

مدل‌سازی ارجحیت زیستگاهی دارکوب خالدار کوچک در فصل تولیدمثلى و غیر تولیدمثلى در پارک ملی گلستان

حسین وارسته مرادی

استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده شیلات و محیط‌زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

(تاریخ دریافت: ۱۳۸۹/۱۰/۱۱؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۰/۱۰/۱۲)

چکیده

دارکوب خالدار کوچک یکی از گونه‌های مهم پرندگان و به عنوان گونه چتر در پارک ملی گلستان محسوب می‌شود. مدل‌های درخت طبقه‌بندی برای شناسایی رابطه میان حضور این دارکوب و متغیرهای زیستگاهی در دو دوره زمانی متفاوت (فصل تولیدمثلي و غير توليدمثلي) و نيز برای كل دوره سالانه استفاده شد. در طول دوره تولیدمثلي دسترسی به درختان بالغ ($DBH > 40\text{ cm}$) و درختان خشکه‌دار برای آشیانه‌سازی و شاخه‌نشینی، قلمروی تولید مثلي را مشخص کرد. در خارج از فصل تولیدمثلي، انتخاب مکان‌ها بر اساس پوشش درختی بیش از ۳۵٪ و حضور درختان بلندتر از ۷ متر بود. در مجموع طی دوره سالانه، مکان‌هایی با تاج پوشش انبوه حضور اين دارکوب را تحت تاثير قرار داد (پوشش درختی $< 40\%$) و در مکان‌های بازتر ($> 40\%$) حضور درختان بالغ ($DBH > 40\text{ cm}$) دومین و مهمترین پيش‌بيسي کننده حضور پرندگان بود. فراوانی و توانایي دسترسی ماده غذایي می‌تواند عامل غایبي باشد که توضیح دهنده تغییر فصلی مشاهده شده است همان‌طور که توانایي دسترسی به خشکه‌دارها عامل مهمی در طول دوره آشیانه‌سازی است. پيشنهاد می‌گردد تا اگر اولویت در توسعه محدوده پراکنش دارکوب است، حذف درختان خشکه دار و يا قطع درختان بزرگ به حداقل ممکنه کاهش يابد.

کلید واژه‌ها: درخت طبقه‌بندی، پارک ملی گلستان، فصل تولیدمثلي و غير توليدمثلي، دارکوب خالدار کوچک

هدف اصلی این تحقیق تعیین متغیرهای محیط‌زیستی دخیل در انتخاب زیستگاه توسط دارکوب خالدار کوچک در پارک ملی گلستان در کل دوره سالانه و نیز اشغال قلمرو (دوره تولیدمثلي) و انتخاب مکان‌های تنذییات زمستانه (دوره غیر تولیدمثلي) توسط این گونه بوده است. نتایج حاصل از این تحقیق در حفاظت از این گونه با ارزش مفید خواهد بود.

روش و مواد بورسی منطقه مورد مطالعه

تحقیق حاضر در پارک ملی گلستان واقع در استان گلستان انجام پذیرفت. این پارک با مساحتی بالغ بر ۸۷۴۰ هکتار در استان‌های گلستان، خراسان شمالی و سمنان و در منتهی‌الیه شرقی جنگلهای خزری قرار دارد (درویش‌صفت، ۱۳۸۵). نقطه شروع پارک از روستای تنگره در ۱۴۵ کیلومتری شمال شرق گرگان در غرب، تا پمپ بنزین عرب شیبانی در ۱۲۰ کیلومتری غرب بهجورد در شرق و در امتداد جاده گرگان-مشهد قرار دارد (حسن‌زاده کیابی و همکاران، ۱۳۷۲)، که مناطقی‌اند کوهستانی با دامنه ارتفاعی ۴۵۰ تا ۲۴۱۱ متر از سطح دریا. این منطقه یگانه زیستگاه امن باقیمانده برای بسیاری از گونه‌های حیات‌وحش است (وارسته، ۱۳۸۴). این پارک شرقی‌ترین محدوده بیوم هیرکانی در کشور ایران بوده و از معدد زیستگاه‌های طبیعی کشور محسوب می‌شود (وارسته، ۱۳۸۳).

روش پژوهش

نمونه‌برداری در طول دوره تولید مثلي

تعداد ۴۰ قلمرو دارکوب خالدار کوچک در طول دوره تولیدمثلي سال ۱۳۸۹ در ۱۰۶ نقطه شمارش که به صورت سیستماتیک در پلات‌های انتخابی تصادفی توزیع شده بود، مشخص شد (شکل ۱). تمام قلمروهای دارکوب‌ها در طول دوره تولیدمثلي مورد بررسی قرار گرفت تا آشیانه‌های فعال مشخص شود. متغیرهای خرد زیستگاهی در اطراف ۳۲ آشیانه فعال و در محدوده پلات‌هایی به شعاع ۲۵ متر با اندازه‌گیری ۹ متغیر محیط‌زیستی اندازه‌گیری شد (جدول ۱). درصد پوشش درختی، درصد پوشش درختچه‌های، تعداد درختان با قطر متفاوت و تعداد درختان خشکه‌دار به صورت چشمی و شمارشی اندازه‌گیری شد. میانگین ارتفاع درخت، شب و میانگین ارتفاع درختچه با استفاده از

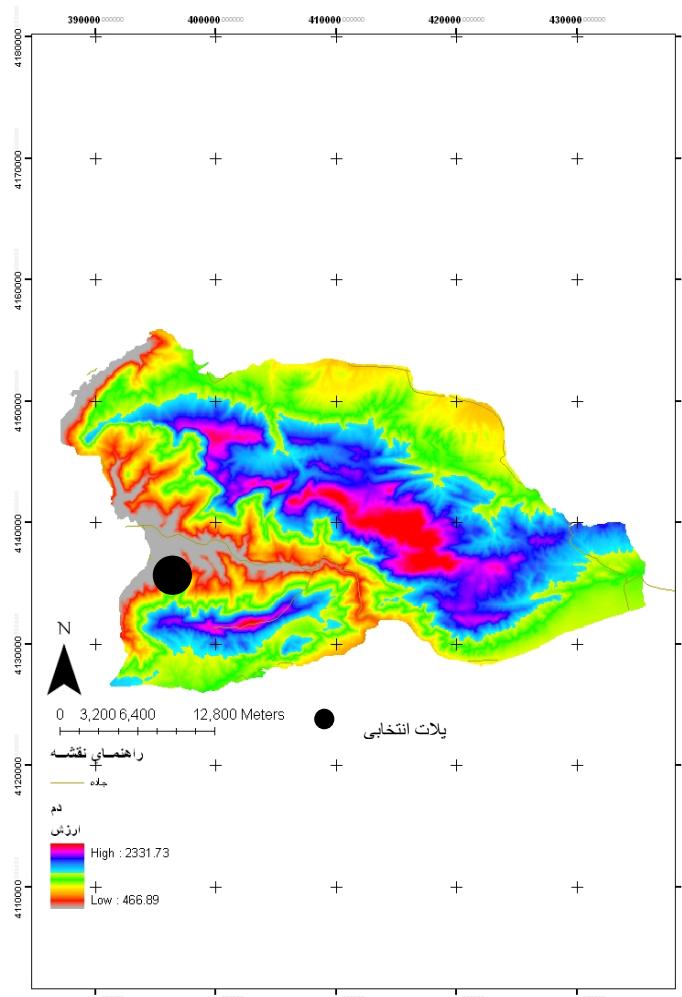
سرآغاز

دارکوب خالدار کوچک گونه تک‌همسره است (Wiklander et al., 2000) و فقط یک بار در سال زادآوری دارد (Rossmanith, 2005). در چند دهه اخیر جمیعت آن تا حد نیکان‌کننده‌ای در چندین کشور کاهش یافته است (Nilsson et al., 1992; Mikusinski and Angelstam, 1997. پراکنش این پرنده در محدوده اقلیم حیاتی اوراسیا و از جمله در جنگلهای شمال ایران است. پارک ملی گلستان به عنوان قدیمی‌ترین پارک ملی ایران در منتهی‌الیه شرق پراکندگی این گونه از دارکوب در ایران قرار دارد. با وجود مطالعات گسترده‌ای که در مورد این گونه در جهان صورت گرفته (Rossmanith et al., 2006; Wiklander et al., 2000; 2001)، متأسفانه پژوهش چندانی در ایران بر روی این گونه، بویژه در ارتباط با نیازمندی‌های زیستگاهی در طول فصول مختلف سال صورت نگرفته است. انتخاب زیستگاه یکی از مهمترین موضوعات مورد بحث در اکولوژی است (Cody, 1981) و به طور گسترده‌ای به عنوان یک ابزار بین‌المللی تحقیق برای توسعه سیاست‌های مدیریتی مؤثر در زیستگاه‌ها و Garcia-del Rey and Cresswell, 2005 بخصوص زیستگاه‌های جنگلی در آمده است.

یکی از ابزارهای مهم در ابیان تنوع زیستی استفاده از گونه‌های سنگ سرطاق و گونه‌های چتر است (Roberge and Angelstam, 2004). در جنگلهای خران‌کننده معتدل‌های حضور دارکوب‌های خالدار کوچک مرتبط با غنای گونه‌های بالا در جامعه پرنده‌گان جنگلی است که می‌تواند به عنوان گونه چتر Roberge and Angelstam, 2006 محسوب شود (Angelstam et al., 2004). این گونه دارکوب به عنوان گونه حفر کننده تنه درختان، گونه‌های کلیدی در جنگل محسوب می‌شود که بستر مناسبی برای پرنده‌گان آشیانه‌ساز ثانویه در حفرات درختان فراهم می‌کند (Wesotowski, 1989). زیستگاه این گونه، جنگلهای بالغ با خصوصیت درختان قطور به منظور تغذیه و خشکه‌دارها برای حفر آشیانه بر روی تنه درختان است (Kosinski and Winiecki, 2004). تغییر و تخریب زیستگاه، بویژه قطع درختان تنومند بلوط و درختان خشکه‌دار کاهش شدیدی بر روی جمیعت این گونه به همراه داشته است، بنابراین به طور بالقوه نسبت به تغییر ساختار جنگل حساس است (Roberge and Angelstam, 2006).

توضیحی (جدول ۱) بر اساس مهمترین نیازمندی‌های اکولوژیکی دارکوب‌های جنس Dendrocopos تعیین شد (Perrins, 1998).

شیب‌سنج سانتو اندازه‌گیری شد. تمام ۹ متغیر محیط‌زیستی درون پلات‌هایی به شعاع ۲۵ متر در نقاط تصادفی از هر مکان آشیانه اندازه‌گیری شد ($n = ۳۲$). مختصات جغرافیایی مرکز هر نقطه آشیانه‌های با کمک GPS ثبت شد. متغیرهای



شکل (۱): نقشه پارک ملی گلستان و منطقه نمونه‌برداری

نامساعد انجام نپذیرفت و دوره روزانه بررسی از ساعت ۷/۳۰ لغایت ۱۰/۳۰ صبح محدود شد. متغیرهای خردزیستگاهی درون پلات شعاعی به شعاع ۲۵ متر و در اطراف هر دارکوب در حال تعذیه با اندازه‌گیری ۹ متغیر ذکر شده در بالا ثبت شد. ساختار خردزیستگاهی نماینده پارک ملی گلستان نیز با اندازه‌گیری همین متغیرها درون پلات‌هایی به شعاع ۲۵ متر در محل تقاطع شبکه‌ها (سلول 500×500 متری) و به تعداد ۳۲ عدد اندازه‌گیری شد (Sutherland et al., 2004).

نمونه‌برداری در طول دوره غیر تولیدمثلی
یک پلات $2/5 \times 2/5$ km به صورت تصادفی در منطقه انتخاب شد. این پلات با شبکه‌های 500×500 متری به ۲۵ سلول مساوی تقسیم شده و سپس هر سلول به صورت سیستماتیک (فقط یک بازدید برای هر سلول) برای ثبت پرندگان فعال در طول فصل غیر زادآوری (آذر تا بهمن ۸۸) مورد بررسی قرار گرفت. تلاش نمونه‌برداری به ابعاد ۱ هکتار در هر سلول و توسط یک فرد مشاهده‌گر محدود شد. نمونه‌برداری در شرایط جوی

جدول (۱): متغیرهای زیستگاهی استفاده شده در پلات‌های دایره‌های به شعاع ۲۵ متر در دو فصل زادآوری و غیرزادآوری دارکوب خال‌دار کوچک در پارک ملی گلستان

متغیر	مکان‌های آشیان‌ها	نقاط تصادفی
درصد پوشش درختی	$45/23 \pm 23/48$	$11/29 \pm 6/43$
تعداد درختان با قطر برابر سینه بیش از ۴۰ cm	$1/21 \pm 1/20$	$0/83 \pm 0/71$
تعداد درختان با قطر برابر سینه $20-40$ cm	$1/29 \pm 1/23$	$1/53 \pm 1/24$
تعداد درختان با قطر برابر سینه کمتر از ۲۰ cm	$17/23 \pm 13/04$	$18/98 \pm 17/04$
میانگین ارتفاع درختان	$10/78 \pm 2/29$	$7/61 \pm 2/88$
درصد پوشش درختچه‌ها	$25/21 \pm 21/70$	$28/79 \pm 20/08$
میانگین ارتفاع درختچه‌ها	$1/39 \pm 0/71$	$0/98 \pm 0/46$
شیب	$21/79 \pm 12/34$	$14/66 \pm 7/29$
تعداد خشکه‌دارها	$0/91 \pm 0/68$	$1/12 \pm 0/73$

نمونه‌ها را به حداکثر می‌رساند محاسبه می‌کنند. مدل‌های درختی کاربرد بهتری با حالات غیرخطی و عکس‌العمل میان متغیرهای توضیحی در مقایسه با رگرسیون، مدل‌های خطی (GAM) تعمیم یافته (GLM) و مدل‌های فزاینده تعمیم یافته (GAM) داشته و می‌توانند برای یافتن عکس‌العمل‌های نامکشوف با دیگر روش‌ها در مطالعات پیچیده بوم‌شناختی به کار روند (Zuur et al., 2007). این روش همچنین مشکلات ناشی از کاربرد روش‌های رگرسیون گام به گام (رو به جلو، یا رو به عقب) را که امروزه کاربرد کمتری یافته است به حداقل ممکن کاهش می‌دهد (Whittingham et al., 2006; Zuur et al., 2007). مدل‌سازی ارجحیت زیستگاه که در آن متغیرهای توضیحی زیستگاه برای مکان‌های اشغال شده توسط دارکوب‌ها و مکان‌های تصادفی در دسترس با استفاده از آزمون ناپارامتریک من واپتی (U-test) مورد آزمون قرار گرفت. ۲. مدل‌سازی ارجحیت زیستگاه که در آن همبستگی بالقوه بین متغیرها با استفاده از آزمون‌های همبستگی رتبه‌های اسپیرمن سنجیده شد. مکان‌های اشغال شده در دسترس به صورت متغیر وابسته دوگانی امتیازدهی شده و اندازه‌گیری‌های زیستگاهی به عنوان متغیرهای توضیحی مستقل در نظر گرفته شد (Manly et al., 2002). حضور و عدم حضور دارکوب‌های خال‌دار کوچک (حضور = ۱ که نشان‌دهنده حضور پرنده در زمستان و حضور یک آشیانه در بهار بود و عدم حضور = ۰ که میان مکان‌های تصادفی در فصل بهار و زمستان بود). در تمام پلات‌های نمونه‌برداری شده با وارد کردن تمام متغیرهای محیط‌زیستی مدل‌سازی و با استفاده از درخت‌های طبقه‌بندی تجزیه و تحلیل شد. این روش نسبتاً جدید ولی قوی در علم بوم‌شناسی (DéAth and Fabricus, 2000) برای تجزیه و تحلیل حضور و عدم حضور دارکوب خال‌دار کوچک در ارتباط با متغیرهای محیط‌زیستی استفاده شد و بنابراین می‌تواند ارتباط میان یک متغیر پاسخ واحد را با متغیرهای توضیحی چندگانه توصیف کنند (DéAth and Fabricus, 2000).

متغیر پاسخ انشعبادات تک‌متغیره موفق را بر اساس مقادیر آستانه متغیرهای توضیحی که تفاوت‌های میان دو گروه منتج از

یافته‌ها انتخاب زیستگاه

در مجموع تفاوت معنی‌داری بین مکان‌های اشغال شده توسط دارکوب‌ها و مکان‌های تصادفی قابل دسترس در مورد درصد پوشش درختی (آزمون‌های من واپتی، $U = 312$ ، $P = 0/0001$) و تعداد درختان با قطر برابر سینه بیش از ۴۰ سانتی‌متر ($U = 1124$ ، $P = 0/001$) وجود داشت. برای هر دو متغیر مذکور مقدار میانگین در مکان‌های استفاده شده بیش از میانگین مکان‌های

دو دیدگاه تجزیه و تحلیل برای مطالعه ارجحیت زیستگاهی دارکوب‌ها استفاده شد که عبارت بودند از: ۱. انتخاب زیستگاه که در آن متغیرهای توضیحی زیستگاه برای مکان‌های اشغال شده توسط دارکوب‌ها و مکان‌های تصادفی در دسترس با استفاده از آزمون ناپارامتریک من واپتی (U-test) مورد آزمون قرار گرفت. ۲. مدل‌سازی ارجحیت زیستگاه که در آن همبستگی بالقوه بین متغیرها با استفاده از آزمون‌های همبستگی رتبه‌های اسپیرمن سنجیده شد. مکان‌های اشغال شده در دسترس به صورت متغیر وابسته دوگانی امتیازدهی شده و اندازه‌گیری‌های زیستگاهی به عنوان متغیرهای توضیحی مستقل در نظر گرفته شد (Manly et al., 2002). حضور و عدم حضور دارکوب‌های خال‌دار کوچک (حضور = ۱ که نشان‌دهنده حضور پرنده در زمستان و حضور یک آشیانه در بهار بود و عدم حضور = ۰ که میان مکان‌های تصادفی در فصل بهار و زمستان بود). در تمام پلات‌های نمونه‌برداری شده با وارد کردن تمام متغیرهای محیط‌زیستی مدل‌سازی و با استفاده از درخت‌های طبقه‌بندی تجزیه و تحلیل شد. این روش نسبتاً جدید ولی قوی در علم بوم‌شناسی (DéAth and Fabricus, 2000) برای تجزیه و تحلیل حضور و عدم حضور دارکوب خال‌دار کوچک در ارتباط با متغیرهای محیط‌زیستی استفاده شد و بنابراین می‌تواند ارتباط میان یک متغیر پاسخ واحد را با متغیرهای توضیحی چندگانه توصیف کنند (DéAth and Fabricus, 2000).

متغیر پاسخ انشعبادات تک‌متغیره موفق را بر اساس مقادیر آستانه متغیرهای توضیحی که تفاوت‌های میان دو گروه منتج از

پوشش درختی ($p = 0.0001$)، تعداد درختان با قطر برابر سینه بیش از ۴۰ سانتی متر ($p = 0.03$)، تعداد درختان با قطر برابر سینه ۲۰-۴۰ سانتی متر ($p = 0.19/5$)، تعداد درختان با قطر برابر سینه ۲۸۱/۵ ($p = 0.02$) و میانگین ارتفاع درخت ($p = 0.001$) مشاهده شد. این نتایج نماینده ارجحیت دارکوبها در انتخاب درصد پوشش درختی بالا، تعداد بیشتر درختان بالغ و درختانی با قطر برابر سینه متوسط و درختان مرتفعتر است.

مدل سازی ارجحیت زیستگاهی
در میان تمام ۹ متغیر محیط‌زیستی اندازه‌گیری شده هیچ نوع همخطی مشاهده نشد (جدول ۲). در مجموع، درخت طبقه‌بندی نشان داد که پوشش درختی به میزان بیش از ۳۵٪، اشغال مکان توسط دارکوبها را تحت تأثیر قرار می‌دهد (شکل ۲).

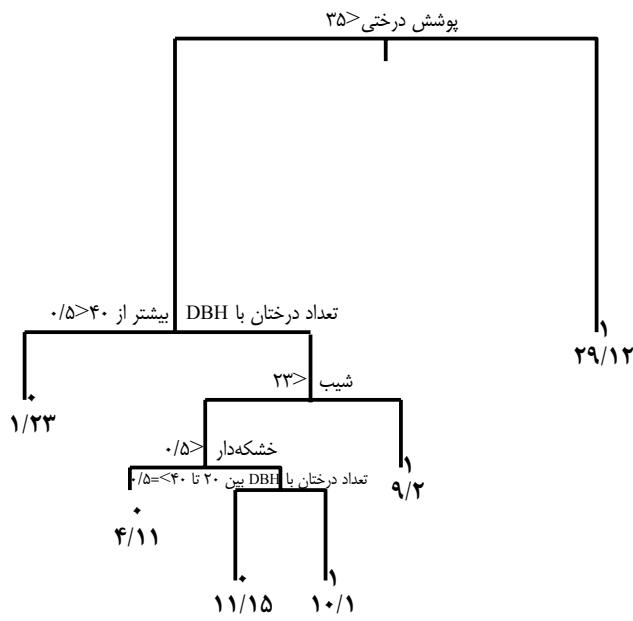
استفاده نشده بود که نشان‌دهنده ارجحیت دارکوب‌ها به درصد بالای تاج پوشش درختی و تعداد بیشتر درختان بالغ است. نتایج مشابه در زمانی که اختلاف میان مکان‌ها در دوره‌های زمانی مختلف مورد بررسی قرار گرفت (دوره تولیدمثلي و غیر تولیدمثلي) به دست آمد. در طول فصل تولیدمثلي تفاوت‌های معنی‌داری میان مکان‌های استفاده شده و استفاده نشده در ارتباط با درصد پوشش درختی ($p = 0.0001$)، تعداد درختان با قطر برابر سینه بیش از ۴۰ سانتی متر ($p = 0.005$) و میانگین ارتفاع درختان ($p = 0.008$) مشاهده شد. این موضوع میان این موضوع است که دارکوب‌های خالدار کوچک در طول دوره تولید مثلی مکان‌هایی با پوشش درختی بیشتر و نیز تعداد درختان بالغ و بلند بیشتر را ترجیح می‌دهند.

در طول دوره غیر تولیدمثلي تفاوت‌های معنی‌داری میان مکان‌های استفاده شده و استفاده نشده در ارتباط با درصد

جدول (۲): همبستگي رتبه‌اي اسپيرمن ميان ۹ متغير محیط‌زیستي استفاده شده در تجزيه و تحليل چندمتغيره.

مقادير معنی دار پررنگ نمايش داده شده است.

تعداد مشخصه‌دارها	شيب (درجه)	ميانگين ارتفاع درختچه‌ها	درصد پوشش درختچه‌های بیشتر	ميانگين ارتفاع درختان	تعداد درختان با DBH كمرتر	از ۲۰ cm	تعداد درختان با DBH ۲۰ تا کمتر	از ۴۰ سانتي متر	تعداد درختان با DBH بیش	از ۴۰ cm	درصد پوشش درخت
-۰/۱۵۳	-۰/۱۱۷	-۰/۰۶۵	-۰/۰۴۹	+/۲۹۸	-۰/۱۶۴	-۰/۰۴۲	+/۳۲۴	-۰/۰۰۳	۱	-	درصد پوشش درختی
-۰/۲۲۱	-۰/۲۶۶	-۰/۶۳۴	-۰/۸۱۲	-۰/۰۳۴	-۰/۰۸۷	-۰/۷۹۱	-	-	-	-	تعداد درختان با DBH بیش از ۴۰ cm
-۰/۱۲۹	-۰/۰۴۰	-۰/۱۵۵	-۰/۱۲۴	+/۳۶۱	-۰/۱۷۶	-۰/۱۶۴	۱	+/۳۲۴	-۰/۰۰۳	-	تعداد درختان با DBH کمتر از ۲۰ cm
-۰/۲۱۱	-۰/۵۰۱	-۰/۰۷۹	-۰/۱۹۷	-۰/۰۰۰	-۰/۰۹۹	-۰/۰۵۹	-	-	-	-	تعداد درختان با سانتي متر ۲۰-۴۰
-۰/۲۹۶	-۰/۰۱۳	-۰/۰۰۷	-۰/۰۴۹	+/۴۵۳	-۰/۱۴۲	۱	-۰/۱۶۴	-۰/۰۴۲	-۰/۰۵۹	-۰/۷۹۱	DBH متر
-۰/۰۳۴	-۰/۰۶۵	-۰/۵۹۸	-۰/۷۱۱	-۰/۰۰۰	-۰/۱۳۳	-	-	-	-	-	ميانگين ارتفاع درختان
-۰/۲۰۸	-۰/۰۵۱	+/۲۶۵	+/۲۶۷	-۰/۰۸۹	۱	-۰/۱۴۲	-۰/۱۷۶	-۰/۰۹۹	-۰/۱۳۳	-۰/۰۸۷	-۰/۱۶۴
-۰/۰۲۷	-۰/۷۰۹	-۰/۰۰۸	-۰/۰۰۸	-۰/۵۹۱	-	-	-	-	-	-	-۰/۰۰۹
-۰/۱۴۸	-۰/۰۹۹	-۰/۱۲۴	-۰/۰۶۹	۱	-۰/۰۸۹	+/۴۵۳	+/۳۶۱	+/۲۹۸	-	-	درصد پوشش درختچه‌های
-۰/۱۷۹	-۰/۳۴۴	-۰/۲۸۸	-۰/۶۱۱	-	-۰/۰۵۹۱	-۰/۰۰۰	-	-	-	-	ميانگين ارتفاع درختچه‌ها
-۰/۴۷۳	-۰/۰۰۸	+/۵۹۱	۱	-۰/۰۵۹	+/۲۶۷	-۰/۰۴۹	-۰/۱۲۴	-۰/۰۴۹	-۰/۰۷۱	-۰/۰۱۲	-
-۰/۰۰۰	-۰/۸۸۹	-۰/۰۰۰	-	-۰/۶۱۱	-۰/۰۰۸	-۰/۰۷۱	-۰/۰۱۷	-۰/۰۱۷	-	-	شيب (درجه)
-۰/۳۸۱	-۰/۱۵۳	۱	+/۵۹۱	-۰/۱۲۴	+/۲۶۵	-۰/۰۰۷	-۰/۱۵۵	-۰/۰۶۵	-۰/۰۷۹	-۰/۶۳۴	-
-۰/۰۰۰	-۰/۰۹۰	-	-۰/۰۰۰	-۰/۲۸۸	-۰/۰۰۸	-۰/۰۵۸	-۰/۰۷۹	-۰/۰۷۹	-	-	تعداد خشکه‌دارها
-۰/۰۲۹	۱	-۰/۱۵۳	-۰/۰۰۸	-۰/۰۹۹	-۰/۰۵۱	-۰/۰۱۵۳	-۰/۰۴۰	-۰/۱۱۷	-	-	-
-۰/۹۳۹	-	-۰/۰۹۰	-۰/۸۸۹	-۰/۳۴۴	-۰/۷۰۹	-۰/۰۶۵	-۰/۰۵۱	-۰/۰۲۶	-	-	-
۱	-۰/۰۲۹	-۰/۳۸۱	-۰/۴۷۳	-۰/۱۴۸	+/۲۰۸	-۰/۰۲۹۶	-۰/۰۱۲۹	-۰/۰۱۵۳	-۰/۰۲۱	-۰/۰۲۲۱	-
-۰/۹۳۹	-۰/۰۰۰	-۰/۰۰۰	-۰/۰۰۰	-۰/۱۷۹	-۰/۰۲۷	-۰/۰۳۴	-۰/۰۲۱	-۰/۰۲۲۱	-	-	-



شکل (۲): درخت طبقه‌بندی نمایش دهنده الگوی کلی ارجحیت زیستگاه آشیان‌های - تغذیات دارکوب خال‌دار کوچک در پارک ملی گلستان است. طول شاخه نسبتی از انحراف توضیحی با هر معیار انشعاب است. اعداد نوشته شده در انتهای هر شاخه گروه پیش‌بینی ($0 =$ عدم حضور، $1 =$ حضور) و طبقه‌بندی‌ها به ازای هر گروه است (خطاهای/تعداد مشاهدات). پیش‌بینی صحیح حضور/عدم حضور 61% است.

بحث و نتیجه‌گیری

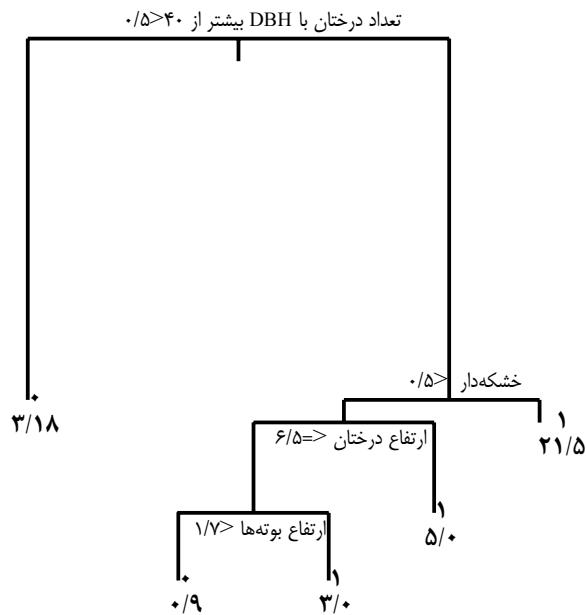
نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل انتخاب زیستگاه نشان می‌دهد که دارکوب‌ها در طول دوره تولیدمثی و غیر تولیدمثی مناطقی با پوشش درختان بالغ را انتخاب می‌کنند ولی در فصل زمستان مکان‌هایی با درختان کم قطرتر را نیز مورد استفاده قرار می‌دهند. به عبارت بeter تغییری کاملاً آشکار در گزینش زیستگاه بین دو دوره مطالعاتی کاملاً آشکار است. جنبه‌های زیادی از حیات دارکوب خال‌دار کوچک با جزئیات کامل، بویژه در طول دوره تولیدمثی مورد مطالعه قرار گرفته است (Pasinelli, 2007).

دارکوب‌ها به طور گسترده‌ای به عنوان شاخص‌هایی از جوامع درختان مرده محسوب می‌شوند ولی در برخی از موقعیت‌های از تنوع کل جامعه نیز هستند.

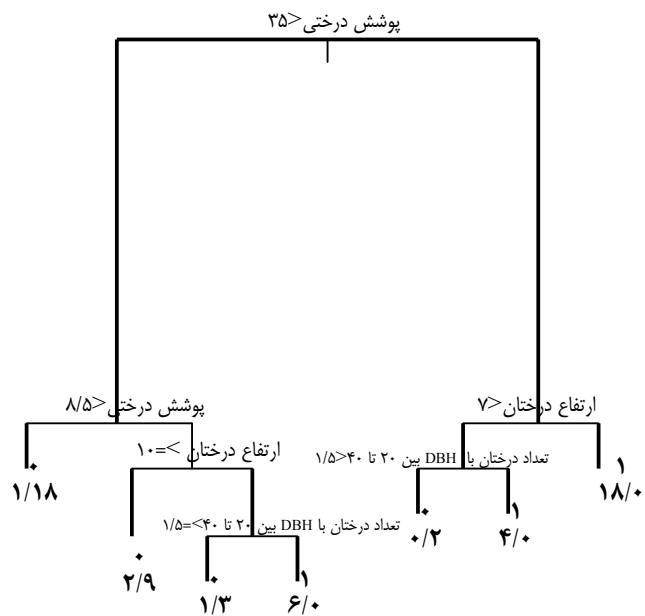
(Mikusinski et al., 2001). ارجحیت بالای این گونه نسبت به استفاده از درختان کهنسال بویژه از نوع بلوط آن را تبدیل به یک گونه چتر مناسب برای تمام گونه‌های وابسته به جنگل‌های پهنه برگ بالغ کرده است (Muller et al., 2009). در سطح انتخاب کلان زیستگاه، مطالعات زیادی ارجحیت دارکوب خال‌دار کوچک را نسبت به جنگل‌های بالغ بلوط نشان داده‌اند.

هنگامی که درصد پوشش درختی کمتر از 35% است، حضور یک یا تعداد بیشتری درخت بالغ با DBH بیش از 40 سانتی‌متر احتمال یافتن یک دارکوب را تحت تأثیر قرار می‌دهد (پوشش درختی < 35 ، تعداد درخت با DBH بزرگتر از 40 سانتی‌متر < 5). پیش‌بینی صحیح درخت طبقه‌بندی برای وقوع این گونه 61% بود. درخت طبقه‌بندی بهینه برای دوره زمانی تولیدمثی را می‌توان در شکل (۳) مشاهده کرد. در این شکل احتمال زیادی در یافتن دارکوب‌های درون آشیانه در قلمروهای با درختان بالغ ($DBH > 40$) (تعداد درخت با DBH بزرگتر از 40 سانتی‌متر < 5) و خشکه دارها (تعداد خشکه داران $< 5/0$) وجود داشت. این درخت طبقه‌بندی به طور صحیحی وقوع دارکوب‌ها را در 79% موقعیت‌ها طبقه‌بندی کرد.

در طول دوره غیر تولیدمثی، درخت طبقه‌بندی بهینه نشان داد که اشغال مکان‌ها توسط دارکوب‌های در حال تغذیه یا در جست‌وجوی غذا تحت تأثیر درصد پوشش درختی بیشتر از 35% و میانگین ارتفاع درختان بلندتر از 7 متر بوده است (شکل ۴). این درخت طبقه‌بندی به طور صحیحی وقوع دارکوب‌ها را در 85% از موقعیت‌ها طبقه‌بندی کرد.



شکل (۳): درخت طبقه‌بندی نمایش‌دهنده قلمرو آشیان‌های دارکوب خالدار کوچک در پارک ملی گلستان است. اعداد نوشته شده در انتهای هر شاخه گروه پیش‌بینی ($0 =$ عدم حضور، $1 =$ حضور) و طبقه‌بندی‌ها به ازای هر گروه است (خطاها/تعداد مشاهدات). پیش‌بینی صحیح حضور/عدم حضور 79% است.



شکل (۴): درخت طبقه‌بندی نمایش‌دهنده انتخاب مکان تغذیات غیر تولیدمثلی دارکوب خالدار کوچک در پارک ملی گلستان است. اعداد نوشته شده در انتهای هر شاخه گروه پیش‌بینی ($0 =$ عدم حضور، $1 =$ حضور) و طبقه‌بندی‌ها به ازای هر گروه است (خطاها/تعداد مشاهدات). پیش‌بینی صحیح حضور/عدم حضور 85% است.

تغذیات وسیع تری برای پرنده فراهم می‌کند. نتایج حاصل از یافته‌های (Roberge et al, 2008) نیز نشان داد که درختان با قطر بالا رابطه مثبتی با حضور این گونه دارد. در مقایسه با Dryocopus گونه‌های دیگر دارکوب، نظیر دارکوب سیاه (martius)، مواد و درختان مرده نقش کمزنگ‌تری را در تغذیه دارکوب‌های خالدار کوچک ایفا می‌کند و به نظر می‌رسد که این مشخصه در فصل زمستان اهمیت بیشتری برای این پرنده داشته باشد (Pasinelli, 2000). بر اساس یافته‌های (Smith 2007) خشکه‌دارها مکان‌های تغذیه مهمی برای دارکوب‌های خالدار کوچک نبودند. این پرنده‌گان تمایلی به استفاده از درختان مرده به عنوان بستر تغذیات نداشتند. بر عکس، این پرنده می‌تواند از شاخه‌های نازک و شاخه‌های مرده موجود در بخش تاج پوشش درختان به عنوان بستر تغذیه استفاده کند (Olsson, 1998). به دلیل راهبرد «جستجو و بررسی» (search- and- probe strategy) در دارکوب خالدار کوچک، بندپایان ساکن در درون درختان مرده به آسانی قابل دسترس این پرنده نیستند. در هر حال درختان مرده زیستگاه مناسبی را برای لارو بسیاری از بندپایان فراهم می‌کند که ممکن است پس از تبدیل شدن این لاروها به حشره بالغ، مورد استفاده دارکوب خالدار کوچک قرار گیرد.

در مجموع حضور درختان بالغ با قطر برابر سینه بیش از ۴۰ سانتی‌متر و توانایی دسترسی به درختان خشکه‌دار مشخصه اصلی قلمرو تولیدمثیلی دارکوب خالدار کوچک در پارک ملی گلستان بود. لارو حشرات ساکن در روی درختان برای جوجه‌های دارکوب و توانایی دسترسی به خشکه‌دارها شاید شاخص‌های غایی باشند که بتوانند تغییرات فصلی مشاهده شده را توضیح دهند. توجه ویژه به نیازمندی‌های گونه‌های چتر و شاخص ممکن است نقطه عطفی در جهت مدیریت صحیح حیات و حشر در منطقه باشد. طبق نظر بسیاری از محققان (Angelstam et al, 2003; Ranius and Fahrig, 2006) این گونه از دارکوب را می‌توان به عنوان نشانه‌هایی از جامعه غنی از گونه‌های حیات و حشر در نظر گرفت. این پرنده می‌تواند به عنوان گونه کانونی مطرح شود و بنابراین مدیریت حفاظتی باید در جهت کمک به ارائه زیستگاه مناسب این گونه باشد؛ چراکه تعداد زیادی از گونه‌های هم‌بوم دیگر وابسته به زیستگاه، یا منابع مشابهی خواهد بود. در ک نیازمندی‌های خردزیستگاهی گونه عاملی بنیادین در برقراری راهبردهای نیرومند حفاظتی است. بر اساس یافته‌های این تحقیق پیشنهاد می‌شود تا:

(Spitznagel, 1990) غنای گونه‌ای بندپایان موجود در روی درختان بلוט در فراهم‌آوری غذا برای این پرنده حشره‌خوار نقش مهمی را ایفا می‌کند (Spitznagel 1990). نتایج حاصل از تحقیق حاضر در پارک ملی گلستان منطبق بر یافته‌های موجود در سایر نقاط مبنی بر ارجحیت قلمرو دارکوب‌ها در ارتباط با درختان بالغ و توانایی دسترسی به خشکه‌دارهای است. این دارکوب در واقع درختان خشکه‌دار موجود در جنگل‌های بالغ را به عنوان مکانی برای آشیانه‌سازی و درخت‌نشینی انتخاب می‌کند (Summers, 2007) و تمایل به انتخاب بزرگترین درختان را برای زادآوری دارد. در پارک ملی گلستان تمایل دارکوب‌های خالدار کوچک بیشتر در انتخاب بزرگترین و بالغترین درختان بلוט موجود در منطقه برای آشیانه‌سازی مشاهده شد. بنابراین چنین به نظر می‌رسد که آشیانه‌سازی در مناطقی که درختان بالغ و نیز خشکه‌دارها وجود نداشته باشد Barrientos and Bolonio در سال ۲۰۰۳ در جنگل‌های مدیترانه‌ای اسپانیا روی دارکوب خالدار کوچک و نیز سایر گونه‌ها توسط Aubrey and Raley در سال ۲۰۰۲ دلیل این مدعای است. بر اساس یافته‌های Smith در سال ۲۰۰۷ گونه‌های کوچک دارکوب‌ها مانند دارکوب خالدار کوچک استفاده بیشتری از خشکه‌دارها برای مکان‌های آشیانه‌سازی نسبت به گونه‌های بزرگتر دارکوب‌ها می‌کنند. بر اساس یافته‌های این محقق دارکوب‌های خالدار کوچک ۷۵٪ آشیانه‌های خود را در مکان‌هایی با درختان مرده در حال فساد بربا می‌کنند. مطالعات دیگر در مناطقی همچون آلمان (Rossmanith, 2005)، سوئد (Wiklander, 1998) و لهستان (Wesotowski and Tomiatojc, 1986) نیز گواه بر استفاده از خشکه‌دارهای در حال فساد برای آشیانه‌سازی توسط این گونه است. در این تحقیق مطالعه‌هایی بر روی فراوانی ماده غذایی، یا توانایی دسترسی به آن در طول دوره تولیدمثیلی انجام نپذیرفت ولی به نظر می‌رسد که لارو موجود بر روی درختان زنده برای جوجه‌ها و توانایی دسترسی مکان‌های آشیانه‌ها ممکن است الگوی انتخاب قلمرو توسط دارکوب‌های خالدار کوچک در پارک ملی گلستان را توضیح دهد.

در طول دوره غیر تولیدمثیل، این پرنده مکان‌های پوشیده شده با پوشش گیاهی را به منظور جستجو و برای یافتن غذا و تغذیه با پوشش درختی بیش از ۳۵٪ و درختان بلوط بلندتر از ۷ متر را ترجیح می‌دهد. قطر برابر سینه بزرگتر و درختان مرتفع‌تر بستر

منظور رسیدن درختان به سن بلوغ می‌تواند نوعی اولویت در حفاظت از این گونه مخصوص جنگل در نظر بگیرد.

۲. در محدوده پراکنش این گونه در کل منطقه جنگلی شمال کشور باید توجه ویژه‌ای به حفظ تعداد کافی خشکه‌دار و به حداقل رساندن خروج چنین درختانی از عرصه جنگلی شود.

۱. در مکان‌های خارج از پارک ملی و مناطق حفاظت‌شده تحت مدیریت سازمان حفاظت محیط‌زیست که عملیات بهره‌برداری از جنگل صورت می‌گیرد، برداشت از جنگل به صورت قطع انتخابی باشد تا شرایط برای مقایه کافی از درختان قطع و مرتفع فراهم شود. مدیریت جنگل‌ها به

فهرست منابع

- حسن‌زاده کیابی، ب؛ زهزاد، ب، فرهنگ دره‌شوری، ب؛ مجتبیان، ه؛ و گشتاسب میگونی، ح. ۱۳۷۲. پارک ملی گلستان. انتشارات سازمان حفاظت محیط‌زیست. ۲۰۳ صفحه.
- درویش‌صفت، ع. ۱۳۸۵. اطلس مناطق حفاظت شده ایران. انتشارات دانشگاه تهران. ۱۵۷ صفحه.
- وارسته‌مرادی، ح. ۱۳۸۴. تعیین نسبت جنسی و گروه‌های سنی در گوزن مرال *Cervus elaphus* و شوکا *Capreolus capreolus* در پارک ملی گلستان. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۲ (۴) : ۱۵۴ تا ۱۶۱.
- وارسته‌مرادی، ح. ۱۳۸۳. مطالعه اکولوژیک و دینامیزم جمعیتی خانواده گاوسانان در پارک ملی گلستان. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۱ (۳) : ۱۶۳ تا ۱۷۲.

Angelstam, P. K.; Butler, R.; Lazdinis, M.; Mikusinski, G. & Robarge, J. M. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation—dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici*. 40: 473–482.

Angelstam, P. K.; Robarge, J. M.; Lohmus, A.; Bergmanis, M.; Brazaitis, G.; Donz-Breuss, M.; Kosinski, Z.; Larmanis, V.; Lukins, M.; Mikusinski, G.; Racinskis, E.; Strazds, M. & Tryjanowski, P. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation- a review of parameters for focal forest birds. In: Angelstam, P., Donz-Breuss, M., Robarge, J. M. (Eds.), Targets and tools for the maintenance of forest biodiversity. *Ecological Bulletin*. 51: 427–453.

Aubrey, K. B. & Raley, C. M. 2002. Selection of nest and roost trees by Pilated woodpeckers in coastal forests of Washington. *Journal of Wildlife Management*. 66: 392–406.

Barrientos, R. & Bolonio, L. 2003. Selection of foraging microhabitat by great spotted woodpecker *Dendrocopos major* in a pinewood on central Spain. *Ardeola*. 50: 269–274.

Cody, M. L. 1981. Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *Bioscience*. 31: 107–113.

De' Ath, G. & Fabricius, K. A. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*. 81: 3178–3192.

Garcia- del- Rey, E. & Cresswell, W. 2005. Density estimates, microhabitat selection and foraging behaviour of the endemic Blue Chaffinch *Fringilla teydea teydea* on Tenerife (Canary Islands). *Ardeola*. 52: 305–317.

Kosinski, Z. & Winiecki, A. 2004. Nest-site selection and niche partitioning among the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* and middle spotted woodpecker *Dendrocolaptes medius* in riverine forest of central Europe. *Ornis Fenn*. 81: 145–156.

Manly, B. F.; McDonald, L.; Thomas, D. L.; McDonald, T. L. & Erickson, W. P. 2002. *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*. Springer, London. 240 pp.

Mikusinski, G. & Angelstam, P. 1997. European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. *Vogelwelt*. 118: 277–283.

Mikusinski, G.; Gromadzki, M. & Chylarecki, P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*. 15: 208–217.

- Muller, J.; Pollath, J.; Moshammer, R. & Schroder, B. 2009. Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. *Forest Ecology and Management*. 257: 502- 509.
- Nilsson, S. G.; Olsson, O.; Svensson, S. & Wiktander, U. 1992. Population trends and fluctuation in Swedish woodpeckers. *Ornis Svecica*. 2: 13– 21.
- Olsson, O. 1998. Through the Eyes of a Woodpecker: Understanding Habitat Selection, Territory Quality and Reproductive Decisions from Individual Behaviour. PhD thesis, Lund University.
- Pasinelli, G. 2000. Oaks (*Quercus sp.*) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biological Conservation*. 93: 227- 235.
- Pasinelli, G. 2007. Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* and *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation*. 16: 1283- 1298.
- Ranius, T. & Fahrig, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 21: 201–208.
- Roberge, J. R. & Angelstam, P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*. 18 (1): 76– 85.
- Roberge, J. R. & Angelstam, P. 2006. Indicator species between resident forest birds- a cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*. 130: 134–147.
- Roberge, J. R.; Angelstam, P. & Villard, M. A. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation*. 141: 997- 1012.
- Rossmannith, E. 2005. Breeding success, mating systems and population dynamics of the Lesser Spotted Woodpecker (*Picoides minor*): combining empirical and model investigations. PhD thesis, University of Potsdam, Germany.
- Rossmannith, E.; Grimm, V.; Blaum, N. & Jeltsch, F. 2006. Behavioural flexibility in the mating system buffers population persistence: lessons from the Lesser Spotted Woodpecker (*Picoides minor*). *Journal of Animal Ecology*. 75: 540- 548.
- Smith, K. W. 2007. The utilization of dead wood resources by woodpeckers in Britain. *Ibis*. 149: 183-192.
- Snow, D. W. & Perrins, C. M. 1998. The Birds of the Western Palaearctic. Concise Edition, vol. 2. Oxford University Press, New York. 696 pp.
- Spitznagel, A. 1990. The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the upper rhine valley. In: Carlson, G., Aulen, A. (Eds.), *Conservation and Management of Woodpecker Populations*. Report 17, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, pp. 117-145.
- Summers, R. W. 2007. Stand selection by birds in Scots pinewoods in Scotland: the need for more old-growth pinewood. *Ibis*. 149: 175- 182.
- Sutherland, W. J.; Newton, I. & Green, R. E. 2004. *Bird Ecology and Conservation: a Handbook of Techniques*. Oxford Univesity Press, New York. 386 pp.
- Wesotowski, T. & Tomiatojc, L. 1986. The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest – preliminary data. *Acta Ornithology*. 22: 1–21.
- Wesotowski, T. 1989. Nest-sites of hole-nesters in a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland). *Acta Ornithology*. 25: 321–351.
- Whittingham, M. J.; Stephens, Ph.; Bradbury, R. & Freckleton, R. P. 2006. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? *Journal of Animal Ecology*. 75: 1182–1189.
- Wiktander, U. 1998. *Reproduction and Survival in the Lesser Spotted Woodpecker*. PhD thesis, Lund University.
- Wiktander, U.; Olsson, O. & Nilsson, S. G. 2000. Parental care and social mating system in the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. *Journal of Avian Biology*. 31: 447–456.
- Wiktander, U.; Olsson, O. & Nilsson, S. G. 2001. Age and reproduction in lesser spotted woodpeckers (*Dendrocopos minor*). *Auk*. 118: 624– 635.
- Zuur, A. F.; Ieno, E. N. & Smith, G. M. 2007. *Analysing Ecological Data*. Springer, USA. 672 pp.