

VÝZNAM DATLOVITÝCH PTÁKŮ V OCHRANĚ LESA: REVIEW

THE IMPORTANCE OF WOODPECKERS IN FOREST PROTECTION: REVIEW

LUCIE VÉLOVÁ¹⁾ - ADAM VÉLE²⁾ ✉¹⁾Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbátka, Czech Republic²⁾Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic

✉ e-mail: adam.vele@centrum.cz

ABSTRACT

There is an increase in damage caused by biotic agents in the forests of Central Europe. One of the choices for protecting forests against insect pests is the ability to use the biological protection of the birds of family Picidae. They are able to effectively control pests and indirectly promote the occurrence of another beneficial animal species. We dealt with three species with different habitat requirements: three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus*), the black woodpecker (*Dryocopus martius*) and the great spotted woodpecker (*Dendrocopos major*). In general, they can halve the amount of the pest population. The three-toed woodpecker feeds mainly on bark beetles and longhorn beetles. It needs a large amount of dead wood, which almost excludes its presence in production forests. Other species do not have so many environmental demands. The black woodpecker is tied to larger forest complexes, including production forests. The great spotted woodpecker is able to colonise even small fragments of forests. Economic loss caused by nest holes excavating and hunting of wood boring insect are negligible. Holes have a small volume and are mostly created in already damaged wood. The presence of woodpeckers in production forests is desirable, and it should be encouraged by keeping enough amount of dead and cavity trees.

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

Klíčová slova: biologická ochrana; biotop; datlovití; dutiny; Picidae; les; potrava**Key words:** biological protection; food; forest; habitat; Picids; nest holes

ÚVOD

Ochrana lesa ve střední Evropě a zejména v České republice se v současné době potýká s rozsáhlými hospodářskými škodami způsobenými podkorními škůdci, narůstají i škody způsobené listožravým hmyzem (LIŠKA 2018; LORENC et al. 2018; LUBOJACKÝ 2018). V boji proti lýkožroutům se kromě tradičních metod začínají testovat a používat i metody nové, často založené na principu chemické ochrany (ZAHRAVNÍKOVÁ, ZAHRAVNÍK 2015). Alternativou k nim může v některých případech být využití biologické ochrany, kterou lze považovat za ekonomicky výhodnou a přírodě blízkou metodu (KENIS et al. 2017). V rámci biologické ochrany se využívají biologické faktory, jež jsou schopny ovlivnit životnost a populační hustoty škůdců. Mezi biotické regulátory lesních bezobratlých škůdců patří např. parazitoidi z řádu blanokřídlých (Hymenoptera) a dvoukřídlých (Diptera), dravý hmyz (např. mravenci či vosy) i obratlovci (drobní savci a ptáci) (HOLUŠA, WEISER 2005). Z ptáků se jedná např. o některé pěvce (sýkory (*Parus* spp.), brhlíky (*Sitta* sp.)) či vybrané zástupce datlovitých (Picidae) (POSPELOV 1953; BÖHM, KALKO 2009). Datlovití jsou taxonem schop-

ným výrazně regulovat populace škůdců (OVERGAARD 1970; TÖRÖK 1988; MIKUSINSKI 1995; FAYT et al. 2005; ALDER, MARSDEN 2010; FLOWER et al. 2014). Navzdory tomu je jejich cílené využívání v ochraně lesa doposud velmi omezené.

Čeď datlovití náležející do řádu šplhavců (Piciformes) je v České republice zastoupena deseti druhy: krutihlav obecný (*Jynx torquilla* Linnaeus, 1758), žluna šedá (*Picus canus* Gmelin, 1788), žluna zelená (*Picus viridis* Linnaeus, 1758), datel černý (*Dryocopus martius* Linnaeus, 1758), strakapoud velký (*Dendrocopos major* Linnaeus, 1758), strakapoud jižní (*D. syriacus* Hemprich & Ehrenberg, 1833), strakapoud prostřední (*D. medius* Linnaeus, 1758), strakapoud bělohřbetý (*D. leucotos* Bechstein, 1802), strakapoud malý (*D. minor* Linnaeus, 1758) a datlík tříprstý (*Picoides tridactylus* Linnaeus, 1758) (HUDEC, ŠŤASTNÝ 2005).

Krutihlav obecný na našem území obývá lesíky, aleje, skupiny stromů, sady, zahrady, řídké listnaté i smíšené lesy, vzácněji okraje a světliny borových a smrkoborových lesů. Vyskytuje se především v nižších polohách, byl zaznamenán v 69 % mapovacích čtverců. Žluna šedá

obývá především lesy listnaté a smíšené, v horách využívá i jehličnaté. V ČR se vyskytuje nepravidelně (69 % čtverců), v závislosti na výskytu listnatých lesů. Mnohem častěji se na našem území můžeme setkat se žlunou zelenou (94 % čtverců), jež se vyskytuje především v nížinách a pahorkatinách, v nichž obývá otevřenou krajinu s řídkými lesíky, sady a alejemi. Téměř na celém území (95 % čtverců) se můžeme setkat také s datlem černým, jež využívá rozsáhlejší lesy v horách i v nížinách. Nejhojněji se vyskytuje v lesích smíšených a jehličnatých. Strakapoud velký obývá lesy všeho druhu, větší parky a v zimě i zahrady. Jeho výskyt je znám ze všech faunistických čtverců. Strakapoud jižní žije především v nižších polohách východní části ČR (12 % čtverců), kde obývá sady, parky a menší listnaté lesíky. Strakapoud prostřední se vyskytuje v ČR nehojně (40 % čtverců), nejčastěji v lužních lesích s dubem a teplých doubravách pahorkatin. Strakapoud bělohřbetý hnízdí jen v několika oblastech (6 % čtverců), využívá čisté nebo smíšené bučiny. Strakapoud malý se řídce vyskytuje v nížinách a pahorkatinách, kde obývá menší či řídké listnaté lesy, doubravy, bučiny nebo smíšené porosty, lužní lesy, břehové porosty, sady a parky. Zaznamenan byl v 79 % čtverců. Datlík tříprstý je typický pták horských oblastí (5 % čtverců), v nichž obývá lesy pralesního charakteru, jehličnaté i smíšené, se suchými nebo narušenými stromy (HUDEC, ŠTASTNÝ 2005; ŠTASTNÝ et al. 2006). V ČR se pravidelně vyskytuje ve vyšších nadmořských výškách: na Šumavě, v Blanském lese, Novohradských horách, Beskydech, Krkonoších, na Hostýnsko-Vsetínské hornatině a v Javorníkách. Záznamy o jeho výskytu pocházejí i z Krušných hor, Českého lesa a Jeseníků (ŠTASTNÝ et al. 2006; FLOUSEK et al. 2015).

Jak vyplývá z uvedených charakteristik, datlík tříprstý, datel černý a strakapoud velký jsou tři zástupci datlovitých, charakterizující odlišné biotopové nároky, a tedy i odlišné možnosti využití v biologické ochraně lesa.

Biotopové nároky

Datlík tříprstý preferuje dospělě, často smíšené nebo převážně jehličnaté lesy s dominancí smrku ztepilého (*Picea abies*) s vysokým objemem mrtvého dřeva (FAYT 1999; PAKKALA et al. 2002). V Evropských lesích jeho početnost pozitivně koreluje s proporcí smrkových lesů minimálně 80–100 let starých, proporcí stromů s průměrem kmene 20–50 cm a množstvím mrtvého dřeva o objemu průměrně 63–200 m³/ha (IMBEAU, DESROCHERS 2002; FAYT 2003; BÜTLER et al. 2004; ROMERO-CALCERRADA, LUQUE 2006). V závislosti na geografické poloze a charakteru lesa dosahuje populačních hustot jednoho páru na 90 až 400 ha (AMCOFF, ERIKSSON 1996; PECHACEK 2004). Jeho domovské okrsky zaujímají rozlohu až 200 ha (BÜTLER et al. 2004).

Datel černý je habitatový generalista, obvykle využívá především vysoké a široké kmeny mnoha opadavých i jehličnatých druhů stromů v rozlehlých lesích, včetně lesů tvořených mozaikou různě starých porostů (CRAMP 1985; TJERNBERG et al. 1993; MIKUSINSKI 1995; BOCCA et al. 2007). Stáří porostů ani způsob hospodaření nejsou pro datla významné, pokud v území nachází dostatek potravy a stromů vhodných ke hnízdění (TJERNBERG et al. 1993; MIKUSINSKI 1997; ROLSTAD et al. 1998; BOCCA et al. 2007). Nízkou senzitivitou vůči intenzivnímu hospodaření se odlišuje od většiny ostatních datlovitých (TJERNBERG et al. 1993; MIKUSINSKI 1997; ROLSTAD et al. 1998). Hnízdni hustota datlů se v závislosti na charakteru lesa pohybuje v rozmezí 0,16–0,5 páry na 10 ha (WESOŁOWSKI, TOMIAŁOJĆ 1986; SPITZNAGEL 1990). V jádrovém území, které pokrývá přibližně třetinu rozlohy domovských okrsků, se kromě hnízdního páru mohou vyskytovat i nehnízdící jedinci. Domovské okrsky datlů jsou nezvykle rozlehlé, jejich plocha se pohybuje kolem 300 ha (BOCCA et al. 2007). Plocha domovských okrsků klesá s narůstající plochou mladých porostů (ROLSTAD et al. 1998). Důvodem může být vyšší početnost mravenců, jakožto významné složky potravy datlů, na lesních světlinách (VÉLE et al. 2016).

Strakapoud velký je generalista obývající všechny typy biotopů porostlých dřevinami. Vyskytuje se od uzavřených horských lesů až po městské parky. Přesto je možné konstatovat, že preferuje plochy s vyšším objemem mrtvého dřeva, v nichž také dosahuje vyšších populačních hustot (WÜBBENHORST 2001). V závislosti na přítomnosti dalších datlovitých druhů může využívat rozdílné mikrohabitáty (ÓNODI, CSÖRGŐ 2013). Na 37 lokalitách v severozápadní Evropě bylo zjištěno, že strakapoud velký dosahuje hustot až 4,6 teritorií na 10 ha, průměrně 1 pár na 10 ha (MICHALEK, MIETTINEN 2003). V hnízdni sezoně mohou být jeho hustoty ještě vyšší (NILSSON 1979). V mladých lesních plantážích je jeho hustota nízká (SMITH 1997), pravděpodobně v důsledku nedostatku potravy (CRAMP 1985). Domovské okrsky strakapoudů se liší v závislosti na pohlaví a roční době a dosahují rozlohy 5–20 ha (BACHMANN, PASINELLI 2002).

Ekologický význam

Datlovití ptáci mají v lesích neopomenutelný ekologický význam. Jimi vytvořené dutiny využívá mnoho dalších druhů živočichů (tzv. sekundárních dutinových druhů), jejichž výskyt v hospodářských lesích je často limitován právě nedostatkem dutin (NEWTON 1994). Z bezobratlých živočichů se jedná např. o saproxylický hmyz, vosy (*Vespoidea*) a motýly (*Lepidoptera*). Z ptáků lze jmenovat např. sýkorovité (*Paridae*), lejskovité (*Muscicapidae*), brhlíkovité (*Sittidae*), puštíkovité (*Strigidae*) či holubovité (*Columbidae*). Mezi savce využívající dutiny patří např. myšovití (*Muridae*), veverkovití (*Sciuridae*), netopyrovití (*Vespertilionidae*) a plchovití (*Gliridae*) (KORPIMÄKI 1984; KIRBY, DRAKE 1993; JOHNSSON 1993; CZESZCZEWIK, WALANKIEWICZ 2003; WESOŁOWSKI, ROWIŃSKI 2004, 2012). Mnozí z těchto živočichů rovněž pomáhají regulovat populace hospodářsky nežádoucích organismů (CIVANTOS et al. 2012). Z pohledu tvorby dutin lze za nejvýznamnějšího považovat datla černého, jež je jediný tvůrce velkých dutin, pročež je považován za klíčový druh evropských lesů (JOHNSSON 1993). Datlovití ptáci si konkurují navzájem, ale také s ostatními obratlovci. Přítomnost datlů je například negativně korelována s výskytem žluny zelené (HAILA, JÄRVINEN 1977). V zemědělské krajině často kavky obecné (*Corvus monedula*) vyhánějí datly černé z nově vytvářených dutin (HANSEN 1984). Veverky mohou při vysokých počtech významně ovlivňovat hnízdni úspěšnost strakapoudů (SMITH 2005). Na druhou stranu, například strakapoud velký tesáním dutin vytváří podmínky vhodné pro výskyt saproxylických bezobratlých (KIRBY, DRAKE 1993), čímž nepřímo ovlivňuje i ostatní datlovité skrze zvýšenou potravní nabídku (SMITH 1997). Díky složitým ekologickým vazbám lze datlovité vnímat jako indikátory. Např. datlík tříprstý je dobrý indikátor pro časové a prostorové změny krajiny. Je ale také považován za indikátora přírodních lesů a celé gildy sekundárních dutinových druhů ptáků (DERLETH et al. 2000; ROBERGE, ANGELSTAM 2006).

Význam v ochraně lesa

Z hlediska ochrany lesa se na datlovité ptáky můžeme dívat ze dvou úhlů pohledu. Prvním z nich jsou drobná poškození dřevní hmoty v důsledku vyhledávání potravy (čímž dochází např. ke zvýšenému vysušování dřeva) a dále pak výraznější poškození spojené s tesáním dutin (HADFIELD, MAGELSSON 2006). Druhým pohledem je jejich predační tlak na vybrané skupiny živočichů, a to jak prospěšné (lesní mravenci), tak i škůdce (listožravci, podkorní i dřevokazný hmyz). Neopomenutelná je rovněž podpora výskytu dalších užitečných organismů. Během lovu xylobiontního hmyzu sice poškozuje dřevo, to je však již znehodnoceno chodbami jejich kořisti. Objemově významnější poškození mohou také vznikat při tesání dutin. Výběr stromů ke hnízdění je dán fází života stromů, kvalitou dřeva, rychlostí přírůstu, druhovým složením stromů, zastoupením fragmentovaných a okrajových částí porostů a selekcí mezi predačním a kompetičním tlakem

(BLANC, MARTIN 2012). Druhové zastoupení doupných stromů se na jednotlivých lokalitách liší (WESOŁOWSKI, TOMIAŁOJC 1986; HANSSON 1992). Obecně lze říci, že datlovití k tesání dutin využívají stromy s velkým průměrem. Ačkoliv byla hnízda zaznamenána i ve zdravých částech stromů, většinou k jejich stavbě využívají dřeva zmkčené poškozováními či působením hub (WESOŁOWSKI, TOMIAŁOJC 1986; JOHNSSON 1993; SMITH 1997; HARDERSEN 2004).

Datel černý tesá dutiny v buku lesním (*Fagus sylvatica*), borovici, smrku i dalších druhích stromů (LANG, ROST 1990; JOHNSSON 1993; ANGELSTAM, MIKUSMSKI 1994; Ahlén, Tjemberg 1992 in MIKUSINSKI 1995). V závislosti na druhu dřeviny se liší i její preferovaný průměr, jež se pohybuje v rozmezí 30–40 cm (JOHNSSON 1993; Ahlén, Tjemberg 1992 in MIKUSINSKI 1995). Jeden pár datlů potřebuje mít k dispozici několik dutin, které často mění mezi sezonami a některé z nich používá opětovně. Většina opětovně používaných dutin se nachází v živých, oslabených či teprve nedávno uschlých stromech (ROLSTAD et al. 2000; BOCCA et al. 2007; WESOŁOWSKI 2011).

Devadesát procent dutin strakapouda velkého se nachází ve stromech o průměru 28 cm nebo širších (SMITH 1997), v případě živých stromů se tyto ptáci spokojí i s menším průměrem (HANSON 1992). Pro tesání dutin si vybírají vysoké stromy umístěné v porostech, kde i jiné stromy jsou vzrostlé (BARRIENTOS 2010). Ačkoli u strakapouda existuje silná preference k využívání mrtvých stromů, ne vždy jsou upřednostňovány. Nejnápadnějším příkladem jsou uschlé duby, které nejsou ke hnízdění vůbec využívány. Jejich suché dřevo brzy ztratí kůru a jádrové dřevo se stává těžkým a vyschlým, nevhodným pro tvorbu dutin (GLUE, BOSWELL 1994; SMITH 1997; MICHALEK, MIETTINEN 2003). Průměrný stupeň rozpadu stromů využívaných strakapoudem velkým je ve srovnání s jinými datlovitými relativně nízký (MICHALEK, MIETTINEN 2003). Také strakapoud velký obsazuje i více než jednu dutinu (CRAMP 1985). Stromy vhodné ke hnízdění bývají využívány opakovaně. Z provedených studií vyplývá, že 17 % hnízdních stromů bylo využito již v předešlém roce a celkově bylo znovu využito více než 21 % stromů (GLUE, BOSWELL 1994; SMITH 1997). Objem hnízda u strakapouda velkého se pohybuje v rozmezí 3,5–3,7 l (CARSLON et al. 1998; REMM et al. 2006). Většinu dutin (téměř 80 %) tesá v kmeni, menší část je umístěna ve větvích. Přibližně dvě třetiny hnízdních dutin bývají umístěny ve vnějších viditelných defektech dřeva, v jizvách a jejich blízkosti (CIKOVIC et al. 2014).

Jednoznačně v souladu s požadavky ochrany lesa jsou potravní nároky datlovitých, kteří hledají potravu při pohybu po kmeni náhodně. Při její detekci se začínou záměrně a energicky pohybovat na jednom místě a snaží se proniknout až ke kořisti. Po několika klovaních následuje krátká pauza, během které ptáci soustředěně poslouchají s cílem přesně lokalizovat kořist. Je možné, že ji také detekují vizuálně, např. pozorováním závrtových otvorů. Dokáží detekovat i malé pohyby mravenců rodu *Camponotus* pod sněhem (NUORTEVA et al. 1981). Druhy s větší hmotností těla a delším zobákem mají širší spektrum velikostí potravy, průměrná velikost kořisti i její rozsah vzrůstají s rostoucí tělní velikostí ptáků (TÖRÖK 1988). Druhy, které jsou více závislé na ve dřevě žijících larvách, jako např. strakapoud velký, mají menší snůšky než druhy závislé na jiných zdrojích (KOENIG 1986). Doba hnízdění datlovitých v temperátních lesích je pravděpodobně evolučně synchronizována s dobou výskytu největšího množství larev (TÖRÖK 1990; PASINELLI 2001; WIKTANDER et al. 2001). Na počet mladých, a tedy i populační hustotu, má vliv množství potravy během hnízdění i mimo hnízdní sezonu (FAYT 2003). Při dostatku potravy se tedy zvyšuje i abundance datlovitých, což je výhodné pro regulaci populací škůdců. Působení ptáků v biologické ochraně může být sníženo používáním pesticidů (BOUVIER et al. 2011). V potravě datlovitých lze nalézt larvy a dospělce mnoha druhů brouků (Coleoptera), mšice (Aphidoidea), tiplicovitě (Tipulidae), mravence (Formicidae), srpice (Mecoptera), červce (Coccoidea) (PETTERSSON 1983; TÖRÖK 1988). Součástí jejich potravy je např. kozlíček osikový (*Saperda carcharias* L.), který pat-

ří mezi nejvýznamnější živočišné škůdce topolů v Evropě (CRAMER 1954; TICHÝ 1963; NUORTEVA et al. 1981). Datlovití dokáží zredukovat počet larev kozlíčků o cca 12 % (TICHÝ 1963). Např. strakapoud bělohřbetý je schopen ulovit jednu larvu za 15–20 min a celkově 30–50 larev kozlíčků za den. Dva týdny starý strakapoud spotřebuje cca 25 g potravy denně, přičemž jedna larva váží 0,7–1,5 g (Reinikainen 1979 in NUORTEVA et al. 1981). Jedno dvoutýdenní mládě tedy denně pozře 17–36 larev. Nechytinizované části larev ptáci stráví během jedné až dvou hodin (TICHÝ 1963). Exaktní údaje o vlivu ptáků na populaci kořisti v evropských lesích jsou vzácné. Obecně lze říci, že populace členovců (zejména larev) dokáží datlovití ptáci zredukovat na 19–98 %, často se jedná přibližně o 50 % (FAYT et al. 2005; BÖHM et al. 2011). Ne všechny taxony nalézané v potravě datlovitých patří mezi škůdce. Typickým příkladem jsou lesní mravenci rodu *Formica*, jejichž přínos pro ochranu lesa je jednoznačně pozitivní (VÉLE, HOLUŠA 2007).

Kůrovci (Scolytidae) a tesaříkovití brouci (Cerambycidae) jsou dominantní složkou potravy datlíka tříprstého. Další podstatnou část tvoří pavoukovci, menší část larvy dalších zástupců hmyzu (FAYT 2003; PECHÁČEK 2004; ROMERO-CALCERRADA, LUQUE 2006). Datlík tříprstý početně i behaviorálně reaguje na přemnožení kůrovcovitých a je považován za jejich důležitého predátora (PECHÁČEK 2004). Mortalita kořisti se liší v závislosti na hustotě datlíků, početnosti a velikosti kořisti a nepřímých vlivech. Při vzrůstající početnosti kůrovcovitých brouků stoupá i jejich zastoupení v jídelníčku datlíků. Datlíci tak mohou hrát kritickou roli při regulaci kůrovců v jehličnatých lesích. V lesích s epidemickou i pandemickou populací kůrovců dosahují datlíci obdobných hustot, což poukazuje na jejich klesající numerickou odpověď při nejvyšších hustotách kořisti. Ta může být důsledkem např. vzrůstajících teritoriálních interakcí (FAYT et al. 2005). V porostech s vysokou abundancí kůrovců může přítomnost datlíků vzrůst až téměř čtyřicetkrát ve srovnání s denzitou v blízkých porostech stejného charakteru, avšak bez početnějšího výskytu kůrovců. Datlík potravu sbírá v lese i mimo něj, např. na pasekách (IMBEAU, DESROCHERS 2002). Nejvíce potravy nachází na mrtvých jehličnanech (především na smrku) (ROMERO-CALCERRADA, LUQUE 2006). Využívá však i rozpadající se listnaté stromy. Preference stromů se u datlíka liší v závislosti na ročním období. Zatímco v zimě dochází k lovu především ve smrkových lesích, v pozdním jaru až létě ptáci loví i v lesích s listnatými stromy a na rozpadajících se stromech. Od pozdního léta do časného jara totiž jejich potrava sestává téměř výhradně z podkorunního hmyzu na jehličnanech, se silnou preferencí k druhům osídlujícím smrk ztepilý. Během letních měsíců v potravě převládají larvy dřevokazného hmyzu, především tesaříkovitých i dalších brouků, a pavouci (FAYT 2003; PECHACEK 2004). V důsledku relativně malé velikosti mohou kůrovci představovat méně vhodnou potravu pro rychle rostoucí mláďata (PECHACEK, KRISTIN 2004). Např. kůrovci dosahují délky přibližně 0,6 cm, velikost alternativní kořisti (např. tesaříkovitých či pavouků) dosahuje 1,3 cm (PECHACEK, KRISTIN 1996). Během celoročního sledování potravních preferencí bylo zjištěno, že výjimečně se v potravě datlíků nachází také plži, další členovci (náležející do 11 čeledí) i semena rostlin. Zastoupení jednotlivých taxonů je rozdílné v hnízdním a mimohnízdním období, neliší se však mezi pohlavími. Potrava mláďat je obdobná. Na stromech využívaných k lovu potravy se nachází více druhů, než kolik je skutečně loveno. Naopak larev tesaříkovitých bylo na těchto stromech méně, než kolik se jich nacházelo v exkrementech (PECHACEK 2004), což dokládá potravní preference datlíků. U pavoukvců byl podíl v potravě stejný jako na stromech (PECHACEK 2004).

Datel černý je potravní specialista (BOCCA et al. 2007). V celé Eurasii dominují v jeho potravě mravenci (zejména rodu *Camponotus*) a larvy saproxylických brouků. Většinu potravy nachází v jehličnatých lesích, loví však i na listnácích (MIKUSINSKI 1995). Při jejím shánění se vyhýbá lesním okrajům (BERECZKI et al. 2015). Mezi jeho typickou kořist patří např. mravenec obrovský (*Camponotus herculeanus*), lesní

mravenci (*Formica* spp.), lýkožrout smrkový (*Ips typographus*), lýkožrout borový (*I. sexdentatus*), kozlíčci (*Monochamus* spp.), kousavec korový (*Rhagium inquisttor*), pilořitky (*Sirex* spp.), kozlíček (*Saperda perforata*) či bělokaz březový (*Scolytus ratzeburgi*) (MIKUSINSKI 1995). Průměrný denní příjem potravy datlími mládaty je přibližně 76 g, což představuje více než 27 jedinců kořisti. Dělnice i vývojová stadia mravenců tvoří většinu (96 %) jeho potravy, nejčastěji se jedná o mravence žijící v kmenech stromů. Zbývající část potravy tvoří především hospodářsky nežádoucí druhy (GAL 1970).

Strakapoud velký si pro lov potravy vybírá především starší porosty, avšak nevyhýbá se ani pasekám (ROLSTAD et al. 1995). Potravy loví na živých i mrtvých stromech a na zemi (ROLSTAD et al. 1995; OSIEJUK 1998; SMITH 2007). Chytá mšice dvoukřídle (Diptera) (zejména větší taxony jako např. tiplicovité), sekáče (Opiliona), motýli i brouky. A právě brouci jsou dominantní složkou jeho potravy. Z dalších skupin hmyzu je významné zastoupení klopuškovitých (*Miridae*) (TÖRÖK 1988). V potravě strakapoudů mají významné zastoupení také semena šišek a nektar. Semena šišek tvoří značnou část jejich stravy během celého ročního období (OSIEJUK 1998). U smrkových šišek strakapoudi preferují jejich střední velikost, u borových nevyužívají šišky s příliš velkou apofýzou (DYLEWSKI et al. 2017). Potravní chování strakapoudů velkých se vyznačuje velkou plasticitou, mění se v závislosti na dostupnosti potravy (OSIEJUK 1998).

Vliv lesního hospodaření

Moderní lesnictví ovlivňuje datlovité od začátku dvacátého století, v důsledku čehož se tyto ptáci stali částečně ohroženými, neboť jsou závislí na mrtvých a rozkládajících se stromech. V hospodářských lesích se vyskytuje o cca 70 % méně mrtvého dřeva než v lesích bezzásahových (WESOŁOWSKI et al. 2005). Stojící mrtvé stromy o průměru větším než 20 cm jsou v hospodářských lesích pětikrát méně časté než v bezzásahových lesních územích (WALANKIEWICZ et al. 2002). Ze srovnání počtu druhů a početnosti datlovitých v lesích Bialowieze vyplývá, že v bezzásahových lesích se vyskytovalo více druhů a ve vyšších abundancích než v lesích hospodářských (WALANKIEWICZ et al. 2011). Datlovití jsou také ovlivněni přítomností plantáží nepůvodních druhů, které využívají ke hnízdění méně často (GJERDE et al. 2005; BARRIENTOS 2010). I přes výše uvedené informace je zřejmé, že biotopové požadavky datlovitých se dají skloubit s požadavky na těžbu dřeva (VIRKKALA 2006).

Početnost datlíků v hospodářských lesích je přímo úměrná ploše zbývajících vhodných lesů. V lesích s holosečným hospodařením setravávají porosty vhodné pro datlíky tříprsté pouze po dobu 10–30 let (BÜTLER et al. 2004). Ani prostorová mozaika lesů po těžbě neposkytuje optimální konfiguraci pro hnízdící datlíky (FRANKLIN et al. 1997). Datlík tříprstý je tak v důsledku konvenčního lesního managementu limitován habitatovými i potravními zdroji (IMBEAU et al. 1999; IMBEAU, DESROCHERS 2002). V těžebných částech lesů se může velikost populace snížit až na pouhých 14 % původní velikosti. Ve fragmentech nevytěžených lesů jsou datlíci třikrát méně početní ve srovnání s neobhospodařovanými lesy (WESOŁOWSKI et al. 2005). Roli zde hraje i způsob lesního hospodaření. Selektivní těžba stromů vytváří maloplošnou dynamiku mezer, jež může zajišťovat dlouhodobě vhodné habitaty s dostatkem suchých stromů. Podle modelu vytvořeného ROMERO-CALCERRADA, LUQUE (2006) se datlíci tříprstí soustředují v nejkvalitnějších biotopech (s ohledem na množství zdrojů, druhové složení dřevin a strukturu lesů). Ty bývají vzdáleny více než 50 m od cest a více než 600 m od obydlených území. Zbytky starých lesů jsou klíčové pro zachování populace datlíků uvnitř mozaiky človekem využívaných lesů (IMBEAU, DESROCHERS 2002). Disturbanční historie lesních ploch se odráží ve vlastnostech populací saproxylických brouků, což také implikuje výběr habitatů ptáky. Kontinuální

udržování heterogenity ve struktuře lesa vede ke koexistenci mnoha stadií rozkládajícího se dřeva, a tedy i stabilnímu množství potravy pro datlovité (KUULUVAINEN 2002). Biotopové nároky datlíků jsou zcela jednoznačně konfliktní s komerčními lesnickými činnostmi, s požadavky lesního hospodaření a ochrany lesa (BÜTLER SCHLAEPFER 2002; IMBEAU, DESROCHERS 2002; WESOŁOWSKI et al. 2005). Po provedené těžbě je často průměrná plocha zbývajících vhodných habitatů nižší než plocha kritická, jež se pohybuje kolem 30 % (ANDRÉN 1994; IMBEAU, DESROCHERS 2002).

Odlišně reaguje na lesní hospodaření datel černý. Od konce 19. století se ve střední a západní Evropě šíří v důsledku opětovného zalesňování, pozitivně reaguje především na vzrůstající plochu jehličnanů (MIKUSINSKI 1995). Ve srovnání s většinou dalších zástupců datlovitých je méně citlivý ke způsobům lesního hospodaření (TJERNBERG et al. 1993; MIKUSINSKI 1997; ROLSTAD et al. 1998). Strakapoud velký je přizpůsoben fragmentovaným lesům a běžně se vyskytuje i v malých fragmentech (např. BIANCONI et al. 2003; ÓNODI, CSÖRGÖ 2013). Tyto fragmenty mohou být příležitostně obsazeny nestálými jedinci nebo malým počtem párů. Mohou mít také funkci nášlapných kamenů důležitou pro lokální dynamiku populace (BIANCONI et al. 2003).

Možnosti podpory

Výskyt datlovitých by měl být podporován, neboť mezi abundancí insektivorních ptáků a mírou predace jejich kořisti existuje pozitivní závislost (BERECZKI et al. 2015). Při vysoké početnosti dokáží datlovití regulovat populace lesních škůdců, příp. nahradit jiné metody používané v ochraně lesa (BÜTLER, SCHLAEPFER 2002; FAYT et al. 2005). Pro ochranu datlovitých je důležitá zejména ochrana jejich habitatů (ÓNODI, CSÖRGÖ 2013). Ten může být negativně ovlivňován nejen již popsáním lesním hospodařením, ale také např. urbanizací a s ní spojeným plošným úbytkem dřevin (MYCZKO et al. 2014).

Průměrné množství 15 m³ stojícího mrtvého dřeva na 1 ha lesa je nezbytné pro udržení datlíků. Přesné množství se liší v závislosti na produktivitě lesa a je nutné je zachovávat na lokalitách o min. 100 ha rozloze (BÜTLER et al. 2004). Vzhledem k flexibilitě potravní strategie je třeba zajistit habitatové požadavky zejména kůrovcovitých, tesařikovitých i pavoukvců. Habitat vhodný pro saproxylické členovce je složen z dostatečného množství mrtvých stromů v rozdílné fázi rozpadu. V hospodářských lesích by měly být zachovány alespoň v okruhu 250 m od hnízdišť (PECHACEK 2004). Dále je nutné zajistit výskyt přirozeně odumírajících senescentních stromů (IMBEAU, DESROCHERS 2002), které poskytují prostor k námluvám, bubnování, hnízdění a zároveň zajišťují konektivitu biotopů. Ta je důležitá při rozptylování jedinců (MACHTANS et al. 1996). Pro podporu strakapouda velkého je nutné zajistit dlouhodobou nabídku mrtvých kmenů a mnohem větší počet živých stromů vhodného průměru (SMITH 1997). Navýšení populace např. v městských lesích lze zajistit také umělým příkrmováním (CANNON et al. 2005; SMITH, SMITH 2013). Selektivní těžba stromů vytváří maloplošnou dynamiku mezer, jež může zajišťovat dlouhodobě vhodné habitaty s dostatkem suchých stromů (BÜTLER et al. 2004). Kontinuální udržování heterogenity ve struktuře lesa vede ke koexistenci mnoha stadií rozkládajícího se dřeva, a tedy i stabilnímu množství potravy pro datlovité (KUULUVAINEN 2002). Pro udržení datlovitých ve městech je důležité udržet co největší areál zalesněných ploch. Porosty dřevin by ideálně měly být vícepatrové a s vysokým zastoupením listnatých stromů (MYCZKO et al. 2014). Kromě výše uvedeného je vhodné také upřednostňovat heterogenní lesy s různou věkovou třídou stromů (GASPERIS et al. 2016) a omezovat používání pesticidů (BOUVIER et al. 2011). Hnízdící stromy je vhodné označovat, aby lesníci byli upozorněni na přítomnost dutin a nutnost vyjmutí stromů z těžby (GLUE, BOSWELL 1994).

ZÁVĚR

Datlík tříprstý, datel černý a strakapoud velký jsou vlajkovými druhy datlovitých s odlišnými nároky na prostředí i odlišnými možnostmi využití v ochraně lesa. Vzhledem ke složení potravy je datlík tříprstý druhem s největším potenciálem v biologické ochraně lesa, který je však omezen jeho vzácným výskytem soustředěným především do horských neobhospodařovaných lesů. V hospodářských lesích totiž většinou nenalézá dostatečné množství potravních zdrojů. Zastoupení hospodářsky nežádoucích druhů v potravě datla černého a strakapouda velkého je pravděpodobně nižší. Nižší jsou však i jejich biotopové nároky, oba druhy se běžně vyskytují v hospodářských lesích. Datel černý je vázán na rozlehlejší lesní celky včetně lesů ovlivněných těžbou dřeva, strakapoud velký je schopen využívat i malé lesní fragmenty. Poškození stromů v důsledku tesání dutin či lovu potravy datlovitými ptáky je zanedbatelné, jejich pozitivní vliv v ochraně lesa jednoznačně převažuje. Z uvedených informací vyplývá, že datel černý a strakapoud velký jsou druhy s potenciálem využití v ochraně lesa a jejich výskyt by měl být podporován.

Maloplošné hospodaření probíhající ve střední Evropě vytváří dostatečně vhodnou kompozici porostů imitující maloplošnou dynamiku přírodních lesů (MIKUSINSKI 1997). Pro podporu datla černého ani strakapouda velkého není třeba nijak zásadně měnit způsoby stávajícího hospodaření. Možnosti jejich podpory spočívají především v ponechávání dostatečného množství stromů vhodných pro tesání dutin (tj. stromů o minimálním průměru cca 35 cm pro datla černého a 19 cm pro strakapouda velkého) (KOSIŃSKI, WINIECKI 2004; PIROVANO, ZECCA 2014). V domovském okrsku strakapouda velkého by se ideálně mělo nacházet 24 takovýchto stromů na jeden ha (KOSIŃSKI, WINIECKI 2004). Ponechávat lze stromy nevhodné pro hospodářské využití (nevhodné druhy, uschlé, pokroucené, polámané apod.), což snižuje případné ekonomické ztráty. Biotopové požadavky datla černého a strakapouda velkého se dají skloubit s požadavky na těžbu dřeva.

Poděkování:

Autoři děkují dvěma anonymním recenzentům za komentáře, které přispěly ke zvýšení kvality článku. Výsledek vznikl za podpory Ministerstva zemědělství ČR, institucionální podpory MZE-RO118 a grantů CIGA ČZU 20174307 a IGA FLD ČZU B/02/18.

LITERATURA

- ALDER D., MARSDEN S. 2010. Characteristics of feeding-site selection by breeding green woodpeckers *Picus viridis* in a UK agricultural landscape. *Bird Study*, 57: 100–107.
- AMCOFF M., ERIKSSON P. 1996. Occurrence of three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* at the scales of forest stand and landscape. *Ornis Svecica*, 6: 107–119.
- ANDRÉN H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. *Oikos*, 71: 355–366.
- ANGELSTAM P., MIKUSINSKI G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31:157–172.
- BACHMANN S., PASINELLI G. 2002. Raumnutzung syntop vorkommender Buntspechte *Dendrocopos major* und Mittelspechte *D. medius* und Bemerkungen zur Konkurrenzsituation. *Der Ornithologische Beobachter*, 99: 33–48.
- BARRIENTOS R. 2010. Retention of native vegetation within the plantation matrix improves its conservation value for a generalist woodpecker. *Forest Ecology and Management*, 260: 595–602. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.05.015
- BERECZKI K., HAJDU K., BÁLDI A. 2015. Effects of forest edge on pest control service provided by birds in fragmented temperate forests. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 61: 289–304.
- BIANCONI R., BATTISTI C., ZAPPAROLI M. 2003. Pattern of richness, abundance and diversity of four interior bird species in a hilly landscape in Central Italy: a contribution to assess their sensitivity to habitat fragmentation. *Journal of Mediterranean Ecology*, 4: 37–44.
- BLANC L.A., MARTIN K. 2012. Identifying suitable woodpecker nest trees using decay selection profiles in trembling aspen (*Populus tremuloides*). *Forest Ecology and Management*, 286: 192–202. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.08.021
- BOCCA M., CARISIO L., ROLANDO A. 2007. Habitat use, home ranges and census techniques in the black woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea*, 95: 17–29.
- BÖHM S.M., KALKO E.K.V. 2009. Patterns of resource use in an assemblage of birds in the canopy of a temperate alluvial forest. *Journal of Ornithology*, 150: 799–814.
- BÖHM S.M., WELLS K., KALKO E.K.V. 2011. Top-down control of herbivory by birds and bats in the canopy of temperate broad-leaved oaks (*Quercus robur*). *PLoS ONE*, 6: e17857. DOI:10.1371/journal.pone.0017857
- BOUVIER J.C., RICCI B., AGERBERG J., LAVIGNE C. 2011. Apple orchard pest control strategies affect bird communities in southeastern France. *Environmental Toxicology Chemistry*, 30: 212–219. DOI: 10.1002/etc.377
- BÜTLER R., BÜTLER P., ANGELSTAM P., EKELUND R., SCHLAEPFER R. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-alpine forest. *Biological Conservation*, 119: 305–318.
- BÜTLER R., SCHLAEPFER R. 2002. Three-toed woodpeckers as an alternative to bark beetle control by traps. In: Pechacek P., d'Oleire-Oltmanns W. (eds): *International Woodpecker Symposium*. [23–25 March 2001, Berchtesgaden, Germany] Berchtesgaden, Nationalparkverwaltung: 13–26. Forschungsbericht 48.

- CANNON A.R., CHAMBERLAIN D.E., TOMS M.P., HATCHWELL B.J., GASTON K.J. 2005. Trends in the use of private gardens by wild birds in Great Britain 1995–2002. *Journal of Applied Ecology*, 42: 659–671. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2005.01050.x
- CARLSON A., SANDSTRÖM U., OLSSON K. 1998. Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest. *Ardea*, 86: 109–119.
- CIKOVIC D., BARISIC S., TUTIŠ V., KRALJ J. 2014. Nest site and nest-hole characteristics used by Great spotted woodpecker *Dendrocopos major* in Croatia. *Polish Journal of Ecology*, 62: 349–360.
- CIVANTOS E., THUILLER W., MAIORANO L., GUIAN A., ARAÚJO M.B. 2012. Potential impacts of climate change on ecosystem services in Europe: the case of pest control by vertebrates. *BioScience*, 62: 658–666. DOI: 10.1525/bio.2012.62.7.8
- CRAMER H.H. 1954. Untersuchungen über den großen Pappelbock, *Saperda carcharias* L. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie*, 35: 425–458.
- CRAMP S. 1985. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Vol. 4. Terns to woodpeckers. Oxford, Oxford University Press: 960 s.
- CZESZCZEWIK D., WALANKIEWICZ W. 2003. Natural nest sites of the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* in a primeval forest. *Ardea*, 91: 221–230.
- DERLETH P., BUTLER R., SCHLAEPFER R. 2000. Le Pic tridactyle (*Picoides tridactylus*): un indicateur de la qualité écologique de l'écosystème forestier du pays-d'Enhaut (Préalpes suisses). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 151: 282–289.
- DYLEWSKI Ł., YOSEF R., MYCZKO Ł. 2017. Difference on cone size preferences between two coniferous species by Great Spotted Woodpecker (*Dendrocopos major*), PeerJ5:e3288. DOI: 10.7717/peerj.3288
- FAYT P. 1999. Available insect prey in bark patches selected by the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* prior to reproduction. *Ornis Fennica*, 76: 135–140.
- FAYT P. 2003. Insect prey population changes in habitats with declining vs. stable Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* populations. *Ornis Fennica*, 80:182–192.
- FAYT P., MACHMER M.M., STEEGER C. 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – a literature review. *Forest Ecology and Management*, 206: 1–14. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.10.054
- FLOUSEK J., GRAMSZ, B., TELENSKÝ T. 2015. Ptáci Krkonoš – atlas hnízdního rozšíření 2012–2014. Vrchlabí, Správa KRNP; Jelenia Góra, Dyrekcja Karkonoskiego Parku Narodowego: 479 s.
- FLOWER C.E., LONG L.C., KNIGHT K.S. REBBECK J., BROWN J.S., GONZALEZ-MELER M.A., WHELAN C.J. 2014. Native bark-foraging birds preferentially forage in infected ash (*Fraxinus* spp.) and prove effective predators of the invasive emerald ash borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire). *Forest Ecology and Management*, 313: 300–306. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.11.030
- FRANKLIN J.F., BERG D.R., THORNBURGH D.A., TAPPEINER J.C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. In: Kohm K.A., Franklin J.F. (eds.): Creating a forestry for the 21st century: The science of ecosystem management. Washington DC, Island Press: 111–140.
- GAL I.K. 1970. Reproduction and nutrition of young black woodpeckers (*Dryocopus martius* L.). *Studii si Cercetari de Biologie, Zoologie*, 22: 269–276.
- GASPERIS S.R., REDOLFI DE ZAN L., BATTISTI C., REICHEGGER I., CARPANETO G.M. 2016. Distribution and abundance of hole-nesting birds in Mediterranean forests: impact of past management patterns on habitat preference. *Ornis Fennica*, 93: 100–110.
- GJERDE I., SAETERSDAL M., NILSEN T. 2005. Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway. *Biodiversity and Conservation*, 14: 377–393.
- GLUE D.E., BOSWELL T. 1994. Comparative nesting ecology of the three British breeding woodpeckers. *British Birds*, 87: 253–268.
- HADFIELD J., MAGELSSSEN R. 2006. Wood changes in fire-killed tree species in eastern Washington. Washington, Okanogan and Wenatchee National Forests, USDA Forest Service: 49 s.
- HAILA Y., JARVINEN O. 1977. Competition and habitat selection in two large woodpeckers. *Ornis Fennica*, 54: 73–78.
- HANSEN F. 1984. Der Schwarzspecht *Dryocopus martius* als Brutvogel auf der dänischen Insel Bornholm. *Annales Zoologici Fennici*, 21: 431–433.
- HANSSON L. 1992. Requirements by the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* for a suburban life. *Ornis Svecica*, 2: 1–6.
- HARDERSEN S. 2004. Habitat usage of woodpeckers and nuthatch (Aves, Picidae, Sittidae). *Ricerche naturalistiche a Bosco della Fontana*, 3: 49–59.
- HOLUŠA J., WEISER J. 2005. Biologické postupy boje s lesními škůdci. In: Kapitola P. et al. (ed.): Moderní metody ochrany lesa. Sborník referátů ze semináře 29. setkání lesníků tří generací. Kostelec nad Černými lesy. 24. února 2005. Zpravodaj ochrany lesa, 11: 18–23.
- HUDEK K., ŠŤASTNÝ K. 2005. Fauna ČR. Ptáci 2/ II. Praha, Academia: 1155 s.
- IMBEAU L., SAVARD J.P.L., GAGNON R. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology*, 77: 1850–1860. DOI: 10.1139/z99-172
- IMBEAU L., DESROCHERS A. 2002. Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *Forest Ecology and Management*, 164: 249–256. DOI: /10.1016/S0378-1127(01)00598-9
- JOHNSON K. 1993. The black woodpecker *Dryocopus martius* as a keystone species in forest. Uppsala, Sweden Institutionen för viltekologi: 144 s.
- KENIS M., HURLEY B.P., HAJEK A.E., COCK M.J.W. 2017. Classical biological control of insect pests of trees: facts and figures. *Biological Invasions*, 19: 3401–3417.
- KIRBY K.J., DRAKE C.M. (eds.) 1993. Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain. Peterborough, English Nature: 105 s. English Nature Science, No. 7.
- KOENIG W.D. 1986. Geographical ecology of clutch size variation in North American woodpeckers. *Condor*, 88: 499–504. DOI: 10.2307/1368278
- KOSIŃSKI Z., WINIECKI A. 2004. Nest-site selection and niche partitioning among the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* and middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in riverine forest of Central Europe. *Ornis Fennica*, 81: 145–156.
- KOSIŃSKI Z., KSIT P. 2006. Comparative reproductive biology of Middle Spotted Woodpeckers *Dendrocopos medius* and Great

- Spotted Woodpeckers *D. major* in a riverine forest. Capsule Nest success rate and survival probabilities of individuals are the same but clutch size and fledgling number are higher in the smaller species. *Bird Study*, 53: 237–246. DOI: 10.1080/00063650609461438
- KUULUVAINEN T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36: 97–125. DOI: 10.14214/sf.552
- LANG E., ROST R. 1990. Brutaktivität, Bruterfolg und Schutz des Schwarzspechtes *Dryocopus martius*. *Die Vogelwelt*, 111: 28–39.
- LIŠKA J. 2018. Kůrovcová kalamita – stav v okolních státech střední Evropy. In: Knížek M. (ed.): Škodliví činitelé v lesích Česka 2017/2018. Kůrovcová kalamita a možnosti řešení. Sborník referátů z celostátního semináře s mezinárodní účastí. Průhonice, 19. 4. 2018. *Zpravodaj ochrany lesa*, 21: 61–63.
- LORENC F., KNÍŽEK M., LIŠKA J. 2018. Hlavní problémy v ochraně lesa v Česku v roce 2017 a prognóza na rok 2018. In: Knížek M. (ed.): Škodliví činitelé v lesích Česka 2017/2018. Kůrovcová kalamita a možnosti řešení. Sborník referátů z celostátního semináře s mezinárodní účastí. Průhonice, 19. 4. 2018. *Zpravodaj ochrany lesa*, 21: 13–18.
- LUBOJACKÝ J. 2018. Kůrovcová kalamita na severovýchodě Česka. In: Knížek M. (ed.): Škodliví činitelé v lesích Česka 2017/2018. Kůrovcová kalamita a možnosti řešení. Sborník referátů z celostátního semináře s mezinárodní účastí. Průhonice, 19. 4. 2018. *Zpravodaj ochrany lesa*, 21: 51–55.
- MACHTANS C.S., VILLARD M.A., HANNON S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology*, 10: 1366–1379. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1996.10051366.x
- MICHALEK K.G., MIETTINEN J. 2003. *Dendrocopos major* Great Spotted Woodpecker. *BWP Update*, 5: 101–184.
- MIKUSINSKI G. 1995. Population trends in black woodpecker in relation to changes and characteristics of European forests. *Ecography*, 18: 363–369.
- MIKUSINSKI G. 1997. Winter foraging of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in managed forests in south-central Sweden. *Ornis Fennica*, 74: 161–166.
- MYCZKO Ł., ROSIN Z.M., SKÓRKA P., TRYJANOWSKI P. 2014. Urbanization level and woodland size are major drivers of woodpecker species richness and abundance. *PLoS ONE*, 9(4): e94218. DOI: 10.1371/journal.pone.0094218
- NEWTON I. 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation*, 70: 265–276. DOI: 10.1016/0006-3207(94)90172-4
- NILSSON S.G. 1979. Density and species richness of some forest bird communities in south Sweden. *Oikos*, 33: 392–401.
- NUORTEVA M., PATOMAKI J., SAARI L. 1981. Large poplar longhorn, *Saperda carcharias* (L.), as food for white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* (Bechst.). *Silva Fennica*, 15: 208–221.
- ÓNODI G., CSÖRGŐ T. 2013. Relationship between vegetation structure and abundance of great-spotted woodpeckers (*Dendrocopos major*) in a mosaic habitat. *Ornis Hungarica*, 21: 1–11.
- OSIEJUK T.S. 1998. Study on the intersexual differentiation of foraging niche in relation to abundance of winter food in great spotted woodpecker *Dendrocopos major*. *Acta Ornithologica*, 33: 135–141.
- OVERGAARD N.A. 1970. Control of the southern pine beetle by woodpeckers in central Louisiana. *Journal of Economic Entomology*, 63: 1016–1017.
- PAKKALA T., HANSKI I., TOMPPA E. 2002. Spatial ecology of the three-toed woodpecker in managed forest landscapes. *Silva Fennica*, 36: 279–288.
- PASINELLI G. 2001. Breeding performance of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in relation to weather and territory quality. *Ardea*, 89: 353–361.
- PECHACEK P., KRISTIN A. 1996. Zur Ernährung und Nahrungsökologie des Dreizehenspechtes *Picoides tridactylus* während der Nestlingsperiode. *Der Ornithologische Beobachter*, 93: 259–266.
- PECHACEK P. 2004. Spacing behaviour of Eurasian three-toed woodpeckers (*Picoides tridactylus*) during the breeding season in Germany. *Auk*, 121: 58–67.
- PECHACEK P., KRISTIN A. 2004. Comparative diets of adult and young three-toed woodpeckers in a European alpine forest community. *Journal of Wildlife Management*, 68: 683–693. DOI: 10.2193/0022-541X(2004)068[0683:CDOAAY]2.0.CO;2
- PETTERSSON B. 1983. Foraging behaviour of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos Medius* in Sweden. *Holarctic Ecology*, 6: 263–269.
- PIROVANO A.R., ZECCA G. 2014. Black woodpecker *Dryocopus martius* habitat selection in the Italian Alps: implications for conservation in Natura 2000 network. *Bird Conservation International*, 24: 299–315. DOI: 10.1017/S0959270913000439
- POSPELOV S.M. 1953. The nutrition and economic importance of *Parus* spp., *Aegithalos caudatus*, *Certhia familiaris* and *Dendrocopos minor*. *Zoologicheskii Zhurnal*, 32: 283–287.
- REMM J., LTHMUS A., REMM K. 2006. Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management*, 221: 267–277. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.10.015
- ROBERGE J.M., ANGELSTAM P. 2006. Indicator species among resident forest birds – Across-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*, 130: 134–147.
- ROLSTAD J., ROLSTAD E., STOKKE P.K. 1995. Feeding habitat and nest-site selection of breeding great spotted woodpeckers *Dendrocopos major*. *Ornis Fennica*, 72: 62–71.
- ROLSTAD J., MAJEWSKI P., ROLSTAD E. 1998. Black woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. *Journal of Wildlife Management*, 62: 11–23. DOI: 10.2307/3802260
- ROLSTAD J., ROLSTAD E., SÆTEREN O. 2000. Black woodpecker nest sites: characteristics, selection, and reproductive success. *Journal of Wildlife Management*, 64: 1053–1066. DOI: 10.2307/3803216
- ROMERO-CALCERRADA R., LUQUE S. 2006. Habitat quality assessment using weights of evidence based GIS modelling: The case of *Picoides tridactylus* as species indicator of the biodiversity value of the Finnish forest. *Ecological Modelling*, 196: 62–76.
- SMITH K.W. 1997. Nest site selection of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* in two oak woods in Southern England and its implications for woodland management. *Biological Conservation*, 80: 283–288.
- SMITH K.W. 2005. Has the reduction in nest-site competition from Starlings *Sturnus vulgaris* been a factor in the recent increase of

- Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* numbers in Britain? *Bird Study*, 52: 307–313. DOI: 10.1080/00063650509461404
- SMITH K.W. 2007. The utilization of dead wood resources by woodpeckers in Britain. *Ibis*, 149: 183–192. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2007.00738.x
- SMITH K.W., SMITH L. 2013. The effect of supplementary feeding in early spring on the breeding performance of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major*. *Bird Study*, 60: 169–175. DOI: 10.1080/00063657.2013.776004
- SPITZNAGEL A. 1990. The influence of forest management on woodpecker density and habitat use of the Upper Rhine Valley. In: Carlson, A., Auleén, G. (eds.): Conservation and management of woodpecker populations. Uppsala, Institutionen för Viltekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Report 17.
- ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., HUDEC K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001–2003. Praha, Aventinum: 463 s.
- TICHÝ V. 1963. Vliv ptactva na snížení populace kozlíčka topolového (*Saperda carcharias* L.). *Práce výzkumných ústavů lesnických ČSSR*, 26: 49–84.
- TJERNBERG M., JOHNSON K., NILSSON S.G. 1993. Density variation and breeding success of the black woodpecker *Dryocopus martius* in relation to forest fragmentation. *Ornis Fennica*, 70: 155–162.
- TÖRÖK J. 1988. Food resource partitioning between two *Dendrocopos* species during the breeding season. *Opuscula Zoologica Budapest*, 23: 197–202.
- TÖRÖK J. 1990. Resource partitioning among three woodpecker species *Dendrocopos* spp. during the breeding season. *Holarctic Ecology*, 13: 257–264. DOI: 10.1111/j.1600-0587.1990.tb00617.x
- VÉLE A., HOLUŠA J. 2007. Současné poznání biologie a ekologie lesních mravenců (Hymenoptera: Formicidae). *Zprávy lesnického výzkumu* 52: 87–97.
- VÉLE A., HOLUŠA J., HORÁK J. 2016. Ant abundance increases with clearing size. *Journal of Forest Research*, 21: 110–114.
- VIRKKALA R. 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, 43: 82–85.
- WALANKIEWICZ W., CZESZCZEWIK D., MITRUS C., BIDA E. 2002. Znaczenie martwych drzew w lasach liściastych dla zespołu dzięciołów w Puszczy Białowieskiej. *Notatki Ornitologiczne*, 43: 61–71.
- WALANKIEWICZ W., CZESZCZEWIK D., TUMIEL T., STAŃSKI T. 2011. Woodpeckers abundance in the Białowieża Forest – a comparison between deciduous, strictly protected and managed stands. *Ornis Polonica*, 52: 161–168.
- WESOŁOWSKI T., TOMIAŁOJĆ L. 1986. The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primeval forest- preliminary data. *Acta Ornithologica*, 22: 1–21.
- WESOŁOWSKI T., ROWIŃSKI P. 2004. Breeding behaviour of Nuthatch *Sitta europaea* in relation to natural hole attributes in a primeval forest. *Bird Study*, 51: 143–155.
- WESOŁOWSKI T., CZESZCZEWIK D., ROWIŃSKI P. 2005. Effects of forest management on three-toed woodpecker *Picooides tridactylus* distribution in the Białowieża Forest (Poland): conservation implications. *Acta Ornithologica*, 40: 53–60.
- WESOŁOWSKI T. 2011. “Lifespan” of woodpecker-made holes in a primeval temperate forest: A thirty year study. *Forest Ecology and Management*, 262: 1846–1852. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.08.001
- WESOŁOWSKI T., ROWIŃSKI P. 2012. The breeding performance of Blue Tits *Cyanistes caeruleus* in relation to the attributes of natural holes in a primeval forest. *Bird Study*, 59: 437–448.
- WIKTANDER U., OLSSON O., NILSSON S.G. 2001. Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. *Biological Conservation*, 100: 387–395.
- WÜBBENHORST J. 2001. Zur Siedlungsdichte der Spechte in unterschiedlichen Waldbeständen des Forstamts Sellhorn im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. *NNA-Berichte*, 14: 127–140.
- ZAHRADNÍKOVÁ M., ZAHRADNÍK P. 2015. Netradiční metody ochrany lesa před kůrovcovitými (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Zprávy lesnického výzkumu*, 60: 37–46.

THE IMPORTANCE OF WOODPECKERS IN FOREST PROTECTION: REVIEW

SUMMARY

Forest protection in Central Europe, especially in the Czech Republic, is currently fighting damage caused by bark beetles, as well as damage done by defoliators (LIŠKA 2018; LORENC et al. 2018; LUBOJACKÝ 2018). One of the methods for controlling insect pests is the use of woodpeckers. There are ten live species of family Picidae in Czechia. The black woodpecker (*Dryocopus martius* Linnaeus, 1758), the great spotted woodpecker (*Dendrocopos major* Linnaeus, 1758) and the three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus* Linnaeus, 1758) are members of groups with different environmental requirements and different possibilities of their use in the biological protection of the forest.

The abundance of the three-toed woodpecker correlates with the proportion of spruce forests of at least 80–100 years old, the proportion of trees with 20–50 cm trunk's diameter and the amount of dead wood with an average volume of 63–200 m³/ha (IMBEAU, DESROCHERS 2002; FAYT 2003; BÜTLER et al. 2004; ROMERO-CALCERRADA, LUQUE 2006). The black woodpecker is a habitat generalist, usually utilising a large forest including forest affected by management (CRAMP 1985; TJERNBERG et al. 1993; MIKUSINSKI 1995; BOCCA et al. 2007). The great spotted woodpecker is a generalist inhabiting all types of woodland biotopes (WÜBBENHORST 2001). However, their density on young plantations is low (SMITH 1997), probably due to lack of food (CRAMP 1985).

The ecological importance of woodpeckers in forests is high. Nest holes created by them are used by many other species of animals. Many of these species also decrease the abundance of the populations of undesirable organisms (CIVANTOS et al. 2012). The black woodpecker is the most important creator of holes in European forest (JOHNSON 1993).

Woodpeckers cause wood damage when looking for wood-boring insects or creating nest holes. Economical loss from these activities is minimal. Their dietary requirements have the positive effect on forest protection. TÖRÖK (1988) reports that species with higher body weight and longer beak have a wider range of food size. In the case of sufficient food, the abundance of woodpeckers increases, which is advantageous for controlling pest populations. Picids hunt mainly caterpillars of many species, aphids (Aphidoidea), tipulas (Tipulidae), ants (Formicidae), arachnids (Arachnida), Panorpidae, and many species of beetles (TÖRÖK 1988; MIKUSINSKI 1995; ALDER, MARSDEN 2010). In general, they can reduce the size of their prey population to approximately 50% (BÖHM et al. 2011). Bark beetles, longhorn beetles and arachnids are the main part of a three-toed woodpecker food (FAYT 2003; PECHACEK 2004; ROMERO-CALCERRADA, LUQUE 2006). Three-toed woodpecker has a potential to reduce a large part of the bark beetle population (to 98%), it is a factor with a critical role in the regulation of pests in coniferous forests (FAYT et al. 2005). Ants and larvae of saproxylic beetles predominate in the food of the black woodpecker in Eurasia. Most of the food is found in coniferous forests, however, the bird lives also on insects that fly on leaflets. Specifically, among its typical prey belongs carpenter ants (*Camponotus herculeanus*), wood ants (*Formica* spp.), spruce bark beetle (*Ips typographus*), six-toothed bark beetle (*Ips sexdentatus*), longhorn beetles (for example *Monochamus* spp., *Rhagium inquisitor*, *Saperda perforata*, *Scolytus ratzeburgi*) and wasps of the family Siricidae (MIKUSINSKI 1995). The great spotted woodpecker in search of food visits mainly the older stands, but it does not avoid the pastures (ROLSTAD et al. 1995). It hunts aphids, hemipterans, harvestmens, dipterans (especially larger taxons such as tipulas), lepidopterans and coleopterans. Its diet also includes seeds of cones and nectar (TÖRÖK 1988; OSIEJUK 1998). The presence of three-toed woodpecker in the economic forests is limited by the lack of habitat and food resources, which is a result of conventional forest management (IMBEAU et al. 1999; IMBEAU, DESROCHERS 2002). Thus, the size of its population can be sharply reduced. Its habitat requirements are in conflict with commercial forestry activities and with classical ways of forest protection (IMBEAU, DESROCHERS 2002; BÜTLER et al. 2004; WESOŁOWSKI et al. 2005). The black woodpecker is less sensitive to the impacts of forest management (TJERNBERG et al. 1993; MIKUSINSKI 1997; ROLSTAD et al. 1998). The great spotted woodpecker is adapted to fragmented forests and is commonly found in small fragments (BIANCONI et al. 2003; ÓNODI, CSÖRGŐ 2013). Woodpeckers in production forests should be supported as they form an integral part of natural forest protection. Small-scale management used in Central Europe creates suitable forest composition (MIKUSINSKI 1997). There is no need of fundamental change in existing forest management. Black woodpecker and great spotted woodpecker may be supported by maintaining sufficient density of potential nesting trees. For example, there should be 24 such trees per ha at the great spotted woodpecker home range (KOSIŃSKI, WINIECKI 2004). These trees may be unsuitable for economic use (inappropriate species, dead or broken trees, etc.), which reduces potential economic losses. Therefore it is possible to attune habitat requirements of woodpeckers to the forest management practices.

Zasláno/Received: 12. 11. 2018

Přijato do tisku/Accepted: 04. 03. 2019

