech ovlivňuje holosečná těžba porostů. Rozhodujícím faktorem byla vzdálenost obnovních prvků od hnízda – vzdálenost pod 80 m byla pro jestřába v daných podmínkách pravděpodobně limitující. V kombinaci s velikostí obnovního prvku (několik na sebe navazujících obnovních prvků) by pak mohla být limitující již vzdálenost cca 120 m. Výsledky lze zobecnit do závěru, že tradiční holosečné hospodaření ovlivňuje hnízdění jestřába lesního pravděpodobně výrazněji než obnovní management založený na menších nepravidelně rozmístěných holosečných prvcích nebo management využívající clonných sečí.



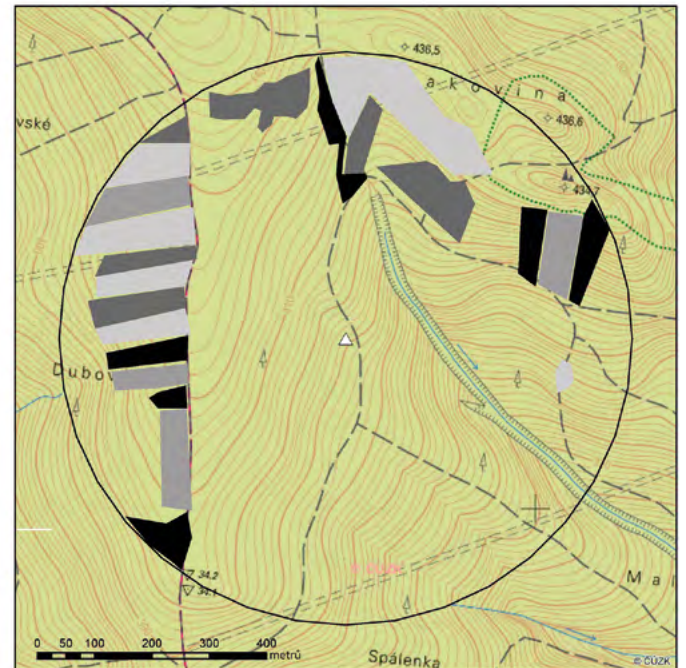
Legenda pro všechny lokality



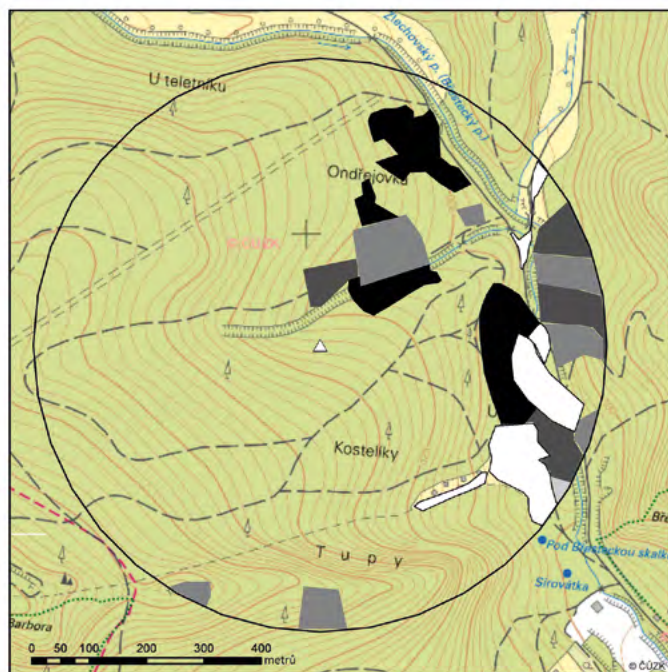
Obr. 1.
Obnovní těžby na lokalitě Pod Cirovým
Fig. 1.
Regeneration felling at Pod Cirovým site



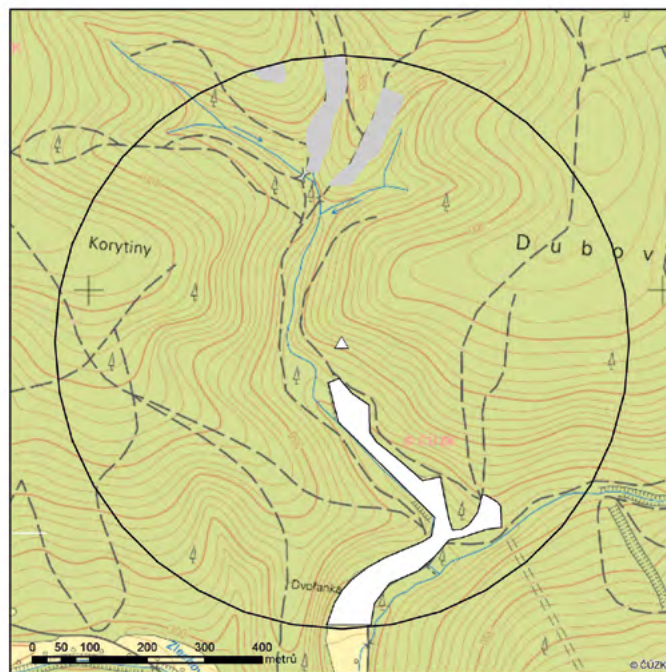
Obr. 2.
Obnovní těžby na lokalitě Spálenka
Fig. 2.
Regeneration felling at Spálenka site



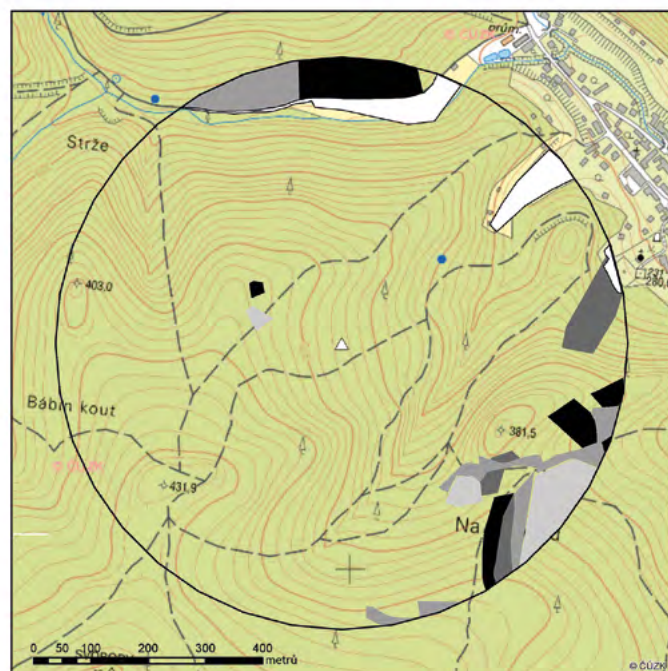
Obr. 3.
Obnovní těžby na lokalitě Spálenka-přesun
Fig. 3.
Regeneration felling at Spálenka-transfer site



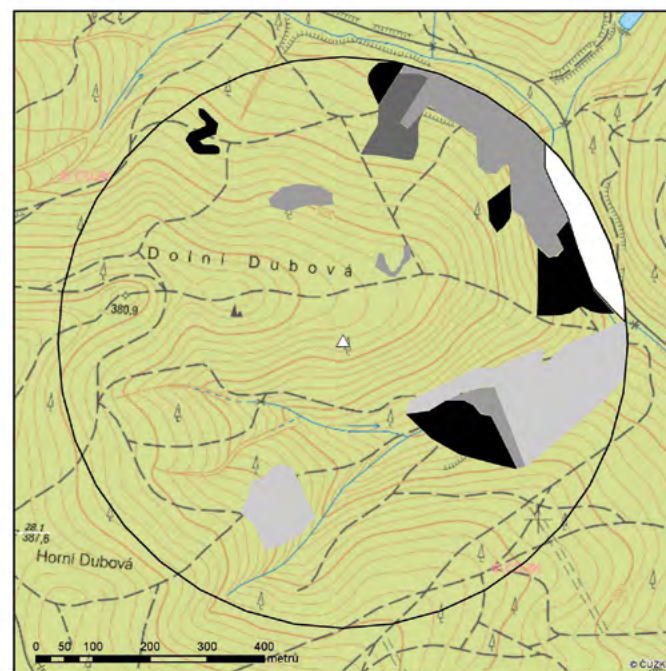
Obr. 4.
Obnovní těžby na lokalitě Břestek
Fig. 4.
Regeneration felling at Břestek site



Obr. 5.
Obnovní těžby na lokalitě Břestek-přesun
Fig. 5.
Regeneration felling at Břestek-transfer site



Obr. 6.
Obnovní těžby na lokalitě Salaš
Fig. 6.
Regeneration felling at Salaš site



Obr. 7.
Obnovní těžby na lokalitě Halenkovice
Fig. 7.
Regeneration felling at Halenkovice site

LITERATURA

- AUSTIN K.K. 1993. Habitat use and home range size of breeding northern goshawks in the southern Cascades. Oregon State University (Master's Thesis). Corvallis, Oregon: 56 s.
- BEDNAREK W. 1975. Vergleichende Untersuchungen zur Populationsökologie des Habichts (*Accipiter gentilis*): Habitatbesetzung und Bestandsregulation. Deutscher Falkenorden Jahrbuch: 47–53.
- BIJLSMA R.G. 1993. Ecologische atlas van de Nederlandse roofvogels. Haarlem, Schuyt & Co. 350 s.
- CFCI (COAST FOREST CONSERVATION INITIATIVE) 2012. Maintaining the Integrity of Northern Goshawk Nesting and Post-fledging Areas in the Ecosystem Based Management Plan Area of Coastal British Columbia. Guidance for Forest Professionals: 35 s. [online] [cit. 2019-11-8] Dostupné na/Available at: https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/forestry/bc-timber-sales/ems-sfm-certification/business-area/strait-of-georgia/tsg_goshawk-protocol-loughborough.pdf
- CROCKER-BEDFORD D.C. 1990. Goshawk reproduction and forest management. Wildlife Society Bulletin, 18: 262–269.
- JIMÉNEZ-FRANCO M.V., MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ J., MARTÍNEZ J.E., PAGÁN I., CALVO J.F., ESTEVE M.A. 2018. Nest sites as a key resource for population persistence: A case study modelling nest occupancy under forestry practices. PLoS ONE, 13 (10): e0205404. DOI: 10.1371/journal.pone.0205404
- KENWARD R. 2006. The Goshawk. London, UK, T & A D Poyser: 274 s.
- LINK H. 1977. Beiträge zur Bestandssituation, Ökologie, Brutbiologie und Beutewahl einer nordbayerischer Population des Habichts (*Accipiter gentilis*). Diploma thesis. University of Erlangen, Germany.
- LOOFT V., BIESTERFELD G. 1981. Habicht – *Accipiter gentilis*. In: Looft V., Busche G.(eds.): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Greifvögel. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster, Germany.
- LÖHMUS A. 2005. Are timber harvesting and conservation of nest sites of forest-dwelling raptors always mutually exclusive? Animal Conservation, 8: 443–450. DOI: 10.1017/S1367943005002349
- MAHON T.F., DOYLE F.I. 2005. Effects of timber harvesting near nest sites on the reproductive success of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*). Journal of Raptor Research, 39: 335–341.
- MCCLAREN E., MAHON T., DOYLE, F.I., HARROWER W.L. 2015. Science-based guidelines for managing northern goshawk breeding areas in coastal British Columbia. Journal of Ecosystems and Management, 15 (2): 1–93.
- MOSER B.W., GARTON E.O. 2009. Short-term effects of timber harvest and weather on Northern Goshawk reproduction in Northern Idaho. Journal of Raptor Research, 43: 1–10. DOI: 10.3356/JRR-07-57.1
- NIEMI G.J., HANOWSKI J.M. 1997. Concluding remarks on raptor responses to forest management: a holarctic perspective. Journal of Raptor Research, 31: 191–196.
- PATLA S.M. 2005. Monitoring results of Northern Goshawk nesting areas in the greater Yellowstone Ecosystem: is decline in occupancy related to habitat change? Journal of Raptor Research, 39: 324–334.
- PENTERIANI V., FAIVRE B. 2001. Effects of harvesting timber stands on goshawk nesting in two European areas. Biological Conservation, 101: 211–216. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00068-4.
- PETTY S.J. 1996. Reducing disturbance to goshawks during the breeding season. Research Division of the Forestry Commission, Research Information Note 267, Edinburgh: 8 s.
- REYNOLDS R.T., GRAHAM R.T., REISER M.H., BASSETT R.L., KENNEDY P.L., BOYCE JR D.A., GOODWIN G., SMITH R., FISHER E.F. 1992. Management recommendations for the northern goshawk in the southwestern United States. Fort Collins, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service: 90 s. General Technical Report RM-217.
- REYNOLDS R.T., WIENS J.D., JOY S.M., SALAFSKY S.R. 2005. Sampling considerations for demographic and habitat studies of Northern Goshawks. Journal of Raptor Research, 39: 274–285.
- ROBINSON S.K., THOMPSON F.R. 3rd, DONOVAN T.M., WHITEHEAD D.R., FAABORG J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. Science, 267: 1987–1990. DOI: 10.1126/science.267.5206.1987
- RODRIGUEZ S.A., KENNEDY P.L., PARKER T.H. 2016. Timber harvest and tree size near nests explains variation in nest site occupancy but not productivity in northern goshawks (*Accipiter gentilis*). Forest Ecology and Management, 374: 220–229. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.04.052
- SAGA O., SELÅS V. 2012. Nest reuse by goshawks after timber harvesting: Importance of distance to logging, remaining mature forest area and tree species composition. Forest Ecology and Management, 270: 66–70. DOI:10.1016/j.foreco.2012.01.015
- SANTANGELI A., LEHTORANTA H., LAAKSONEN T. 2012. Successful voluntary conservation of raptor nests under intensive forestry pressure in a boreal landscape. Animal Conservation, 15: 571–578. DOI:10.1111/j.1469-1795.2012.00551.x
- SANTANGELI A. 2013. Assessing the effectiveness of different approaches to species conservation. Academic Dissertation, Faculty of Biological and Environmental Sciences of the University of Helsinki, 35 s. [online] [cit. 2019-11-8] Dostupné na/Available at: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38675/santangeli_dissertation.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- SQUIRES J.R., RUGGIERO L.F. 1995. Winter movements of adult northern goshawks that nested in south-central Wyoming. Journal of Raptor Research, 29: 5–9.
- SQUIRES J., REYNOLDS R. 1997. Northern Goshawk. In: Poole A., Gill F. (eds.): Birds of North America. Life histories for the 21st century, 298. Washington, American Ornithologists' Union, Academy of Natural Sciences of Philadelphia: 2–27.
- WIDÉN P. 1997. How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia? Journal of Raptor Research, 31: 107–113.

EFFECT OF REGENERATION FELLING ON THE NEST-SITE OCCUPANCY OF THE NORTHERN GOSHAWK (*ACCIPITER GENTILIS* L.)

SUMMARY

Adequate data on the impact of felling on northern goshawk nest-site occupancy has been lacking in the Czech Republic. Obtaining such information requires either a full-area study in cooperation with forestry officials, or the long-term monitoring of one area, which would considerably exceed the time schedule of typical research projects. Therefore, the aim of this study was to evaluate the effect of clearcutting on the occupancy of nesting sites in the home range of the northern goshawk (*Accipiter gentilis*) at seven nest sites in the Chřiby Hills in southeastern Moravia (Czech Republic) over a longer period, 2000–2018.

All seven monitored nests were located in adult forest stands (older than 65 years as of 2000), and all the nests were located in larch trees (*Larix decidua*). The forest stands where the nests were located were of mixed composition at all sites, composed of at least four tree species. The home range was defined as a circle with a radius of 500 m from the nest or the centre of a group of nests (BIJLSMA 1993). This formed a circle with an area of 78.5 ha. The study then used orthophoto images taken in 2000, 2005, 2011, and 2018 to determine the areas of the regeneration felling locations and their distances from the nests. To measure these distances more precisely, the study used internally developed software from the Nature Conservation Agency of the Czech Republic (Mapomat+ (2012), available at webgis.nature.cz/geonotes), and ArcGis (available at www.arcdata.cz/produkty/arcgis/desktopovy-gis/arcmap).

The locations of regeneration felling at each site are shown in Figures 1–7.

Three goshawk couples abandoned some of the sites (Pod Cirovým, Spálenka, and Břestek) during the period under study. In the case of the Pod Cirovým site, our study team was unable to locate any new nesting site. In the case of the Spálenka site, the couple moved to a new location twice; this came to be designated the “Spálenka-transfer site” (they returned to Spálenka after the end of the first felling, but left again after later fellings). In the case of the Břestek site, the couple moved to a new location, designated the “Břestek-transfer site.” In three of the cases in which the birds left their nests, the most likely reason is that the distance from the nearest felling was less than 100 m (50, 60, and 80 m); in the fourth case, the reason was probably the relatively large area of the adjacent regeneration patches (3.3 ha) 120 m from the nest (Table 1). In addition to the distance from the nest, the overall degree of area fragmentation, i.e. the proportion of the regeneration patches relative to the total area of the home range, might play an important role (WIDÉN 1997). However, the degree of this fragmentation probably must be relatively high in order to be the sole reason for leaving the nest. MOSER and GARTON (2009) predicted, based on a model for North American sites, an absence of occupancy in a home range if more than 61% of a potential range was affected by felling. CFCI (2012) recommended limiting the proportion of the felling area to 30%. None of the sites under study had a total area of regeneration greater than 20% of the home range (the largest was the “Spálenka-transfer site”; see Table 1).

One way to prevent felling from negatively affecting the nest-site occupancy of the northern goshawk would be to form a buffer zone around the nests, in which felling would be postponed or completely prohibited. This case study provides evidence that a protective buffer zone of about 3–3.5 ha (about 100 m around the nest) could be sufficient under the conditions of the Chřiby Hills. Similar conclusions are presented in other studies; depending on the conditions, other authors recommend buffer zones ranging from a radius of 50 to 500 m (REYNOLDS et al. 1992; PETTY 1996; PENTERIANI, FAIVRE 2001; SANTANGELI et al. 2012; MCCLAREN et al. 2015; JIMÉNEZ-FRANCO et al. 2018). The differences in the recommended buffer zones unaffected by felling around the nests in various studies may be caused by different risk levels of nesting predation in particular areas, or different stand and habitat conditions (differing tree sizes, stand density, climatic conditions etc.), as well as by differing sizes of forestry management differentiation units (and thus regeneration patches).

The results of this study point to the conclusion that traditional clearcut felling affected the nest-site occupancy of the northern goshawk more significantly than regeneration management based on smaller, irregularly placed, clearcut patches or management that employed the technique of shelterwood felling.

Zasláno/Received: 04. 12. 2019

Přijato do tisku/Accepted: 03. 02. 2020