محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹، شماره ۳، پاییز ۱۳۹۵
صفحات ۸۰۳ تا ۸۲۰

تاثیر پوشش گیاهی در انتخاب زیستگاه شوکا در منطقه حفاظت شده بوزین و مرخیل

حمید گشتاسب[۱*]، فرهاد عطایی[۲]، علی جهانی[۳]، محمود صوفی[۴]، ناهید احمدی[۵]

۱ دانشیار گروه محیط زیست طبیعی و تنوع زیستی دانشکده محیط زیست کرج

۲ دانشجوی دکتری رشته محیط زیست دانشگاه ازاد اسلامی، تهران

۳ استادیار گروه محیط زیست طبیعی و تنوع زیستی دانشکده محیط زیست کرج

۴ دانشجوی دکتری محیط زیست ، دانشگاه گوتینگن ، المان

۵ دانشجوی دکتری محیط زیست ، دانشگاه شهید بهشتی تهران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۴ /۳/۲۷ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۴/۶/۱۱)

چکیده:

برای رسیدن به مدیریت صحیح و منطقی علفخواران داشتن درک قابل اعتماد از روابط میان آنها با پوشش گیاهی به ویژه جایی که جمعیت آنها در حال کاهش باشد حیاتی است. از اینرو در بررسی تلاش گردیده تا با هدف شناسایی وضعیت زیستگاه گونه شوکا (*Capreolus capreolus*) گامی در جهت حفاظت آن برداشته شود. به همین منظور درطی سال۱۳۹۲-۱۳۹۱ و در سه فصل مختلف نشانه‌های حضور و عدم حضور گونه مذکور بر روی مسیرهای ترانسکت خطی و پارامترهای گیاهی شامل: تراکم و تاج پوشش، درجه اهمیت، قطر برابر سینه درختان بلوط و گیاهان مورد تغذیه گونه در منطقه حفاظت شده بوزین و مرخیل ثبت و برآورد شدند.آنالیزهای پوشش گیاهی با روشهای تی– مربع، روش پلات انجام شدند و در نهایت داده‌ها با روش تعمیم یافته خطی (GLMs) مدلسازی شدند و بهترین مدل بر اساس کمترین مقدار معیار اطلاعات آکاییکه انتخاب شد. همچنین، از روش کای مربع آزمون برابری فرضها به منظور مقایسه میزان حضورگونه شوکا در فصول مختلف آزمون شد. از بین مدلهای اجرا شده مدل حضور شوکا با تاج پوشش درختان بلوط بیشترین و قطر برابر سینه کمترین همبستگی را نشان می‌دهند. برای سایر پارامترها هیچ گونه همبستگی یافت نشد. همچنین، تعداد ۲۷ گونه گیاه مورد تغذیه شوکا از طریق آنالیز سرگین شناسایی شد. تراکم درختان بلوط و ترکیب گونه‌های درختچه اشکوب کف می‌تواند در پویایی جمعیت شوکا تعیین کننده باشد. اقدامات حفاظتی با محوریت جوامع محلی برای حفاظت گونه شوکا توصیه می‌شود.

کلید واژگان: شوکا-منطقه حفاظت شده-بوزین مرخیل- مدل های تعمیم یافته خطی

* نویسنده مسئول: تلفن:۰۹۱۲۳۸۴۸۹۷۸ ایمیل: meigooni1959@gmail.com

۱- مقدمه

انتخاب زیستگاه یک فرایند سلسله مراتبی است که رفتارهای گونه را در مقیاسهای مکانی مختلف در بر می‌گیرد (Hutto, 1985) و در نتیجه این رفتارها منجر به ناهمگنی استفاده از زیستگاه و اختلافات قابل توجهی در شایستگی افراد گونه می‌شود (McLoughlin *et al.*, 2007). مطالعات انتخاب زیستگاه معمولا مبتنی بر چگونگی استفاده جانوران از زیستگاه و دسترس‌پذیری آنها به منابع است (Manly *et al.*, 2002) و معمولاً به تغییرات منابع در مکان (Mysterud & Ims, 1998) و زمان (Mauritzen *et al.*, 2003) و نهایتاً به تغییرات نیازهای متابولیک جانوران بستگی دارد (Dussault *et al.*, 2005). برخی مطالعات نشان داده‌اند که استفاده جانوران از زیستگاه در پاسخ به تغییرات دسترس پذیری به زیستگاه همیشه ناهمگن نیست. وقتی کسب غذا اولین عامل تعیین کننده برای انتخاب یک لکه زیستگاهی باشد، بنابراین استفاده از این مکانها می تواند به طور مثبت به دسترسی غذا ارتباط داشته باشد (MacArthur & Pianka, 1966). عوامل دیگری مانند: گرما، باد رایج (Dussault *et al.*, 2004)، اذیت حشرات (Kiabi *et al*, 2004)، وجود نوزادان و خطر شکارگران می‌تواند در رفتار علفخواری در کنار وابستگی به گیاهان مورد تغذیه تاثیر گذار باشد (Mao *et al.*, 2005). بوم شناسان ،گیاهان را از نظر پوشش به دو گروه تقسیم می‌کنند: (۱) پوشش گیاهان کف (lateral cover) که با پستی بلندی زمین همراه است (۲) تاج پوشش (Canopy cover)، که به فرا افکنی سایه تاج درختان به زمین اشاره دارد (Coulombe *et al.*, 2011). پوشش کف میزان شکارگری را به طور معنی‌داری کاهش می‌دهد، چنین شرایطی از پوشش در انتخاب زیستگاه گونه نقش کلیدی بازی می‌کند. حتی عقیده بر آن است، حیوانات در شرایط آب و هوایی نامساعد (عوامل: باد، دما، بارش) در زیستگاه‌های با پوشش متراکم نسبت به زیستگاه‌های باز و کم تراکم در امنیت بیشتری قرار می گیرند (Mysterud & Ostbye, 1999). اگر چه، مناطق باز علوفه بیشتری را در دوره تابستان برای جانوران فراهم می‌کند، اما در عوض میزان خطر طعمه خواری و هزینه تنظیم حرارت افزایش می‌یابد. گوزنها اغلب حاشیه جنگلها و زیستگاه‌های باز را به عنوان راهی برای دوری از طعمه خوار، دسترسی به منابع غذایی بیشتر و دوری از شرایط هوایی ناسازگار ترجیح می‌دهند (Coulombe *et al.*, 2011). همچنین برای گوزن‌ها بهترین مکان علفخواری، جایی در بین پوشش کف با امنیت و فراوانی بیشتر منابع غذایی شناسایی شده است. گستره زاگرس در ایران همواره به عنوان یک کانون مهم گونه‌زایی مطرح است و گذرگاه بزرگی برای مهاجرت انواع تاکسونها از نواحی شرقی به سوی جهت‌های غربی یعنی قلمرو مدیترانه بوده است (Sagheb talebi *et al.*, 2014). اما این پهنه وسیع به دلیل دورافتادگی و شرایط سخت اقلیمی از توجه حفاظتی بسیار کمی برخوردار بوده

است (Firouz, 2005). زیستمندان این بوم سازگان بواسطه توسعه صنعتی، شهرسازی، چرای بی‌رویه، مناطق نظامی، مصرف ناپایدار از جنگلها به منظور سوخت، سقز چینی، برداشت قارچ و گیاهان دارویی، کشاورزی درون درختزارها در حال کاهش و نابودی است (Sagheb talebi *et al.*, 2014) این روند تخریب حتی به نواحی دوردست و به ظاهر امن زیستگاه‌های مرزی کشور نیز رسوخ کرده است. در این بین شوکا (Capreolus capreolus) تنها گوزن جنگلهای نیمه خشک- استپی زاگرس، از تخریب زیستگاه و شکار بی‌رویه مستثنی نبوده است (Khalyani *et al.*, 2011). اگر چه این گونه با وضعیت نگرانی کمتر (LC) در لیست سرخ اتحادیه جهانی حفاظت (Lovari *et al.*, 2008) درج شده است. اما باید این نکته را تاکید کرد که برخلاف افزایش جمعیت شوکا در اغلب مناطق اروپا ی غربی و امریکا (Putman, 1996; Andersen *et al.*, 1998) اطلاعات توزیع و فراوانی این گونه در کشور در ابهام و تیرگی است (Soufi unpublished data) و اغلب به گزارشهای نادقیق محدود می‌شود. پایشهای علمی معتبر در ارتباط با اندازه جمعیتهای محلی این گونه در دسترس نیست (Darvishsefat, 2008) واغلب مطالعات به ابعاد زیست شناسی این گونه پرداخته‌اند (Karami *et al.*, 2008; Ziaie, 2010). در این مطالعه، ما فرضیه "اینکه آیا گیاهان مورد تغذیه شوکا، تاج پوشش و درجه اهمیت گیاهان، حضور گونه انتخاب گر شوکا را در زیستگاه بلوط زارهای زاگرسی تحت تاثیر قرار می‌دهند" مورد آزمون قرار دادیم.

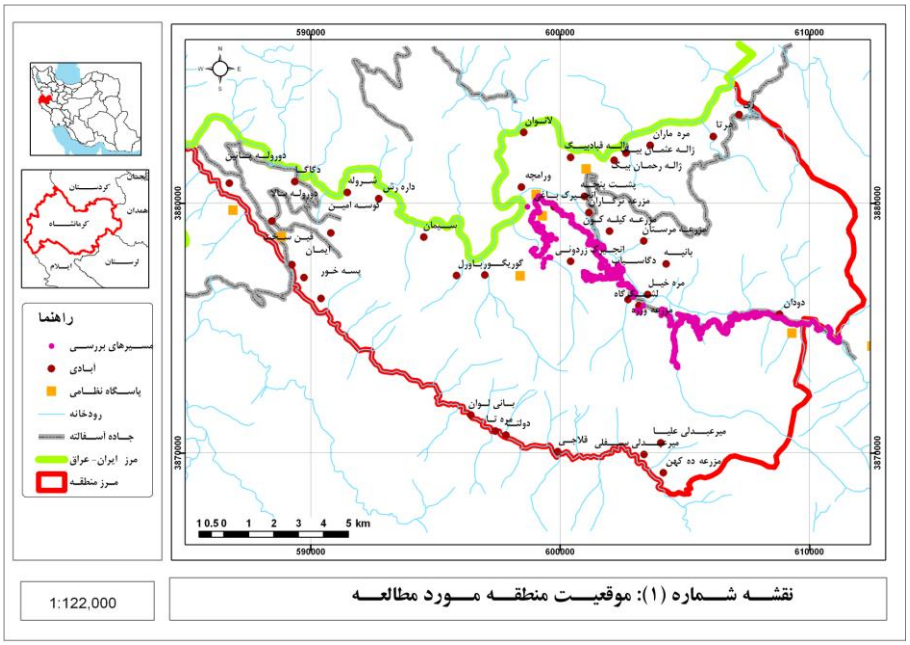
مدل ارتباطات بین حضور گونه و مجموعه‌ای از متغییرهای پیش بینی‌کننده، دو نوع خروجی مفید تولید می‌کند. یکی برآورد حضور گونه در مکان‌هایی که گونه ثبت نشده است، اما زیستگاه‌های بالقوه مناسبی برای یک گونه فراهم می‌کند، دیگری قابلیت انتخاب مدل مناسب برای گونه و الگوی پیچیده‌ای از ارتباطات گونه و زیستگاه است، که به نوبه خود شناسایی روشهای مناسب طبقه‌بندی زیستگاه را فراهم ساخته و از داده‌های اکولوژیکی محیطی و داده‌های حضور برای مدل‌سازی بهره می‌جوید (Heinz *et al.*, 2011). مشاهدات از حضور جانداران در طبیعت باید با این مفهوم همراه شود که حضور جاندار درمناطق ثبت شده لزوماًبه معنای بهترین نقاط برای آنها نیستند، اما ممکن است بقای زادگان آن موجود را تضمین یا در مقابل یک مکان مناسب‌تر، خطر کمتری را متوجه موجود نماید (Varaste & Mahini, 2011).

۲- مواد و روشها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

پهنه جنگلهای غرب کشور از نواحی شمال غرب ایران تا جنوب شرق کشیده می‌شود (Sagheb Talebi *et al.*, 2014). منطقه حفاظت شده بوزین و مرخیل از نوع بلوط زارهای پیوسته محسوب می‌شود (SaghebTalebi *et al.*, 2014) و با مساحتی بالغ بر۲۳۷۲۴ هکتار در ۳۳ کیلومتری جنوب غربی پاوه و ۲۰ کیلومتری غرب باینگان در استان کرمانشاه قرار دارد (Khalyani *et al.*, 2011). در سال

1995 به منظور حفاظت از گونه شوکا به عنوان منطقه"شکار و تیراندازی ممنوع"ایجاد و در سال 2003 به منطقه حفاظت شده ارتقا یافته است (Alamesh & Olfati, 1997). گونه شوکادر برخی کشورها مانند: لبنان، اسراییل، سوریه و عراق از اویل قرن بیستم و در اردن از اوایل قرن نوردهم منقرض شده است (Wallach *et al.*, 2007). بر اساس اطلاعات هواشناسی متوسط بارندگی سالانه از ۳۵۰ تا ۱۰۰۰ میلی‌لیتر متغییر است (Khalyani *et al.*, 2011). متوسط دمای سالیانه آن ۱۴,۵، حداکثر مطلق دما ۴۰,۸، میانگین حداقل دما ۶,۴، میانگین حداکثر دما ۲۱,۴ و حداقل دمای مطلق منطقه می‌تواند به ۲۲,۵ - درجه سانتی گراد افت کند. دامنه ارتفاعی آن بین ۵۰۰ تا ۲۶۲۰ متر از سطح دریا قرار گرفته و منطقه از جهت شمال به رودخانه مرخیل، از غرب به رودخانه سیروان که در محدوده مرزی ایران و عراق قرار دارد و از جهت شرق به روستای لشگرگاه و نهایتا از جهت جنوب به روستاهای قلاجی، مله رش محدود می شود (Alamesh & Olfati, 1997). مناسب‌ترین و بهترین راه دسترسی به منطقه مسیر اصلی پاوه – بانیگان است که به لشگرگاه وارد می‌شود (Alamesh & Olfati, 1997). در نقشه شماره(۱) موقعیت منطقه نشان داده شده است.

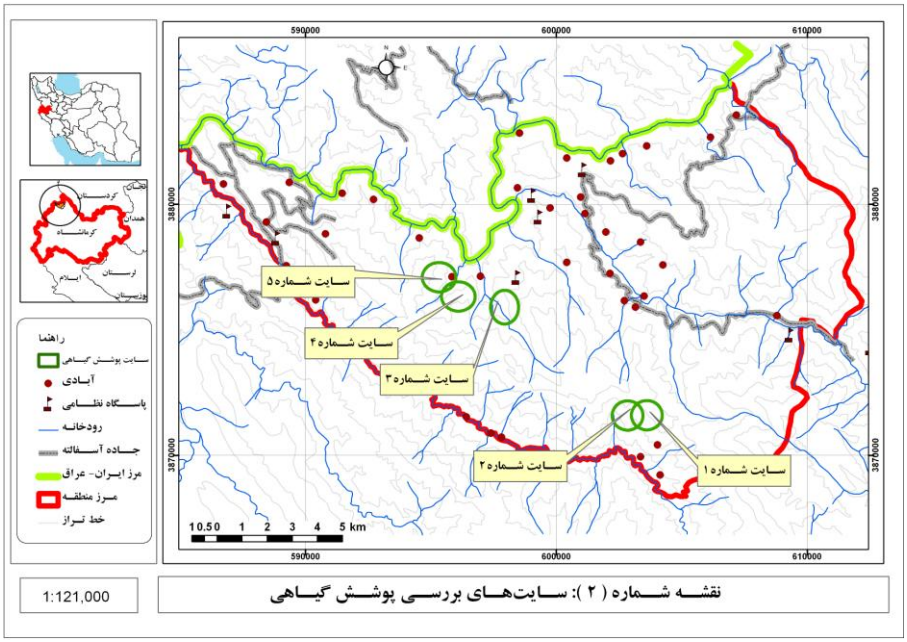


نقشه شماره (۱): موقعیت منطقه مورد مطالعه

۲-۲- چگونگی تعیین واحد رویشگاهی برای نمونه برداری :

در تعیین انتخاب مکانهای نمونه‌برداری اغلب بر تجزیه و تحلیل جوامع گیاهی تکیه می‌شود و انتخاب واحدهای رویشی و استقرار قطعات نمونه در مکان‌های یکنواخت با استفاده از ویژگیهای پوشش گیاهی (Krebs, 1999; Pettorelli *et al.*, 2001) مانند فنولوژی انجام می‌پذیرد (Mysterud *et al.*, 2001) در نتیجه، پوشش گیاهی ابتدا با ملاحظه قرار

دادن بدنه گیاهان (فیزیونومی و ساختار رویش) و ترکیب فلورستیک لایه‌های مختلف جنگل در منطقه مشخص وبدین ترتیب سایتهای نمونه‌برداری انتخاب شدند (نقشه شماره ۲). در طی سالهای 2012-2013 و در طول سه فصل متوالی از نمایه‌های سرگین (Kiabi *et al.*, 2004) و رد پا برای ثبت حضور شوکادر تحلیل انتخاب زیستگاه استفاده شد.



نقشه شماره (۲): سایت‌های بررسی پوشش گیاهی

۳-۲- نحوه نمونه بردای پوشش گیاهی:

برای برآورد تراکم جمعیت گونه بلوط (Quercus brantii) از روش فاصله‌ای تی‌اسکور (T-Square) استفاده شد (Hutchings, 1986; Krebs, 1996; Greenwood, 1996). این روش در مقایسه با سایر روشهای فاصله‌ای در فعالیتهای میدانی بسیار کارآمد و همچنین از دقت و قوه آماری بالایی برخوردار است (Krebs, 1996). بطور کلی، تعداد ۹۰ نقطه تصادفی برای برآورد (T-Square) تراکم درختان بلوط و همچنین، تعداد ۹۵ پلات ۱×۱ برای پوشش کف جنگل (Krebs, 1999; Pettorelli *et al.*, 2003) با فواصل ۵۰ متر از همدیگر (Besag, 1977) با جهت نمایی از قطب نمای (GPS) به منظور برآورد درجه اهمیت از فرمول (تراکم نسبی+ فراوانی نسبی یا غالبیت نسبی= درجه اهمیت) (Clapham, 1932) گونه‌های گیاهی اشکوب کف جنگل در ۵ توده گیاهی استفاده شد. اقدامات پلات گذاری از اواخر فصل بهار و دوره تابستان زمانی که اغلب تاکسونهای احتمالی مورد تغذیه شوکا قابل دسترس باشد انجام شد (Pettorelli *et al.*, 2003).

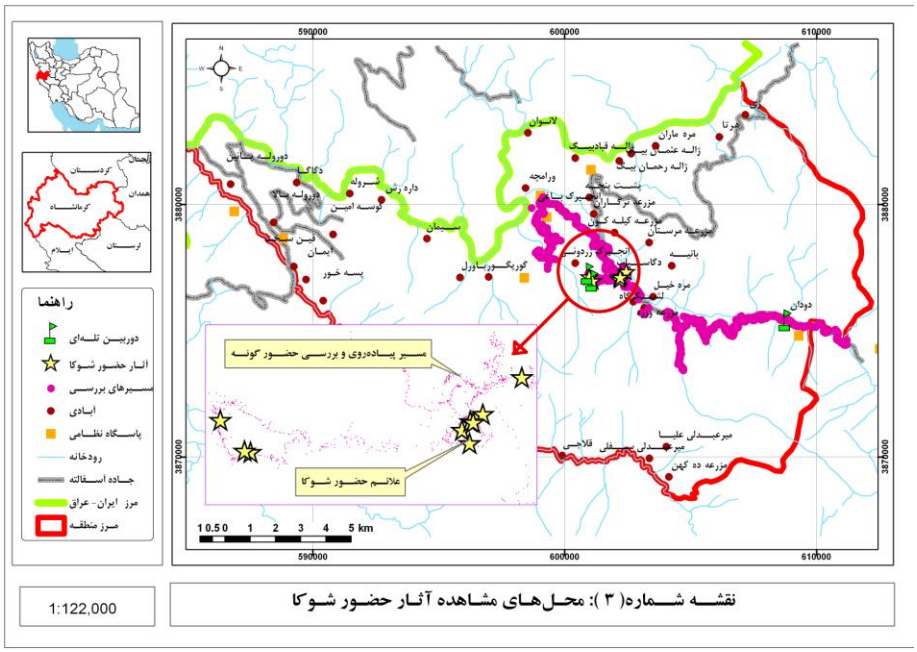
۴-۲- چگونگی شناسایی گیاهان درون سرگین:

هر نمونه سرگین درون بشرهای ۱۰۰ تا ۲۰۰ میلی‌لیتر آب حل شد و سپس قسمتهای قابل

شناسایی محتوی سرگین (برگ، ساقه، سنبله، گل آذین، لما و پالما، بذر، غلاف‌ها و بافت) به ۳ گروه اصلی: درختان، علفی و گندمی جدا سازی شدند. براساس اندازه و نوع اجزای قابل شناسایی گونه‌های گیاهی از میکروسکوپ نوری (بزرگنمایی ۱۰-۴۰) و بینوکولار (بزرگنمایی ۸-۱۰) برای شناسایی آنها استفاده شد (Obidzin *et al.*, 2013). همچنین، اندامهای قابل شناسایی با نمونه‌های گیاهی جمع آوری شده برای تطبیق اندامها بکار گرفته شدند.

۵-۲- داده های ثبت گونه شوکا

شوکا جانوری محتاط است و برخلاف مرال که تقریبا مسیرهای مشخصی را برای رفت و آمد انتخاب می‌کند، آنها بطور تصادفی در جنگل پرسه می‌زنند (Firouz, 2005; Ziaie, 2010). مناطقی از جنگل که به دلیل توسعه انسانی (روستا، باغات، چرای دائمی دام، مناطق نظامی، جاده) و طبیعی حضور شوکا محدود شده است از قطعات نمونه برداری حذف گردید (Karanth *et al.*, 2011). سپس واحدهای گیاهی در ۵ قطعه مختلف جنگل که اختلاف آشکاری از لحاظ فیزیونومی و ترکیب فلورستیک داشتند، برای نمونه‌برداری انتخاب شدند. نمایه‌های شوکا (سرگین، ردپا) در هر ۲۰۰ متراز مسیرهای تصادفی (دائمی) به طول ۳ کیلومتر (نقشه شماره ۳) در سه فصل پیاپی (تابستان، پاییز و زمستان) شناسایی وموقعیت انها با دستگاه GPS ثبت گردید (Karanth *et al.*, 2011). همچنین، از روش دوربین‌های تله‌ای برای ثبت حضور گونه منتخب استفاده شد، اما متاسفانه به دلیل رفت و آمد متداول افراد دورن منطقه موفق به مستند سازی از گونه نگردیدیم . همچنین سرگینها و دانه‌های گونه‌های گیاهی که علائم علفخواری شوکا را داشتند، جمع‌آوری و برای شناسایی به آزمایشگاه دانشگاه محیط زیست منتقل شدند.



نقشه شماره(۳): محل‌های مشاهده آثار حضور شوکا

۶-۲-تجزیه و تحلیل آماری:

مدل‌های تعمیم یافته خطی (GLMs) به دلیل برخورداری از قدرت آماری بالاتر استفاده آنها نسبت به سایر مدلهای خطی (GLM) متداول شده است (Hilbe, 1993). این مدل دارای سه مولفه اصلی است که شامل: توزیع‌های نرمال، دوجمله‌ای، پواسان، دو جمله‌ای منفی- گاما هستند. بطوریکه، در این مطالعه Y متغییر گسسته از نوع دو جمله‌ای (Binary regression) تعریف شده است یعنی حضور و عدم حضور شوکا به صورت (Y=0, Y=1) هستند (Hilbe, 1993). همچنین (Y) به عنوان متغیر وابسته، قطعات نمونه برداری به عنوان فاکتور ثابت (Hemami *et al*., 2004) و قطر برابر سینه درختان (DBH) ، تاج پوشش درختان (Canopy cover)، و درجه اهمیت (Importance value) (Calapham, 1932) بعنوان متغییرهای کمکی (Covariate) در نظر گرفته شدند (Coulombe *et al*., 2011) و اثر هر متغیر همگام بر روی متغییر وابسته سنجش داده شدند و مدل با قوه آماری بالاتر از بین مدلهای داوطلب $\Delta_m < 2$ بر اساس تئوری اطلاعات آکاییکه (AIC) انتخاب شدند (Burnham and Anderson, 2011). همچنین، با استفاده از فرمول (۱) وزن مقادیر آکاییکه محاسبه شد (Akaike 1983). آنالیزهای آماری با استفاده از نرم افزار SYSTAT ver.9 و R-Biostatistics (Core team, 2007) انجام شد.

معادله ۱.

مقادیر آکاییکه تصحیح شده

$$AIC_{Ci} = \Delta_{i=AIC_{c_i}} - AIC_{c_{min}}$$

i = ۱، ۲، ۳ ...R

$AIC\ c_{min}$ = حداقل مقدار آکاییکه

معادله ۲.

$$w_m = \frac{\exp\left(-0.5\Delta_m\right)}{\sum_{k-0}^{3}\exp\left(-0.5\Delta_k\right)}$$

w_m = وزن مدل

Δ_m = ارزش مقادیر آکائیکه

Δ_k = جمع کل مقادیر آکائیکه

۳- نتایج

در این بررسی تعداد ۸۰ تاکسون گیاهی متعلق به ۳۵ خانواده در ۵ واحد نمونه‌برداری به منظور سنجش زیستگاه شوکا مورد شناسایی قرار گرفت. از این بین تعداد ۲۷ گونه که شامل (۸ گونه همی-کریپتوفیت، ۷ فانروفیت، ۵ ژئوفیت و ۷ تروفیت) هستند از طریق تجزیه سرگین شناسایی شد که مورد تغذیه شوکا قرار می‌گیرند (جدول۱). بیشترین میانگین قطر برابر سینه مربوط به SE= ± ۱,۲۱ قطعه نمونه‌برداری (۱) و سایر مقادیر بترتیب سانتی متر۲۲/۳= DBH، قطعه نمونه‌برداری (۵) سانتی متر۱۶/۷= DBH واحد (۲) سانتی متر۱۳/۸۵= DBH قطعه (۴) ۶ سانتی متر ۱۳= DBH قطعه (۳) سانتی متر ۱۲/۶۵= DBH هستند.

برآوردهای تراکم تعداد در هکتار بلوط ایرانی (Quercus brantii) نشان می‌دهد. بیشترین مقدار تراکم مربوط به قطعه (۱) ۰,۰۶ ± SE ۳۳۱/۶۶ پایه در هکتار با (∝=۰,۰۱) دقت آماری است

(جداول۲) و قطعه (۲) (۱۳۴/۳ SE ± ۰,۰۰۱)، قطعه (۳) (۱۲۲/۶ SE ± ۰,۰۰۱)، قطعه (۴) (۱۱۸/۷ SE ± ۰,۰۰۱) و کمترین میزان (۳۴/۹ SE ± ۰,۰۰۱) در قطعه (۵) بدست آمده است.

درجه اهمیت گونه‌های اشکوب کف جنگل (IV) در هر واحد نمونه برداری شامل مقادیر به ترتیب قطعه (۴) با مقدار (۴۲۸,۸۷)، قطعه (۱) (۳۷۲,۱۸)، قطعه (۵) (۳۰۶,۵۳)، قطعه (۳) (۳۰۰,۰۸)، قطعه (۲) (۲۸۴,۲۹) با میانگین اشتباه معیار ۴,۷۱ ± = SE محاسبه شده‌اند. این پارامتر به عنوان یکی از متغییرهای پیش‌بینی کننده برای حضور شوکا بین مدلهای داوطلب (جدول۴) همبستگی نشان نداده است.درصدتراکم تاج پوشش درختان بلوط (Quercus brantii) در قطعه (۱) ۰,۳۸ ٪ در قطعه (۲) ۰,۱۷ ٪ در قطعه (۳) ۰,۱۸ ٪ در قطعه (۴) ۰,۱۳ ٪ و کمترین آن در قطعه (۵) ۰,۱۲ ٪ با میانگین اشتباه معیار ۱,۹۴ ± = SE بدست آمده است. همچنین، فرض برابری سه فصل بررسی داده‌های H_0: Spring $_p$ = Winter $_p$ = Summer $_p$ حضور و عدم حضور شوکا با آزمون مربع کای انجام شد. همانطور که نتایج نشان می‌دهد (جدول۳) هر سه فصل به طور معنی‌داری با همدیگر اختلاف دارند. P> ۰,۰۵ هستند.

همچنین، نتایج مدلها در (جدول۴) نشان می دهند که بهترین مدل آکاییکه در بین مدلهای داوطلب برای متغییر پیش‌بینی کننده پوشش تاجی درختان بلوط با مقدار وزن بیش از ۹۰٪ < و مقدار دلتا Δ_i = ۰,۰۰ بزرگتر از ۲<Δ (Burnham and Anderson, 2011) بدست آمده واین امربیانگر بیشترین حمایت قابل توجه مدل از داده‌ها می باشد. دومین مدل داوطلب فاکتور قطر برابر سینه است، با اینکه، ارزش آن Δ_i = ۶,۰۵ در بین مقادیر۷ > Δ_m > ۴ است (۴ جدول) اما با در نظر گرفتن وزن بدست آمده آن، حمایت بسیار ناچیزی را نشان می‌دهند.

جدول۱. گونه‌ها و جنس‌های گیاهی شناسایی شده از سرگین شوکا به همراه اندامهای مورد تغذیه

گونه های گیاهی	خانواده	نام فارسی	فرم رویش	قطعات مورد تغذیه
Adiantum capilus veneris	Pteridaceae	سرخس، پر سیاوش	تروفیت	اندامهای هوایی
Asplenium ceterach	Aspleniaceae	سرخس	ژئوفیت	اندامهای هوایی
Alopecurus apiatus	Poaceae	دم روباهی کوهسری	همی کریپتوفیت	اندامهای هوایی
Bothrichloa ischaemum		جارو پنجه ای	تروفیت	دانه، اندام هوایی
Bromus tomentellus		جارو علفی	تروفیت	دانه، اندامهای هوایی
Hordeum spontaneum		جو وحشی	همی کریپتوفیت	اندامهای هوایی
Dactylis glomerata		علف باغ	فانروفیت	برگ
Eragrostis sp		علف عشق	فانروفیت	برگ، میوه
Eringium .sp		کاسنی	همی کریپتوفیت	اندامهای هوایی
Quercus brantii	Fagaceae	بلوط ایرانی	هلوفیت	اندامهای هوایی و دانه
Quercus infectoria		دارمازو	همی کریپتوفیت	اندامهای هوایی
Cichorium inthybus	Asteraceae	کاسنی	همی کریپتوفیت	اندامهای هوایی
Erodium ecutarium	Geraniaceae	نوعی لکلکی	تروفیت	اندامهای هوایی
Fritilaria assyriaca	Liliaceae	لاله واژگون اناتولی	ژئوفیت	برگهای خشک
Gallium .sp	Rubiaceae	بی تی راخ	بی تی راخ	اندامهای هوایی
Cardaria draba	Brassicaceae	ازمک	تروفیت	اندامهای هوایی و دانه
Hypericum scabrum	Hypericaeae	گل راعی	همی کریپتوفیت	اندامهای هوایی و دانه
Stellaria media	Caryophyllaceae	گندمک رایج	ژئوفیت	اندامهای هوایی و دانه
Plantago lanceolata	Plantaginaceae	بارهنگ کاردی	هلوفیت	اندامهای هوایی و دانه
Platanus orientalis	Platanaceae	چنار	فانروفیت	برگ
Pyrus syriaca	Rosaceae	امرود	فانروفیت	برگ، میوه
Cerasus sp.		البالوی وحشی	فانروفیت	برگ، میوه
Crateagus pontica		زالزالک گرجی	فانروفیت	برگ و میوه
Rosa sp.		نسترن	فانروفیت	برگ

ادامه جدول۱. گونه‌ها و جنس‌های گیاهی شناسایی شده از سرگین شوکا به همراه اندامهای مورد تغذیه

قطعات مورد تغذیه	فرم رویش	نام فارسی	خانواده	گونه های گیاهی
اندامهای هوایی	تروفیت	پونه	Lamiaceae	*Mentha langifolia*
اندامهای هوایی	ژئوفیت	مریم نخودی همدانی		*Teucrium polium*

جدول ۲. برآورد تراکم درختان بلوط (روش T-square) در هر قطعه نمونه برداری

قطعات مورد بررسی جنگل	برآورد تعداد در هکتار بلوط	اشتباه معیار SE	دامنه اطمینان (CI) تعداد در هکتار بلوط	
			کران بالا	کران پایین
۱	۳۳۱,۶۶	۰,۰۶	۲۴۱,۱۲	۴۵۱,۲۹
۲	۱۳۴,۳	۰,۰۰۱	۹۴,۸	۲۳۰,۶
۳	۱۲۲,۶	۰,۰۰۱	۸۰,۶	۲۵۵,۸
۴	۱۱۸,۷	۰,۰۰۱	۷۹,۴	۲۳۵,۱
۵	۳۴,۹	۰,۰۰۷	۲۰,۰	۱۳۸,۴

جدول ۳. نتایج آزمون مربع کای برای سه فصل مختلف

فصول بررسی	مقدار آزمون کای مربع	درجه آزادی df	آزمون با معنی‌داری در سطح $\alpha =$ ۰,۰۵	انحراف معیار SD
حضور و عدم حضور شوکا	x^2			
تابستان	۶,۷۶	۱	۰,۰۰<	۰,۴۳
پاییز	۴,۸۴	۱	۰,۰۲<	۰,۴۵
زمستان	۲۱,۱۶	۱	۰,۰۰<	۰,۲

جدول۴. نتایج مدلهای آکاییکه بدست آمده از پارامترهای گیاهی

	مدل و منابع	Df	P-value	AICc	AIC-Δi	Wm %
۱	حضور و عدم حضور شوکا × پوشش درختان بلوط (Canopy cover)	۷۵	>۰,۰۰۱	۷۱,۲۳	۰,۰۰	۰,۹۳
۲	حضور و عدم حضور شوکا × قطر برابر سینه بلوط (DBH)	۷۰	>۰,۰۴۸	۷۷,۲۸	۶,۰۵	۰,۰۴
۳	حضور و عدم حضور شوکا × درجه اهمیت گیاهان (Importance value)	۷۰	۰,۹۰۱	۷۹,۲۴	۸,۰۱	۰,۰۱
۴	حضور و عدم حضور شوکا × حضور گیاهان مورد تغذیه (Edible plants)	۷۵	۰,۱۷۴	۸۲,۳۲	۱۱,۰۹	۰,۰۰

۴- بحث و نتیجه‌گیری

دو جنبه اساسی و آشکار پوشش‌گیاهی ساختار یا فیزیونومی و آرایه شناسی گیاهی یا فلوریستیک (Heinz *et al*., 2011) است. ساختار گیاهی و ترکیب بندی زیستگاه در مطالعات برخی از پژوهشگران به جای ترکیب آرایه شناختی گیاهان، تعیین کننده الگوهای اشغال زیستگاه توسط جانوران ذکر شده‌است. با این حال همان گونه که (Rotenberry, 1985) ذکر می نمایند، ترکیب گونه‌های گیاهی نقش به مراتب بزرگتری را در تعیین اشغال یک ناحیه در مقایسه با آنچه که قبلا فکر می-شد ایفا می‌کند.

شوکا نسبت به قابلیت دسترسی به منابع گونه ،حساسی است در نتیجه، شناخت دقیق نیازهای زیستگاهی و تعیین کمبود و اختلال در منابع از ابزارهای مدیریتی مهمی بشمار می‌رود (Varaste, 2005). مشخص شده است که فراوانی نسبی شوکا و گوزن زرد همبستگی منفی با پوشش درختی دارد، اما با پوشش درختچه‌ای همبستگی مثبت را نشان می‌دهد. این تفاوت همبستگی در نسبت استفاده از ساختارهای مختلف به نحوه توزیع منابع غذایی دارای کیفیت در طول دوره زمستان ارتباط دارد (Heinz *et al*., 2011). نتایج این بررسی نشان می‌دهد که شوکا علاوه بر وابستگی به پوشش متراکم جنگل به ترکیب فلورستیک (غنای بیشتر گیاهان) توده‌های مختلف جنگل نیزوابستگی نشان میدهد. با این وجود شوکا گوزنی است تقریبا کم تحرک و با سطح پایین اندوخته غذایی که در فصول مختلف سال از نظر وزنی نوسان بسیار کمی دارد و با تغییر شرایط در ورای مکان و زمان بخشهای مختلفی از زیستگاه را انتخاب می‌کند (Peterolli, 2003).

بررسی‌های (Kiabi *et al*., 2004) بر روی مرال نشان داده است، که بیشترین تراکم سرگین در پوشش‌هایی است، که از تراکم درختچه ای بالایی برخوردار هستند. همچنین، مناطقی که عمدتا از ترکیب درختان و درختچه‌ها تشکیل شده اند از جمله زیستگاه ترجیحی مرالها بشمار می روند. اگر به ویژگیهای علفخواران توجه کنیم آنها همزمان می توانند با فاکتورهایی مانند پوشش گیاهی علفی، زیست توده علوفه و با سایر فاکتورهای زیستگاه رفتارشان را سازگار کنند (Schmitz, 1992; Naugle *et al*., 1997; Rothley, 2002). به عنوان مثال: یکی از مزایای پوشش‌های متراکم درختان فراهم کردن گرمای کافی و جلوگیری از تشعشات نوری بر روی جانوران ساکن در آن می‌باشد،که این امر خود منجر به کاهش هزینه‌های تنظیم گرمایی جانوران می‌گردد. گوزنها در جمعیتهای با تراکم بالا اغلب پوششهای باز را که از زیتوده بیشتری برخوردار ند انتخاب می‌کنند و به طور طبیعی میزان تاج پوشش گیاهی در چنین مکانهایی کاهش می‌یابد (Coulombe *et al*., 2011). اما در تراکم جمعیت کمتر پوششهای گیاهی متراکم را مورد استفاده قرار می‌دهند (Coulumbe *et al*., 2011) و به دلیل افزایش رقابت درون گونه‌ای در پوشش‌های گیاهی فشرده، با تراکم‌های زیاد در این ساختارها ظاهر نمی‌شوند (Massi and Cote, 2009).

یافته های (Coulmbe *et al*., 2011) در یک

زیستگاه عاری از شکارگران، نشان می‌دهد که گوزنها با تراکم زیاد و در شرایط بدون شکارگر، مدت زمان طولانی را در مناطق باز و پوشش تنک صرف می‌کنند، درحالیکه در پوشش‌های گیاهی کم تراکم با تعداد افراد بسیار کمی ظاهر می‌شوند. اما مطالعه ما از نظر شرایط زیستگاهی مانند برخورداری از شکارگرها، تراکم بسیار کم جمعیت، وجود دام های اهلی رقیب با مطالعه ذکر شده متفاوت است. از اینرو، نتایج مدلهای ما از همبستگی مثبت بین پارامتر توده‌های پر تراکم جنگل بلوط، با حضور شوکا دلالت دارد. در حالیکه، حضور شوکا با توده‌های گیاهی کم تراکم همبستگی منفی نشان می‌دهد (Beier and McCullough, 1990; Mysterud *et al*., 2001; kiabi *et al*., 2004; Said *et al*., 2009). اگرچه مطالعات قبلی نشان داده‌اند که الگوی استفاده زیستگاه در ارتباط با (تاج پوشش، قطر برابرسینه (BDH)، تراکم گیاهان در بین جنس‌های نر و ماده گوزنها متفاوت است اما متاسفانه همانطور که اشاره شد، بدلیل کمبود جمعیت شوکا و فقدان ابزار کار مناسب (رادیومتری) بکارگیری چنین روشی در منطقه مورد مطالعه امکان‌پذیر نگردید. از سوی دیگر، نتایج این مطالعه با سایر مطالعات (Hemami *et al*., 2004) از نظر اینکه شوکاها اغلب در پوشش‌های گیاهی متراکم پرسه می‌زنند مطابقت دارد. از دیگر نتایج بدست آمده در این تحقیق آن است که شوکاها عمدتا در ساختارهایی از جنگل بلوط ظاهر می‌شود، که ترکیبی از گونه‌های علفی (علف باغی، ماشک جنگلی، سرخس) و درختچه‌ای (گلابی وحشی، تنگرس، ولیک، نسترن، راناس) که از غنا و تنوع بالایی برخوردار هستند و از مکانهایی که گونه‌های گندمیان نسبت به درختچه غالبیت بیشتری دارند دوری می‌کنند (Hemami *et al*., 2004). چنین شرایطی از توده‌های جنگل امنیت بهتری را برای شوکا فراهم می‌کند (Mysterud *et al*., 1999). اگر چه، باید اشاره کرد، شوکاها در استفاده از ترکیبهای مختلف جنگل نیز انعطاف پذیر بودند. همچنین، (Hemami *et al*., 2004). Moser and Schutz در بررسی‌هایشان در سال ۲۰۰۶ بر روی شوکا (علفخوار انتخاب‌گر) ثابت کرده‌اند، که رابطه متقابل بین شیوه علفخواری این گونه و اشکوب کف جنگل وجود دارد. بطوریکه، این نوع رفتار علفخواری منجر به حفظ کمیت منابع غذایی می‌شود، یعنی گیاهان در پاسخ به این رفتار چرا بخشهای قابل توجهی از اندامهای خود را سالم نگه می‌دارند. همچنین در مکانهای متراکم سایه‌دار، گیاهان از تولید با کیفیتی برخوردار هستند. مطالعات مذکور با نتایج این تحقیق (حضور شوکا در اشکوبهای با درصد بالایی از تاج پوشش درختان بلوط) در منطقه بوزین و مرخیل با وجودیکه روابط معنی‌داری بین پارامترهای تلفیقی درجه اهمیت و گیاهان مورد تغذیه شوکا مشاهد نشد که دلیل آن می‌تواند ناشی از کمبود داده در نمونه‌ها باشد همسویی دارد. البته با شناسایی بیشتر گیاهان مورد تغذیه شوکا و ارتباط آن با پارامترهای پیش‌بینی کننده می توان مدلهای معنی‌دار قابل توجهی را انتظار داشت. همچنین، نتایج آزمون فرض برابری حضور شوکاها دلالت بر این دارد که استفاده این گونه از درختزارهای بلوط در ورای مکان و زمان متفاوت است. علاوه بر این، نتایج

تحقیق نشان می‌دهد شوکا در مناطقی بیشتر حضور دارد که درختان بلوط از نظر در صد تاج پوشش، تنوع و غنای گونه‌های درختچه‌ای و بوته‌ای بیشتری برخوردار است. از طرفی چنین شرایطی از جنگل پتانسیل نگهداری از گیاهان دانه‌ریز مانند: (*Aleopecurus ،Bothrichloa ischaemum, apiatus*)، میوه درشت (*Quercus brantii,Quercus infectoria*) (تروفیت و فانروفیت)، گیاهان با ویژگی سبزینگی دائمی (همی-کریپتوفیت) (*Gallium sp, Plantago lanceolata, Eryngium sp. Aspelenium ceterach, Cichorium inthybus*) را بطور همزمان دارد. مهمتر اینکه، زاگرس شمالی از دوره های زمستانی سخت برخوردار است (Talebi *et al*., 2014) بنابراین دسترسی و وفور گیاهان مذکور برای جانوران ساکن به کمترین مقدار ممکن خود می‌رسد، در چنین شرایطی توده‌های پرتراکم درختان بلوط از نظر تهیه انرژی به عنوان مکانهای بسیار مهم برای بقا قلمداد می‌شوند (Khalyani *et al*., 2011).

عقیده برآن است که شوکا در پوشش درختی متراکم بیشتر از گوزن زرد حضور پیدا می‌کند (Obidzinski *et al*., 2013). مطالعات اولیه در این زمینه بیانگر این واقعیت است که گوزنها پوشش‌های متراکم را به منظور کاهش استرس‌های سرمایی انتخاب می‌کنند، در واقع استفاده از مکانهای جنگلی پرتراکم احتمالا یک سازگاری رفتاری است که باد و استرس‌های سرما را در شوکا کاهش می‌دهد (Mysterud & Ostbye, 1995). همچنین، دسترسی شوکا را به نهال‌های جوان و جوانه‌های درختان افزایش می‌دهد. در طی ماه‌های زمستان، تراکم پوشش گیاهی در جنگل‌های پهن‌برگ بسیار کم است و به همین دلیل سرشاخه‌خواری گوزن بر روی نهال‌های درختان افزیش می‌یابد (Moser & Schultz, 2006). علاوه براین، به نظر می‌رسد میوه‌های بلوط نقش بسیار حیاتی را برای این گونه ایفا می‌کند. اما مطالعات نشان داده‌اند که شوکا در مقایسه با گوزن زرد به جنگل‌های برگ‌ریز و درختچه‌هایی از جمله تمشک وابستگی غذایی نشان می‌دهد (Obidzinski *et al*., 2013). بطوریکه نهال‌های جوان تمشک گونه نیمه - همیشه سبز محسوب می‌شود (Mysterud & Ostbye, 1995) و در طول دوره بحرانی زمستان غذای تعیین کننده-ای محسوب می‌شوند. مطالعات نشان داده‌اند، که وقتی زمین فاقد پوشش گیاهی باشد، شوکا نسبت به تغییر منابع غذایی انعطاف پذیر است.

دیده شده است که در جنگل‌های برگ‌ریز، شوکا از طریق مصرف بخش‌های جوان درختان کمبود منابع غذایی را جبران می‌کند در حالیکه گوزن زرد جنگل‌های سوزنی‌برگ را ترجیح می‌دهد و از جنگلهای پهن برگ بیشتر از شوکا دوری می‌کند و وابستگی بیشتری به گرامینه‌ها دارد (Obidzinski *et al*., 2013; Heinz *et al*., 2011).

تحلیلهای تصاویر ماهواره‌ای (Khalyani *et al*., 2011) با استفاده از روش متریک در (2001-2009) نشان داده‌اند، که هشت سال حفاظت از منطقه بوزین و مرخیل هیچ گونه تاثیر مثبتی از نظر پیوستگی و پیچیدگی ساختار پوشش جنگل نداشته است. همچنین، شوکاها دراین منطقه برخلاف

کشورهای اروپایی که در مناطق باز جولان می‌دهند به شدت وابسته به مناطق جنگلی متراکم هستند (Ghazanfari et al.,1998). شوکاها در مقایسه با سایر گونه‌های گوزن به واسطه داشتن جثه کوچک، و محدودیتهای فیزیولوژیک از گستره خانگی کمتری برخوردار هستند (Moser & Schutz, 2006). اما مطالعات انجام گرفته در منطقه زاگرسی که منطقه بوزین مرخیل را نیز در بر می گیرد تشخیص داده‌اند که احتمالا گستره خانگی شوکا در منطقه به واسطه تخریب پوششهای متراکم از سوی توسعه انسانی به شدت محدود شده است بنابراین، مدیریت پایدار زمانی موثر و کارآمد خواهد بود، که مشارکت جوامع محلی در حفاظت یکپارچه درون و خارج منطقه حفاظت شده در برنامه‌ریزی‌های مدیریتی گنجانده شود (Khalyani Singh *et al*., 2011).

با توجه به اینکه، فاکتور تاج پوشش و تراکم بلوط بعنوان پارامتر ضروری برای گونه شوکا شناسایی شدند، اما تهدیداتی از قبیل قطع درختان بلوط، بریدن شاخه‌ها، برداشت سقز از درختان بنه، برداشت گیاهان علفی و گراسها و قارچها و چرای دام در منطقه رواج دارند که بطور جدی حیات گونه شوکا را به مخاطره انداخته است. چنین فعالیتهایی بر روی گیاهان می‌تواند شرایط طبیعی مکانهای امن باقی مانده را (جوامع بلوط پرتراکم) برای شوکا مختل کند. در واقع پوشش بوم سازگان جنگلی به عنوان یکی از شاخص‌های بسیار مهم مدیریت پایدار سرزمین شناخته شده است (Maestre & Escudero, 2009) نظر به اینکه، این شاخص مقدار کل منابع اقتصادی– اجتماعی و طبیعی را نیز به تصویر می-کشد (Khalyani *et al*., 2011). تغییر در ساختار پوشش جنگل می‌تواند حفاظت و ماندگاری گونه‌های ساکن در آن را تحت الشعاع قرار دهد. ساختارهای جنگل نسبت به تغییرات بسیار آسیب‌پذیر هستند. از اینرو، تحلیل ساختارهای جنگل (فیزیونومی و فلورستیک) به منظور حفاظت پایدار از گونه‌های کانونی (مانند شوکا) و درک روابط کلیدی آنها با زیستگاهشان بسیار حیاتی است.

References

Akaike, H,. 1983. Information measures and model selection Int Statistical Institute 44:277–291. pp.

Alamesh, A., Olfati, F., 1997. Identification report of Boozin & Markhil Protected Area. Dept of Environment of Kermanshah Province.

Aebischer, N.J., Robertson, P.A., and Kenward, R.E., 1993. Compositional analysis of habitat use from animal reio-tracking data Ecology, 74 (5): 1313-1325.pp.

Andersen, R. P., Duncan, J.D., Linnell. C.,1998. The European roe deer: the biology of success. Scandinavian University Press, Oslo.

Beier, P., & McCullough. D. R., 1990. Factors influencing white-tailed deer activity patterns and habitat use. Wildlife Monographs, 109: 1–51.pp.

Besag J.E., 1977. Comments on Ripley's paper. J R Stat Soc Ser B Methods 39:193–195.pp.

Burnham, KP., Anderson, DR., Huyvaert, KP., 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. Behav Ecol Sociobiol 65:. 23–35. pp.

Calapham, A.R., 1932. The form the observational unit in quantitative ecology J. Ecolo. 20: 192-197.pp.

Christopher S.D., Jonathan A.J., and Steven L.G., 2003. Multidimensional cover c-haracteristics: Is variation in habitat selection related to white-tailed deer sexual segregation? Journal of Mammalogy. 84: 1316–1329.pp.

Coulombe, M.L., Ariane, J.H., Masse and Steeve D.Côté., 2011. Influence of forage biomass and cover on deer space use at a fine scale A controlled-density experiment, 18 (3): 262-272.pp.

Darvishsefat, A., 2008. The Atlas of Protected Areas of Iran. Press, Dept. of Environment. Tehran.

Dussault, C., Ouellet, J.P., Courtoion, R., Huot, J., Breton, L. and Jolicoeur, H., 2005. Linking moos habitat selection on limiting factors Ecography, 28 (5). 619-628.pp.

Firouz , E., 2005. The Complete Fauna of Iran I. B. Tauris and Co Ltd, London, UK.

Ghazanfari, H., Alizade, A., Atayi, F., 1998. Roa deer Habitat Evaluation of Boozin & Markhil forest in Kermanshah province. Dept. of Environment.

Greenwood, J. J. D., 1996. Basic techniques. In: Ecological census techniques A handbook, ed.W. J. Sutherland, Cambridge University Press, Cambridge. 11–110. pp.

Heinz, E. S., Bosch, M., Fischer, D., Hessenmoller, B., Klenk, J., Muller., 2011. Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management For. Ecol. Mange; 261, 288-296.pp.

Hemami, M.R., Watkinson. A.R., Dolman. P. M., 2004. Habitat selection by sympatric muntjac (Muntiacus reevesi) and roe deer (Capreolus capreolus) in a lowland commercial pine forest. Forest Ecology and Management. 194, 200, 449–60.pp.

Hutchings, M. J., Moore, P. D. and Chapman. S. B., 1986. Plant population biology. In Methods in plant ecology, eds, Blackwell Scientific, Oxford. 377–435.pp.

Hutto, R. L., 1985. Habiat selection by nonbreeding, migratory land bids. In -habitat selection in birds, Edited by M.L. Cody. Academic Press, Orlando, Fla. Pp. 455-476.PP.

Karami, M. R., Hutterer, P., Benda, R., Siahsavari, B., Krystophek. B., 2008. Annotated check-list of the mammals of Iran. Lynx (Praha), 39(1): 63–102.PP.

Karanth, K. U., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S., Vaidyanathan, S., Nichols, J. D., MacKenzie., D., 2011. Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. Journal of applied ecology. 1365-2664. PP.

Khalyani. A.H. and Mayer, A., 2011. Analyzing effective protection for roe deer (-Capreolus capreolus) habitat in Iranian Zagros forests at two scales Exhibit Hall 3, Austin Convention Center. Friday, August 12 (www.eo.confex.com).

Kiabi, B. H., Ghaemi R. A., Jahanshahi, M., Sassani, A., 2004. Population status, biology and ecology of the Cervus elaphus maral, in Golestan National Park Iran. Zoology in the Middle East, 33: 125–138.pp.

Krebs. J. C., 1999. Ecological Methodology Jim. Green. G and Stypesetters. INC.624. pp.

Lovari, S., Herrero, J., Conroy, J., Maran, T., Giannatos, G., Stubble, M., 2008. Cervus elaphus. The IUCN Red List of Threatened Species Version 2014.2. www.iucnredlist.org. [assessed 15. September 2014].

MacArthur, R. H. and Pianka, E. R, 1966. On

optimal use of a patchy environment. American Naturalist, 100: 603–609.

Maestre, F. and Escudero. A., 2009. Is the patch size distribution of vegetation a suitable indicator of desertification processes Ecology, 90, 1729-1735.PP.

Manly, B.F.J., MacDonald, L.L., Thomas, D.L., MacDonald, T.L. and Erickson, W.P., 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies 2nd ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.

Massi, A., & Côté, S. D., 2009. Habitat selection of a large herbivore at high density and without predation Trade-off between forage and cover? Journal of Mammalogy, 90: 961–970.pp.

Mauritzen, M. E.E., Boltunov, S.E., Derocher, A.N., Hansen, A.E., Ims, E., Wiig, R.A., and Yoccoz. N., 2003. Functional responses in polar bear habitat selection Oikos 100(1): 112-124.PP.

McLoughlin, P.D., Dunford, J.S. and Boutin. S., 2005. Relating predation mortality to broad sacle habitat selection. J. Anim Ecol.74 (4): 701-707.pp.

McLoughlin, P.D., Gaillard, J.M., Boyce, M.S., Bonenfant, C., Messier. C., 2007. Lifetime reproductive success and composition of the home range in larg herbivore. Ecology 88 (12): 3192-3201.pp.

McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, J.H., 1997. The Science of Overabundance: Deer Ecology and Population Management.. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Moser, B. and Schultz. M., 2006. Tolerance of understory plants subject to herbivory by roe deer. OIKOS 114: 311-321.PP.

Mysterud A, Langvatn R, Yoccoz NG., Stenseth N.C., 2001. Plant phenology, -migration and geographic variation in body weight of a large herbivore: the effect of a variable topography. J Anim Ecol 70:915–923.pp.

Mysterud, A. & Østbye. E., 1999. Cover as a habitat element for temperate ungulates: Effects on habitat selection and demography. Wildlife Society Bulletin, 27: 385–394.pp.

Mysterud, A. and Ims. R.A., 1998. Functional responses in habitat use: Availability i-nfluences relative use in trade-off situations. Ecology, 79 (4). 1435-1441.pp.

Mysterud, A., Larsen, P. K., Ims, R. A. & Østbye. E., 1999. Habitat selection by roe deer and sheep: Does habitat ranking reflect resource availability? Canadian Journal Zoology, 77: 776–783.pp.

Naugle, D. E., Jenks, J. A., Kernohan, B. J. and Johnson. R. R., 1997. Effects of hunting and loss of escape cover on movements and activity of female white-tailed deer, Odocoileus virginianus. Canadian Field-Naturalist, 111: 595–600.PP.

Obidzinski, A., Kieltyk, P., Borkowski, J., Bolibok, L., Remusko, K., 2013. Autum winter diet overlap of fallow, red and roe deer in forest ecosystems, Southern Poland. Cent. Eur. J. Biol. 8(1). 2013. 8-17. PP.

Pettorelli, N. and Dray. St., 2003. Spatial variation in springtime food resources influences the winter body mass of roe deer fawns. Population ecology. Vol. 137:363-369.PP.

Pettorelli, N. J., Gaillard, M., Duncan, P., Ouelle, J. P., Van Laere. G., 2001. Spatial variations in habitat quality, local density and phenotypic quality in roe deer., Oecologia. 128: 400–405.PP.

Putman, R.J., 1996. Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research.. For. Ecol. Manage. 88, 205–214.PP.

R- Development Core Team., 2009. a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria". [WWW document].Available at http://www.R-project.org. ISBN 3-900051-07-

(accessed 1 June 2009).

Rotenberry, j.T., 1985. the role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristic? Oecologia 67, 213-217. PP.

Rothley, K. D., 2002. Use of multiobjective optimization models to examine behavioral trade-offs of white-tailed deer habitat use in forest harvesting experiments. Canadian Journal of Forest Research, 32: 1275–1284.PP.

Saïd, S., Gaillard, J.M., Widmer, O., Débias, F., Bourgoin, G., Delorme, D. and Roux. C., 2009. What shapes intra-specific variation in home range size? A case study of female roe deer. Oikos, 118: 1299–1306. PP.

Sagheb Talebi, Kh., Sajedi, S. T., Pourhashemi. M., 2014. Forest of Iran, A Treasure from the past, a hope for the future. Springer Dordrecht Hidelberg New York London. ISSN 1875-1318. 157. PP

Schmitz, O. J., 1992. Optimal diet selection by white-tailed deer: Balancing reproduction with starvation risk. Evolutionary Ecology, 6: 125–141.PP.

Singh, N. J. & Milner-Gulland, E. J., 2011. Monitoring ungulates in Central Asia: current constraints and future potential. Oryx, 45(01), 38–49. PP.

Tellería, J.L.. Virgós, E., 1997. Distribution of an increasing roe deer population in a fragmented Mediterranean landscape. Ecography, 20, 247-252. PP.

Varaste, H., 2005. Analysing Sex ratio in Cervus Elaphus and Capreolus capreolus in Golestan National Park. Agricultural and Natural resources Journal of Gorgan, No. 40.

Varaste, H. and Mahini, R., 2011. Wild llife Habitat Evaluation. Press, Ayine nama

Walhström, L.K., Kjellander, P., 1995. Ideal free distribution and natal dispersal in female roe deer". Oecologia, 103, 302-308. PP.

Wallach, A., Inbar, M., Lambert, R., Cohen, S. and Shanas, U., 2007. Hand rearing Roe deer Capreolus capreolus: practice and research potential, International Zoo Yearbook 41, 183-193.

Ziaie, H., 2010. The mammals of Iran. Press, Dept. of Environment. Tehran. 299 p.

محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹، شماره ۳، پاییز ۱۳۹۵ صفحه ۸۲۰

The influence of vegetation characteristics on roe deer habitat selection in Bozin and Markheil Protected Area

Hamid Goshtasb[1*], Farhad Ataei[2], Ali Jahani[3], Mahmood Soofi[4] & Nahid Ahmadi[5]

[1] Associate Professor, Department of Natural Environment, College of Environment, Karaj
[2]PhD candidate in Environment Science, Islamic Azad university, Tehran
[3]Assistant Professor, Department of Natural Environment, College of Environment, Karaj
[4]PhD candidate in Institute of Zoology and Anthropology, Gootingen,University, Gootingen, Germany
[5] PhD Candidate in Environmental Science, Shahid Beheshti University, Tehran

Received: 17-Jan.-2015 Accepted: 2-Sep-2015

Abstract:

In order to reach sound herbivore management, understanding of vegetation associations with herbivores, specifically where the populations of the species of interest are depleting is crucial. Hence, in this investigation, effort was made aiming to determine the current habitat status of roe deer species (*Capreolus capreolus*) for conservation purposes. During 2012 and 2013 in three distinct seasons, presence and absence of roe deer sign data were recorded on random transect lines. Moreover, vegetation parameters including: density, canopy cover of oak trees, Importance Value, diameter breast height (DBH) of the oak trees, and the edible plant species in Bozin and Markheil Protected Area were measured. Vegetation analysis was carried out using T-Square and plot sampling techniques. Data was modeled by performing Generalized Linear Model (GLM) approach and the best candidate model was chosen based on the least value of the Akaike Information Criterion (AIC). Additionally, a chi-square equivalent assumption was tested to compare the differentiation rates of roe deer presence between the seasons. From the generated models, the presence of roe deer demonstrated a strong correlation with canopy cover and DBH, but no significant correlation appeared for the other factors. At the same time, 27 edible plant species were identified using pellet group analysis. Finally, the density of oak trees and the composition of understory scrubs may potentially influence the population dynamic of roe deer in the area. Further the community based research survey and conservation measures need to be accomplished for enhancing the viability of this overlooked species.

Keywords: Roe deer, protected area, Bozin and Markheil, Generalized Linear Model

[*] Corresponding author: Tel:+989123848978 E-mail: Meigooni1959@gmail.com