مجله علمی ـ پژوهشی زیست‌شناسی جانوری تجربی
سال هشتم، شماره چهارم، پیاپی سی و دوم، بهار ۱۳۹۹ (۱۲۱-۱۰۹)

مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گوسفند وحشی (*Ovis orientalis*) در استان مرکزی با استفاده از مدل‌های درخت پایه

پیمان کرمی[۱]، کامران شایسته[۲*]
۱. دکتری محیط زیست، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، کد پستی۹۵۸۶۳-۶۵۷۱۹
۲. استادیار گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، کد پستی ۹۵۸۶۳-۶۵۷۱۹
(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۱۹ - تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۳/۱۲)

چکیده
به‌منظور بررسی مطلوبیت زیستگاه گوسفند وحشی (*Ovis orientalis*) در استان مرکزی، از مدل‌های متکی بر داده‌های حضور/عدم حضور شامل جنگل تصادفی و درخت طبقه‌بندی و رگرسیون استفاده شد. به این منظور، تعداد ۲۱۵ نقاط حضور از مناطق راسوند، چال خاتون، الوند، پلنگاب، هفتاد قله، جاسب، کلاهه، برازجان و خرقان به همراه ۱۰۰۰۰ نقطه عدم حضور وارد مدل‌سازی شدند. ۳۰ درصد نقاط حضور/عدم حضور به‌صورت تصادفی به آزمون اختصاص داده شدند. در اجرای مدل، از ۱۲ متغیر تأثیرگذار در پراکنش قوچ و میش استفاده شد. با استفاده از آزمون یودن حدآستانه مناسب محاسبه شد. اعتبار سنجی برای نقشه‌های پیوسته و باینری با استفاده آماره‌های مربوطه انجام گرفت. بر اساس نتایج مدل جنگل تصادفی نسبت به مدل درخت طبقه‌بندی و رگرسیون کارایی بیشتری داشت. یافته‌های دو مدل نشان داد که فاصله از مراتع باکیفیت با تیپ پوشش‌های *Astragalus-Agropyrum* و *Artemisia sieberi-Stipa*، بیشترین تأثیر را در پراکنش گونه دارند. در روش درخت طبقه‌بندی، متغیرهای ارتفاع و فاصله از مراتع فقیر و در روش جنگل تصادفی ارتفاع و شیب در رده‌های بعدی ازنظر تأثیرگذاری بر مطلوبیت زیستگاه هستند. مناطق الوند، چال خاتون، راسوند، کلاهه، خرقان و جاسب جز مناطق حفاظت‌شده‌ای هستند که بیش از نیمی از وسعت آن‌ها برای قوچ و میش به‌عنوان زیستگاه بالقوه مطلوب است. این یافته لزوم حفاظت بیش از پیش زیستگاه گونه در مناطق مذکور را آشکار می‌کند. نتایج این مطالعه کارایی روش جنگل تصادفی در مدل‌سازی زیستگاه را به‌عنوان یک روش غیر پارامتری، منعطف و تفسیرپذیر نشان می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: استان مرکزی، جنگل تصادفی، درخت طبقه‌بندی و رگرسیون، قوچ و میش، مطلوبیت زیستگاه.

Habitat Suitability Modeling of Wild Sheep (*Ovis orientalis*) in Markazi Province by using Tree-Based Models

Peyman Karami[1], Kamran Shayesteh[2*]
1. Ph.D. of Environmental Sciences, Department of Environmental Sciences, faculty of Natural resources and Environmental Sciences Malayer University, 65719-95863
2. Assistant Professor, Department of Environmental Sciences, faculty of Natural resources and Environmental Sciences Malayer University, 65719-95863
(Received: Feb. 8, 2019 - Accepted: Jun. 2, 2019)

Abstract
To investigate habitat suitability of Wild Sheep in Markazi province, presence/absent methods including Random Forest (RF), and Classification and Regression Tree (CART) were used. For this purpose, 215 presence points of the species from Rasvand, Chal-khtoon,, Alvand, Polangab, Haftad Gholeh, Jasb, Kolahe, Bazarjan and Kharaghan protected areas along with 10000 pseudo-absences points from the entire province were included in the modeling. 30% of the presence/absence points were randomly assigned to the test. In performing of the model, 12 effective variables regarding distribution of Wild Sheep were used. By using Youden test appropriate threshold was calculated. Validation of continuous and binary maps was performed by using related statistics. According to the results, the RF model was more efficient than the CART. The findings of the two models showed that the distance from the high quality rangelands with the type of *Astragalus-Agropyrum*, *Artemisia sieberi-Stipa*, has the most effect on the distribution of species. In the tree CART method, the altitude and distance from poor rangelands variables and in the RF method, altitude and slope are in the later stages from affecting the habitat suitability point of view. Alvand, Chal-khtoon, Rasvand, Kolahe, Kharqan and Jasb are areas that more than half of their extent is suitable for Wild Sheep as a potential habitat. This find reveal the need for more protection of Wild Sheep habitat in these areas. The results of this study show the efficiency of the RF method in habitat modeling as a nonparametric, flexible and interpretable method.

Keywords: Classification and Regression Tree, habitat suitability, Markazi Province, Random forest, wild sheep.

* نویسندهٔ مسئول: کامران شایسته Email: ka_shayesteh@yahoo.com

مقدمه

مفهوم زیستگاه به‌عنوان شاخص کیفی، به ترکیبی از ویژگی‌های فیزیکی و زیستی که توسط گونه ترجیح داده می‌شود اشاره دارد (Godarzi *et al*., 2011). تکه‌تکه شدن و تخریب زیستگاه هرکدام به‌نوعی زیستگاه گونه‌های حیات‌وحش را در معرض خطر قرار می‌دهند و باعث افزایش جدا افتادگی بین لکه‌های زیستگاهی باقی‌مانده می‌شوند (Kettunen *et al*., 2007). اگر هدف، حفاظت از زیستگاه‌های با تنوع بالا باشد ابتدا باید این مکان‌ها شناسایی شوند تا با حفظ و برنامه‌ریزی برای مدیریت صحیح آن‌ها، جمعیت‌ها نیز موردحفاظت قرار گیرند (Dayton & Fitzgerald, 2006). این عمل با تهیه مدل‌های مطلوبیت زیستگاه و درنهایت تهیه نقشه مطلوبیت زیستگاه انجام می‌شود (Cardillo *et al*., 1999)، رویکردی که با روی کار آمدن سامانه اطلاعات جغرافیایی و تکامل آن از یک‌سو و توسعه بانک‌های داده‌های مکانی از سوی دیگر تحولی شگرف یافته است. مدل‌های توزیع، به‌عنوان ابزاری در جهت تخمین مطلوبیت زیستگاه در گستره وسیعی از مطالعات مربوط به مدیریت تنوع زیستی در محیط خشکی و دریایی کاربرد دارند (Shahparian *et al*., 2017). نتایج این مدل‌ها به مدیران کمک می‌کند تا با اختصاص زمان و هزینه کمتر به شناسایی عوامل تهدیدکننده جمعیت‌ها بپردازند (Coudun *et al*., 2006). این مدل‌ها با فراهم‌کردن امکان تحلیل جابه‌جایی و پراکندگی گونه‌ها در سیمای سرزمین، امکان مطالعه جابه‌جایی و حرکت گونه‌ها در زیستگاه‌هایشان میسر می‌سازند که ماحصل این امر افزایش انعطاف‌پذیری اکوسیستم و درنتیجه کاهش اثرات منفی تکه‌تکه‌شدن زیستگاه و تغییرات اقلیم است (Kettunen *et al*., 2007). گوسفند وحشی بر اساس رده‌بندی اتحادیه حفاظت از طبیعت (IUCN)، در رده آسیب‌پذیر (VU) قرار دارد (Ramyaz *et al*., 2017; Valdez, 2008). این‌گونه در اکثر مناطق حفاظت‌شده استان مرکزی پراکنش دارد. سیمای تپه‌ماهوری اکثر این مناطق در کنار وجود منابع آبی و امنیت مناسب، منجر به حضور جمعیت‌های مناسبی از این گونه در استان شده است. مطالعات فراوانی پیرامون بررسی مطلوبیت زیستگاه این‌گونه انجام‌گرفته است که در ادامه به برخی از آن‌ها اشاره می‌شود. Ansari (2016)، مطلوبیت زیستگاه گوسفند وحشی را با استفاده از دو روش ENFA[1] و MaxEnt[2] در استان مرکزی مدل‌سازی کرد. براساس نتایج ENFA متغیرهای ارتفاع و شیب و بر اساس مدل MaxEnt متغیرهای شیب و فاصله از اراضی آبی بیشترین تأثیر را در پراکنش گونه داشتند. Alizadeh Ahmad Abad (2015)، با استفاده از مدل MaxEnt به بررسی عوامل اکولوژیک مؤثر بر قوچ و میش در پارک ملی بمو پرداخت. طبق نتایج زیستگاه مطلوب گونه در ارتفاعات ۱۷۰۰ تا ۲۰۰۰ متری و در فصل زمستان در ارتفاعات کمتر از ۱۷۰۰ متر، در مناطق کوهستانی و تپه‌ماهورها و تا حدودی در جوامع با گیاهان غالبی مانند *Stipa spp.* و *Artemisia aucheri* است. Poole *et al*. (2012) به انتخاب زیستگاه بیگ‌هورن (*Ovis canadensis canadensis* Shaw, 1804) در فصل زمستان پرداختند. بر اساس نتایج، محدوده زمستان گذرانی این‌گونه با افزایش ارتفاع رابطه مستقیم دارد. گونه به حضور در ارتفاع و نزدیکی به زمین‌های با شیب کم و قابلیت فرار به سمت جهت‌های با دریافت گرمای بالا تمایل داشته است.

اهداف این مطالعه شامل مقایسه دو روش مطلوبیت زیستگاه درخت پایه مبتنی بر داده‌های حضور و عدم حضور و همچنین ارزیابی کارایی شاخص یودن به‌عنوان حد آستانه در راستای شناسایی زیستگاه مطلوب و نامطلوب گونه موردمطالعه است.

1. Ecological Niche Factor Analysis
2. Maximum entropy

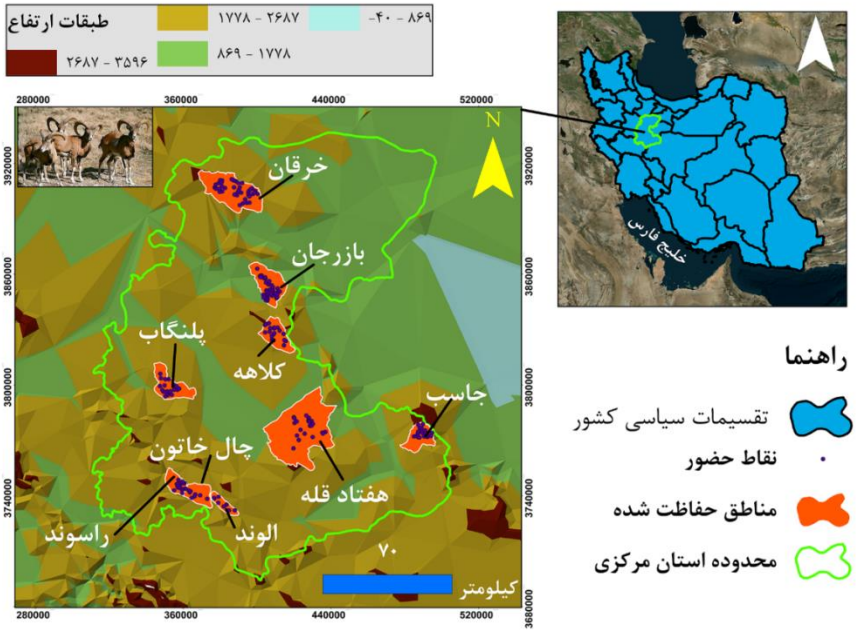
مواد و روش‌ها

محدوده موردمطالعه

استان مرکزی با مساحتی معادل ۲۹۱۲۷ کیلومترمربع در موقعیت جغرافیایی بین ۳۳ درجه و ۳۰ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۳۵ دقیقه عرض شمالی و بین ۴۸ درجه و ۵۷ دقیقه تا ۵۱ درجه طول شرقی از نصف‌النهار مبدأ قرار دارد (شکل ۱). ازآنجایی‌که استان مرکزی ازیک‌طرف در کویر مرکزی و از طرف دیگر در محل زاویه چین‌خوردگی البرز و زاگرس واقع گردیده دارای آب‌وهوای بسیار متنوعی است. میانگین دمای سالانه و بارش برابر ۱۳/۸۰ درجه سانتی‌گراد و ۳۲۰ میلی‌متر اندازه‌گیری شده است (Khadivi-Khub, 2014). درمجموع سه نوع آب‌وهوای معتدل کوهستانی، سرد کوهستانی و نیمه بیابانی در استان وجود دارد. پست‌ترین نقطه استان دارای ارتفاعی معادل ۹۵۰ متر در دشت‌های ساوه و مرتفع‌ترین بخش آن، قله شهباز در منطقه راسوند است. ۷۵ درصد وسعت استان را کوهستان‌ها و ۲۵ درصد آن را دشت‌ها تشکیل می‌دهند. گیاهان آن شامل ۷۱ خانواده گیاهی، ۴۴۰ جنس و ۱۱۰۰ گونه می‌باشند (Abdi, 2008). این تنوع ارتفاعی، وجود پوشش گیاهی و وسعت کوهستان‌ها منجر شده که قوچ و میش در اکثر مناطق حفاظت‌شده استان حضورداشته باشد.

نقاط حضور

به‌منظور مطالعه توزیع و پراکنش گوسفند وحشی در استان مرکزی مناطق حفاظت‌شده الوند و هفتاد قله، پناهگاه‌های حیات‌وحش جاسب و راسوند و مناطق شکارممنوع بازرجان، پلنگاب، چال خاتون، خرقان و کلاهه موردبررسی قرار گرفتند (شکل ۱). نقاط حضور گونه در محدوده‌های موردمطالعه در بازه زمانی ۱۳۹۳ تا ۱۳۹۵ با استفاده از سامانه موقعیت‌یاب جهانی (GPS)[1] جمع‌آوری شدند. درمجموع تعداد ۲۱۵ نقطه حضور برای گونه مذکور ثبت گردید (شکل ۱). به‌منظور ایجاد نقاط عدم حضور ابتدا محدوده پراکنش تپه‌ماهورهای داخل مناطق حفاظت‌شده بررسی شد؛ سپس بافری از نقاط حضور انتخاب شد که اولاً تمام تپه‌ماهورهای مناطق را پوشش دهد و ثانیاً بیشترین انطباق را با مرز مناطق حفاظت‌شده داشته باشد.



شکل ۱. موقعیت مناطق حفاظت‌شده در استان مرکزی

1. Global position system

به این منظور بافری به طول شش کیلومتر برای نقاط حضور تهیه‌شده، سپس این لایه از مرز محدوده موردمطالعه با استفاده از دستور Erase در نرم‌افزار ArcGIS10.2 حذف گردید. خروجی این آنالیز به‌عنوان محدوده برای تشکیل نقاط عدم حضور مورداستفاده قرار گرفت (Isner,2014). درمجموع ۱۰۰۰۰ نقطه عدم حضور تهیه و وارد مدل شد (Barbet-Massin *et al*., 2012). سی درصد نقاط حضور و عدم حضور به شکل تصادفی جدا شدند تا برای اعتبار سنجی مورد استفاده قرار گیرند.

متغیرهای زیستگاهی

بر اساس مطالعات از پیش انجام‌گرفته بر روی قوچ و میش (Yeganeh Keya *et al*., 2016; Makki *et al*., 2013; Bashari & Hemami, 2013; Ramyaz *et al*., 2017) متغیرهای زیستگاهی شامل: فاصله از مراتع باکیفیت، فاصله از کشاورزی تلفیقی، ارتفاع، فاصله از مراتع فقیر، فاصله از چشمه، نمایه زبری، فاصله از زمین‌های دشتی (شیب کمتر از ۱۰ درصد)، فاصله از مناطق مسکونی، شیب، فاصله از جاده، فاصله از مراتع متوسط، فاصله از آبراهه، فاصله از زمین‌های کشاورزی، نمایه رطوبت و فاصله از رودخانه‌های اصلی شناسایی و رقومی سازی شدند. اطلاعات موردنیاز برای تهیه نقشه‌های ذکرشده، از نقشه کاربری/ پوشش اراضی، مدل رقومی ارتفاعی و اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان مرکزی تهیه شدند. از آزمون همبستگی پیرسون برای تعیین میزان همبستگی بین متغیرهای زیستگاهی استفاده شد. بر اساس نتایج آزمون به‌ترتیب بین متغیرهای زبری، فاصله از زمین‌های کشاورزی تلفیقی و فاصله از زمین‌های دشتی با متغیرهای زیستگاهی شیب، فاصله از جاده و مراتع باکیفیت همبستگی بالای ۰/۷۵ وجود داشت لذا این متغیرها از تحلیل حذف شدند. محاسبه میزان همبستگی در نرم‌افزار ArcGIS10.2 انجام گرفت.

روش‌های درخت پایه

جنگل تصادفی

روش‌های درخت پایه (Tree-based) روش‌های آماری نا پارامتریک (مدل آزاد) برای اجرای آنالیز کلاس‌بندی و آنالیز رگرسیونی با استفاده از الگوریتم‌های افزارهای بازگشتی[1] (Hastie *et al*., 2001; Breiman, 1984) می‌باشند. جنگل‌های تصادفی یک نوع مدل از روش‌های درخت پایه شامل انبوهی از درخت‌های کلاس‌بندی و رگرسیونی هستند (Breiman, 2001) که توسط Breiman (984) به‌طور کامل معرفی شدند (Breiman, 1984). رویکرد مدل مبتنی بر روش‌های جدید ترکیب اطلاعات است که در آن تعداد زیادی درخت تصمیم ایجاد و سپس تمام درختان با هم برای پیش‌بینی ترکیب می‌شوند (Cutler, 2007). این روش منجر به تشکیل یک درخت تصمیم با تقسیمات دوتایی می‌گردد. جنگل تصادفی برای متغیرهای کمی طراحی گردیده است ولی قابل‌استفاده برای هر نوع متغیری است. مهم‌ترین ویژگی این مدل عملکرد بالای آن‌ها در اندازه‌گیری اهمیت متغیرها برای مشخص‌کردن نقش هر متغیر در پیش‌بینی است. در این روش شاخص جینی (Gini Index) به‌عنوان معیاری برای انتخاب متغیرهای مناسب معرفی‌شده است (Behnampour *et al*., 2013). به‌منظور اجرای مدل از پیش‌فرض‌های مدل در بسته جنگل تصادفی موجود در نرم‌افزار R.3.5.2 استفاده شد.

درخت طبقه‌بندی و رگرسیون

یک درخت معمولاً از ریشه[2]، شاخه[3] و گره‌ها[4] (جایی که شاخه‌ها منشعب می‌شوند) و برگ‌ها[5] تشکیل‌شده است. درخت تصمیم‌گیری نیز به شکل مشابه از گره و شاخه‌ها

1. Recursive partitioning
2. Root
3. Beach
4. Node
5. Leaf

که به‌صورت پاره‌خط‌هایی، اتصال بین گره‌ها را نشان می‌دهند، تشکیل‌شده‌اند. هر گره مربوط به یک خصوصیت معین است و شاخه‌ها به معنای بازه‌ای از مقادیر هستند. این بازه‌های مقادیر باید بخش‌های مختلف مجموعه مقادیر معلوم برای خصوصیت‌ها را به دست دهند (Pakghohar & Sadeghi-kia, 2008). فرآیند انشعاب در هر گره بارها تکرار شده تا به گره پایانی (برگ) برسد؛ که در برگ، مجموع مجذور انحراف از میانگین داده‌ها حدوداً به صفر می‌رسد. با این کار درخت بزرگی توسعه پیدا خواهد کرد. کار با این درخت بزرگ که شاخه و برگ زیادی دارد سخت بوده، بنابراین برای رسیدن به یک درخت بهینه و کارآمد باید شاخه‌های اضافی هرس شود. دو روش برای هرس کردن درخت[1] وجود دارد. ۱- هرس قبل از شکل‌گیری درخت حداکثر[2]؛ ۲- هرس بعد از شکل‌گیری درخت حداکثر[3]. در این مطالعه به‌منظور هرس کردن درخت تصمیم‌گیری از روش حداقل خطا[4] استفاده شد (Karami & Mirsanjari, 2017). اجرای مدل با استفاده از پیش‌فرض‌های موجود در پکیج Rpart در نرم‌افزار R.3.5.2 انجام گرفت.

انتخاب حد آستانه

انتخاب حد آستانه[5] گام مهمی در تعیین نقشه پراکنش گونه‌ها است و به توجه ویژه‌ای نیاز دارد (Jafari *et al*., 2016). به‌منظور اعمال حد آستانه مناسب بر روی نقشه پیوسته مطلوبیت زیستگاه، روش‌های متفاوتی استفاده می‌شود. ازجمله‌ی آن‌ها می‌توان به منحنی تجمعی (Ahmadi *et al*., 2014)، استفاده از شاخص بویس[6] (Karami *et al*., 2016) و حد آستانه‌های روش آنتروپی بیشینه (Jafari *et al*., 2016; Warren & Seifert, 2010; Wolmarans *et al*., 2010; Kramer-Schadt *et al*., 2013) اشاره کرد. شاخص یودن[7] برای شناسایی نقطه افتراق یا بیشترین حساسیت در مقابل ویژگی بر اساس مقادیر حساسیت[8] و ویژگی[9] محاسبه می‌شود. در این شاخص حداکثر فاصله بین میزان مثبت واقعی (حساسیت) و میزان مثبت کاذب (۱- ویژگی) محاسبه‌شده و شاخص بیانگر نقطه‌ای است که بالاترین حساسیت+ ویژگی را داشته باشد. شناسایی حد آستانه یودن در نرم‌افزار R.3.5.2 انجام شد. پس از اعمال حد آستانه مساحت طبقات زیستگاه در روش‌های مختلف و به‌ازای مناطق حفاظت‌شده موردمطالعه محاسبه گردید.

اعتبارسنجی

محاسبه اعتبار سنجی در این مطالعه را می‌توان به دو بخش مجزا تقسیم کرد. بخش اول شامل اعتبارسنجی نقشه‌های پیوسته و بخش دوم شامل اعتبارسنجی نقشه باینری حاصل از اعمال حد آستانه است. اعتبار سنجی نقشه‌های پیوسته با استفاده از آماره‌های مساحت سطح زیر منحنی (AUC)[10]، میانگین آنتروپی متقاطع (MXE)[11]، مجذور میانگین مربعات (RMSE)[12] و بازخوانی صحت جفت نقطه (PRBE)[13] و اعتبار نقشه‌های گسسته با استفاده از آماره‌های حساسیت (TPR)[14]، تشخیص‌پذیری (TNR)[15]، ضریب همبستگی متیو (MCC)[16] و کاپا کوهن[17] محاسبه گردید. شاخص کاپا نیز یکی از شاخص‌های مورداستفاده برای ارزیابی دقت نقشه طبقه‌بندی‌شده است. از نقاط ضعف این شاخص می‌توان به حساسیت نسبت به وسعت

1. Tree Pruning
2. Pre-Pruning
3. Past-Pruning
4. Minimum error
5. Threshold
6. Boyce Index

7. Youden Index
8. Sensitivity
9. Specificity
10. Area under the ROC curve
11. Mean cross-entropy
12. Root-mean square error
13. Precision-recall break-even point
14. True positive rate
15. True negative rate
16. Matthews correlation coefficient
17. Cohen's kappa

سطح بررسی اشاره کرد (Allouche *et al*., 2006; Lantz & Nebenzahl, 1996). ازاین‌رو استفاده هم‌زمان از چندین آماره می‌تواند در جهت تصمیم‌گیری و قضاوت در مورد حدآستانه مفید واقع گردد. در این مطالعه از شاخص MCC استفاده شد که یکی از شاخص‌های مورداستفاده برای یادگیری ماشینی است و به ارزیابی قدرت تفکیک دودویی می‌پردازد. جدول ۱ مقادیر مطلوب هر آماره را نمایش می‌دهد.

نتایج

حد آستانه

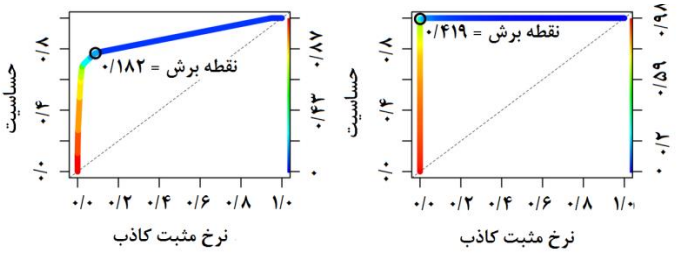
براساس نتایج آماره یودن، حد آستانه مطلوب برای روش جنگل تصادفی برابر با ۰/۴۱۹ و برای روش درخت تصمیم‌گیری برابر با ۰/۱۸۲ محاسبه گردید. حد آستانه‌های شناسایی‌شده بر روی نقشه‌های پیوسته مطلوبیت زیستگاه اعمال گردیدند. شکل ۲ نقطه برش شناسایی‌شده را نمایش می‌دهد.

اعتبارسنجی

نتایج حاصل از اعتبارسنجی نشان داد که مدل جنگل تصادفی دارای عملکرد مناسب‌تری نسبت به مدل درخت طبقه‌بندی و رگرسیون بوده است. جدول ۲ مقادیر مربوط به آماره‌های اندازه‌گیری شده را نمایش می‌دهد.

جدول ۱. آماره‌های ارزیابی کارایی و دقت پیش‌بینی مدل‌های مطلوبیت زیستگاه

نقشه پیوسته	شاخص	مقادیر مطلوب
مساحت سطح زیر منحنی	AUC	مقادیر نزدیک به ۱
میانگین آنتروپی متقاطع	MXE	مقادیر نزدیک به صفر
مجذور میانگین مربعات	RMSE	مقادیر نزدیک به صفر
بازخوانی صحت جفت نقطه	PRBE	مقادیر نزدیک به ۱
حساسیت	TPR	مقادیر نزدیک به ۱
تشخیص‌پذیری	TNR	مقادیر نزدیک به ۱
ضریب همبستگی متیو	MCC	مقادیر نزدیک به ۱
شاخص کاپا	Cohen's kappa	مقادیر نزدیک به ۱



شکل ۲. نتایج حاصل از افتراق Youden سمت راست جنگل تصادفی و سمت چپ درخت طبقه‌بندی و رگرسیون

جدول ۲. آماره‌های ارزیابی کارایی و دقت پیش‌بینی مدل‌های مطلوبیت زیستگاه

نوع نقشه	آماره	جنگل تصادفی	درخت تصمیم‌گیری
پیوسته	مساحت سطح زیر منحنی	۰/۹۶	۰/۸۶
	میانگین آنتروپی متقاطع (MXE)	۰/۰۵۷	۰/۲۳
	بازخوانی صحت جفت نقطه (PRBE)	۰/۹۹	۰
	مجذور میانگین مربعات	۰/۰۹	۰/۲۴
گسسته	دقت	۰/۹۵	۰/۸۹
	حساسیت (TPR)	۰/۹۷	۰/۷۲
	تشخیص‌پذیری (TNR)	۰/۹۶	۰/۹۱
	ضریب همبستگی متیو (MCC)	۰/۹۷	۰/۶۳
	شاخص کاپا	۰/۹۶	۰/۶۳

اهمیت متغیرها

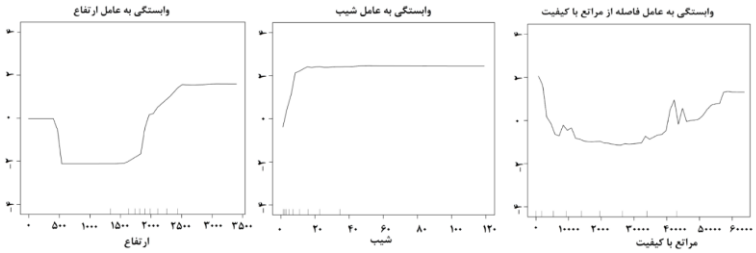
براساس نتایج میانگین کاهش دقت[1]، در مدل جنگل تصادفی متغیرهای فاصله از مراتع باکیفیت، ارتفاع و شیب مهم‌ترین متغیرهای تأثیرگذار بوده‌اند (شکل ۳). این در حالی است که درروش درخت تصمیم‌گیری بر اساس اهمیت متغیر در طبقه‌بندی[2]، به‌ترتیب متغیرهای فاصله از مراتع باکیفیت، ارتفاع و فاصله از مراتع فقیر بیشترین تأثیر را داشته‌اند. جدول ۳، درصد اهمیت متغیرهای مدل‌سازی را به تفکیک روش‌ها نمایش می‌دهد.

مطلوبیت زیستگاه

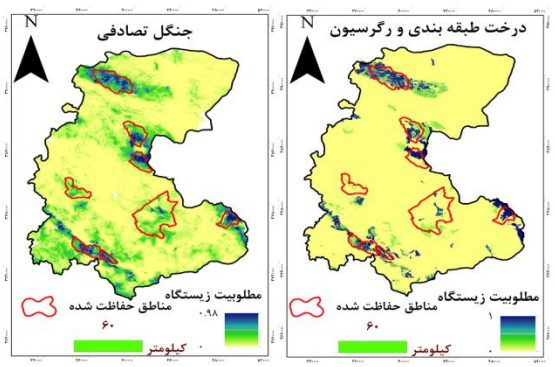
شکل ۴ نتایج حاصل از مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه را نمایش می‌دهد. شکل ۵ مطلوبیت زیستگاه دودویی را پس از اعمال حدآستانه نمایش می‌دهد. بر اساس نتایج روش جنگل تصادفی محدوده‌ای با مساحت ۱۸۱۳۴۳/۵۴ هکتار، معادل ۶/۲۳ درصد از مساحت کل استان برای قوچ و میش مناسب است. این مساحت با استفاده از روش درخت طبقه‌بندی و رگرسیون برابر با ۲۵۶۷۹۸/۹۶ هکتار، معادل ۸/۸۲ درصد مساحت کل استان محاسبه شد.

جدول ۳. درصد اهمیت هر متغیر در مدل‌سازی روش جنگل تصادفی و درخت طبقه‌بندی و رگرسیون

نام متغیر	درخت طبقه‌بندی و رگرسیون	جنگل تصادفی
فاصله از مراتع باکیفیت	۲۳	۶۳/۵
ارتفاع	۱۹	۶۱/۲
شیب	۸	۴۸/۱
فاصله از مراتع فقیر	۱۳	۴۳/۸
فاصله از چشمه	۹	۴۲/۳
فاصله از جاده	۵	۳۸/۳
فاصله از سکونتگاه	۱۱	۳۴/۷
مراتع باکیفیت متوسط	۱	۲۹/۰
فاصله از آبراهه	۵	۲۶/۷
فاصله از زمین‌های کشاورزی	۱	۲۳/۸
نمایه رطوبت	۲	۲۲/۴
فاصله از رودخانه	۲	۱۷/۸

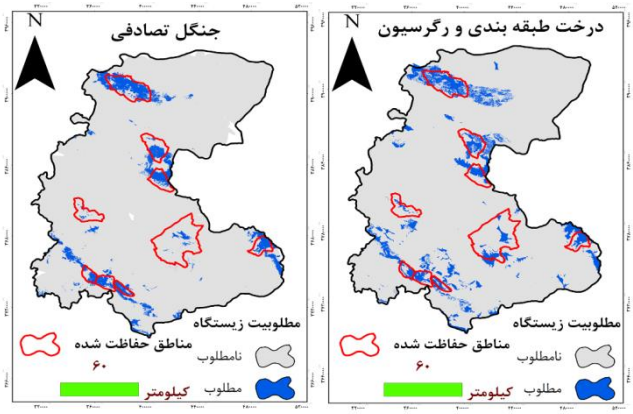


شکل ۳. منحنی پاسخ متغیرهای تأثیرگذار در روش جنگل تصادفی



شکل ٤. مطلوبیت زیستگاه قوچ و میش در استان مرکزی

1. Mean Decrease Accuracy
2. Variable importance



شکل ۵. زیستگاه مطلوب/ نامطلوب قوچ و میش در استان مرکزی

جدول ۴ نتایج حاصل از مقایسه مساحت زیستگاه‌های مطلوب را به تفکیک روش‌های مورداستفاده در مناطق حفاظت‌شده نشان می‌دهد. مناطق الوند، خرقان، چال خاتون، راسوند و کلاهه جزو مناطق حفاظت‌شده‌ای هستند که بیش از نیمی از مساحت منطقه، برای گونه موردمطالعه مطلوب است.

جدول ٤. مساحت زیستگاه مطلوب به تفکیک روش‌های مورداستفاده برحسب هکتار

	جنگل تصادفی		درخت طبقه‌بندی و رگرسیون	
نام منطقه	مطلوب	درصد منطقه	مطلوب	درصد منطقه
هفتاد قله	۵۲۲۵/۸۱	۵/۳۶	۱۳۵۸۴/۴۰	۱۳/۹۴
کلاهه	۱۰۲۱۰/۸۷	۵۱/۲۵	۷۵۹۷/۰۲	۳۸/۱۳
راسوند	۵۵۲۵/۷۶	۵۲/۱۲	۵۳۹۹/۹۱	۵۰/۸۶
خرقان	۳۲۴۴۰/۶۷	۶۸	۳۰۷۷۰/۲۰	۶۴/۵۰
چال خاتون	۷۹۷۶/۷۱	۵۷/۴۳	۶۵۴۹/۹۷	۴۷/۱۳
جاسب	۹۴۶۶/۰۴	۵۴/۹۹	۷۷۵۱/۱۰	۴۴/۹۷
پلنگاب	۱۱۷۰/۸۷	۵/۰۹	۲۳۸۰/۰۲	۱۰/۳۴
بازرجان	۱۰۴۹۵/۱۵	۳۸/۹۰	۱۲۸۴۱/۸۸	۴۷/۳۰
الوند	۶۱۹۲/۸۸	۷۸/۸۷	۴۹۴۱/۴۷	۶۲/۸۲

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج مطالعه نشان داد که اکثر مناطق حفاظت‌شده استان دارای مطلوبیت بالایی برای گونه هستند. براساس نتایج مدل جنگل تصادفی، بیش از ۵۰ درصد وسعت مناطق حفاظت‌شده در شش منطقه الوند، جاسب، چال خاتون، خرقان، راسوند و کلاهه برای گونه مطلوب است؛ که نشان از وجود شرایط مناسب و همچنین اهمیت حفاظت از آن‌هاست. برخی از مناطق حفاظت‌شده مانند هفتاد قله و پلنگاب دارای مطلوبیت کمتری به‌تناسب وسعت بودند؛ که این امر به مقیاسی که در آن بین متغیرهای زیستگاهی و نقاط حضور ارتباط برقرارشده و همچنین مقیاس تهیه اطلاعات برمی‌گردد. چراکه در این مطالعه نقاط حضور از تمام استان جمع‌آوری شدند که به معنای تأثیرپذیری مدل برازش یافته از مجموع نقاط است؛ بنابراین ممکن است بین برازش یافتن مدل از شرایط محلی و این مقیاس مطالعه (کل استان) از حیث نتایج تفاوت‌های وجود داشته باشد. در مدل جنگل تصادفی، متغیرهای فاصله از مراتع باکیفیت با تیپ پوشش‌های *Artemisia sieberi-Astragalus-Agropyrum*، *Artemisia aucheri-Astragalus،Stipa* *Astragalus-Astragalus-Acantholimon*، *Stipa*، ارتفاع و شیب بیشترین تأثیر را در پراکنش گونه داشتند. در مطالعه Ansari (2016) در استان مرکزی بر اساس روش ENFA ارتفاع، شیب و فاصله از اراضی کشاورزی و با استفاده از روش MaxEnt شیب و فاصله از جاده‌های شوسه بیشترین تأثیر را در مطلوبیت زیستگاه گونه داشتند؛ که برخی از متغیرهای حاصل از مدل ENFA در این مطالعه از نظر اهمیت با یافته‌های این مطالعه مطابقت دارند. بر اساس مطالعه Ramyaz *et al.* (2017) در منطقه

حفاظت‌شده پرور متغیرهای شیب، فاصله از جاده و فاصله از چشمه در پراکنش گونه مؤثر بودند. مقایسات حاکی از وجود تفاوت بین نتایج روش‌هاست. نتایج متفاوت بین روش‌های مختلف می‌تواند به دلیل وجود رابطه خطی و یا غیرخطی بین نقاط حضور گونه و متغیرهای زیستگاهی باشد. از طرفی داده‌های حضور گونه (حضور/ عدم حضور و فقط حضور) نیز می‌تواند بر روی عملکرد مدل مؤثر باشد (Elith & Graham, 2009). درنتیجه مدل‌های متفاوت متناسب به مقیاس مطالعه، نوع داده حضور و مدل مورد استفاده دارای خروجی‌های متفاوت هستند.

نتایج حاصل از منحنی پاسخ جنگل تصادفی (شکل ۳) نشان داد که با افزایش فاصله از مراتع باکیفیت، مطلوبیت زیستگاه کاسته می‌شود. حضور گونه در این مراتع می‌تواند به دلیل تأمین نیازهای غذایی گونه باشد. از طرفی پوشش‌های ذکرشده می‌توانند به‌عنوان یک Stepping-stone در جابه‌جایی گونه بین زیستگاه‌ها عمل کنند؛ این نقش زمانی بارز می‌شود که هیچ ارتباط پیوسته‌ای بین زیستگاه‌ها برقرار نباشد (Allen *et al*., 2016). نتایج بررسی منحنی پاسخ ارتفاعی نشان داد که با افزایش ارتفاع از ۱۵۰۰ متر تا ۳۴۰۰ متری بر مطلوبیت افزوده می‌شود. این دامنه ارتفاعی برای کل قوچ و میش‌های استان است. بر اساس نتایج حاصل از مطالعه Ramyaz *et al.* (2017) تا ارتفاع ۲۴۰۰ بر مطلوبیت زیستگاه گونه افزوده و از ارتفاع ۲۵۰۰ به بعد از مطلوبیت زیستگاه کاسته می‌شود؛ که متفاوت از نتایج این مطالعه است. در مطالعه Shams Esfandabad (2010) در منطقه هفتاد قله، ارتفاع مطلوب گونه در فصل پاییز ۲۷۰۰–۲۴۰۰ متر و در فصل زمستان ۲۱۰۰–۱۸۰۰ است که با محدوده ارتفاعی نتایج حاصل از این مطالعه انطباق دارد. بر اساس مطالعه Goljani *et al.* (2012) در منطقه حفاظت‌شده جاجرود نیز ارتفاع مطلوب برای گونه بیش از ۱۵۰۳ متر گزارش‌شده است. در مطالعه Ahmadpour *et al.* (2015) در پناهگاه حیات‌وحش دره انجیر ارتفاع مطلوب ۱۲۰۰ تا ۲۰۰۰ متر محاسبه گردید که هم‌راستای نتایج این تحقیق است. در بازدیدهای میدانی اکثر مناطق مشخص شد به دلیل وجود امنیت، ارتفاعات بالاتر در فصول زادآوری برای بره‌زایی ترجیح داده می‌شوند و در سایر فصول مانند پاییز ارتفاعات پایین‌تر مطلوب است. ازاین‌رو دامنه ارتفاعی ۱۵۰۰ تا ۳۴۰۰ برای گونه توسط مدل مطلوب در نظر گرفته‌شده است. در برخی مناطق مانند الوند، چال خاتون و راسوند همچنین منطقه شکارممنوع پلنگاب جابه‌جایی ارتفاعی موقتی در اثر ورود دام و ایجاد نا امنی برای گونه وجود دارد. نتایج بررسی متغیر شیب نشان داد که با افزایش مقدار شیب تا ۲۰ درصد، احتمال حضور گونه افزایش می‌یابد. حد مشخص ۰ تا ۲۰ درصد برای گونه نقش گریزگاه را دارد. گریزگاه‌ها نقش مهمی در ایجاد امنیت برای فعالیت‌های عادی گونه دارند. اهمیت گریزگاه برای قوچ و میش در مطالعات سایر محققین نیز ذکرشده است (Goljani *et al*.,2012; Mahini, 1994). ابعاد و توزیع گریزگاه سایر فعالیت‌های گونه و استفاده از زیستگاه را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Goljani *et al*.,2012) که در مقوله پناه و امنیت برای گونه قابل‌بررسی است.

در مطالعه Bashari & Hemami (2013) وجود امنیت برای قوچ و میش یکی از مهم‌ترین نیازهای بنیادی زیستگاه برشمرده شده است. لذا تمایل به این محدوده شیب می‌تواند به دلیل وجود گریزگاه باشد. در مطالعه Maleki Najafabadi *et al.* (2010) در پناهگاه حیات‌وحش موته به‌طور میانگین شیب مطلوب بین ۲۰ تا ۳۰ درصد برآورد گردید. در مطالعه Shams Esfandabad (2010) در منطقه هفتاد قله در فصول پاییز و زمستان شیب ۶۵–۳۰ درصد مطلوب در نظر گرفته شد. در مطالعه Ramyaz et *al.* (2017) در منطقه حفاظت‌شده پرور با افزایش شیب تا ۴۰ درصد، مطلوبیت زیستگاه افزایش پیدا می‌کند. بر اساس مطالعه Jafari *et al.* (2016) در منطقه تنگ صیاد،

شیب‌های بین ۵ تا ۲۵ درصد برای گونه مطلوب بوده است. نتایج این مطالعه و توجه به سایر مطالعات نشان می‌دهد قوچ و میش درمجموع به شیب‌های تا ۴۰ درصد تمایل دارد. این دامنه شیب در بیشتر مناطق توزیع منطبق با پراکنش تپه ماهورهاست. البته این تمایل به این دامنه شیب با تغییر ارتفاع حضور در فصول بحرانی (تولیدمثل و بره‌زایی) و ممکن است تغییراتی داشته باشد.

در توصیف متغیرهای تأثیرگذار بر روی مطلوبیت زیستگاه باید به ابعاد یا گستره مطالعه (Extent) و همچنین بافت (Grain) توجه کرد. چراکه بافت و گستره بر اساس دید موجود زنده تعریف می‌شوند. با توجه به بافت و گستره این مطالعه، بر طبق مدل درخت طبقه‌بندی و رگرسیون متغیرهای فاصله از مراتع باکیفیت، ارتفاع، فاصله از مراتع فقیر، فاصله از سکونتگاه‌های انسانی و چشمه از مهم‌ترین متغیرها بودند؛ که بر اساس نتایج موجود در جدول ۳ با متغیرهای مهم مدل جنگل تصادفی از نظر قرار گرفتن در زمره متغیرهای موثر مطابقت دارند این تطابق جز در متغیرهای فاصله از مراتع با کیفیت و ارتفاع ازحیث اهمیت، در باقی متغیرها انطباق ندارد.

در این مطالعه مدل جنگل تصادفی به نسبت مدل درخت طبقه‌بندی و رگرسیون بهتر عمل نموده و دارای خروجی با اعتبار بیشتر است. بر اساس مقادیر AUC و همچنین مقادیر شاخص کاپا و سایر شاخص‌های عملکرد مورداستفاده (جدول ۲)، دقّت پیش‌بینی دو روش با یکدیگر اختلاف دارد. روش جنگل تصادفی توانست برآورد دقیقی از پراکنش قوچ و میش ارائه دهد. این برتری در مطالعات مربوط به سایر محققین نیز گزارش‌شده است (Grenouillet *et al*., 2011; Gallardo & Aldridge,2013) البته در کنار کارایی، این روش دارای یک مزیت بالای دیگر نیز است و آن راحتی در تفسیر نتایج است. Guo *et al.* (2015) با مقایسه عملکرد پیش‌بینی روش‌های مختلف مدل‌سازی، نتیجه گیری کردند که روش جنگل تصادفی خصوصاً ازنظر تفسیرپذیری روش بهتری در مقایسه با دیگر روش‌ها است. الگوریتم جنگل تصادفی به دلیل غیر پارامتری بودن در بهره‌گیری از متغیرهای توضیحی مختلف، دارای انعطاف‌پذیری بوده و می‌تواند روابط غیرخطی بین متغیرهای پاسخ و متغیرهای توضیحی و همچنین برهمکنش‌های سلسله مراتبی بین متغیرهای توضیحی را نشان دهد. از سوی دیگر این روش از اطلاعات مربوط به حضور و عدم حضور گونه‌ها با یکدیگر استفاده می‌کند؛ که این امر در مواقعی که اطلاعات در دسترس هستند، یک ویژگی مفید است. درمجموع نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که استفاده از روش‌های مدل‌سازی زیستگاه متکی به داده‌های حضور/عدم حضور، می‌تواند تخمین دقیق و مناسبی از مطلوبیت زیستگاه داشته باشد.

REFERENCES

Abdi, N. (2008). Evalution of red plant biodiversity in Markazi province. Journal of rangelands and forests plant breeding and genetic research; 16(1): 50-74.

Ahmadi, M.; Kaboli, M.; Alizadeh Shabani, A.; ashrafi, S. (2014). Modelling denning suitability and identifying minimum characteristic requirements of Gray Wolf (*Canis lupus*) den sites Hamedan province using partititned Mahalanobis method. Journal of Natural Environment; 67(4): 367-379.

Ahmadpour, M.; Varasteh Moradi, H.; Akbari, H.; Imani Harsini, J. (2015). Habitat Suitability Modeling of Urial (*Ovis orientalis* arkal) on the Area around Dareh Anjir Wildlife Refuge, Yazd Province. Journal of *Animal Environment*; 7(2): 11-18.

Alizadeh Ahmad Abad, Z. (2015).

Ecological study of *Ovis orientalis* in Bambo National Park, Master's Thesis, Faculty of Natural Resources, Sowme'eh Sara. Gilan. 152 pages.

Allen, C.H.; Parrott, L.; Kyle, C. (2016). An individual-based modelling approach to estimate landscape connectivity for bighorn sheep (*Ovis canadensis*). PeerJ, 4, e2001.

Allouche, O.; Tsoar, A.; Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). Journal of Applied Ecology; 43(6): 1223-1232.

Ansari, A., 2016. Comparison of Habitat Suitability Model for the Wild sheep (*Ovis orientalis*) using ENFA and MAXENT methods in Markazi province, Iran. Journal of *Animal Environment*; 8(2): 9-16.

Barbet-Massin, M.; Jiguet, F.; Albert, C.H.;Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? Methods in ecology and evolution, 3(2):327-338.

Bashari, H.; Hemami, M.R. (2013). A predictive diagnostic model for wild sheep (*Ovis orientalis*) habitat suitability in Iran. Journal for Nature Conservation; 21(5): 319-325.

Behnampour, N.; Hajizadeh, E.; Semnani S.; Zayeri, F. (2013).The Introduction and Application of Classification Tree Model for Determination of Risk Factor for Esophageal Cancer in Golestan Province. Journal of Jorjani Biomedicine; 1(2): 38-46.

Breiman, L. (1984). Classification and regression trees CA, Wadsworth International Groups.

Breiman, L. (2001). Random forest. Mach. Learn; 45: 5-32.

Cardillo, M.; Macdonald, D.W.; Rushton, S.P. (1999). Predicting mammal species richness and distributions: testing the effectiveness of satellite-derived land cover data. Journal of Landscape Ecology; 14(5): 423-435.

Coudun, C.; Gégout, J.C.; Piedallu, C.; Rameau, J.C. (2006). Soil nutritional factors improve models of plant species distribution: an illustration with *Acer campestre* (L.) in France. Journal of Biogeography; 33(10):1750-1763.

Cutler, D.R.; Edwards Jr, T.C.; Beard, K.H.; Cutler, A.; Hess, K.T.; Gibson, J.; Lawler, J.J. (2007). Random forests for classification in ecology. Journal of Ecology; 88(11): 2783-2792.

Dayton, G.S.; Fitzgerald, L.A. (2006). Habitat suitability models for desert amphibians. Journal of Biological conservation; 132(1): 40-49.

Elith, J.; Graham. C. H. (2009). Do they? How do they? Why do they? On finding reasons for differing

Gallardo, B.; Aldridge, D.C. (2013). Evaluating the combined threat of climate change and biological invasions on endangered species. Journal of Biological Conservation. 160: 225-233.

Godarzi, F.; bashre, H.; homame, M. (2011). Using Bayesian Modeling in Wildlife Conservation and Management (Case Study: Evaluating Persian Fallow Deer Habitat Suitability). Journal of *Environmental Researches*; 3(5): 57-66.

Goljani, R.; Kaboli, M.; Karami, M.; Ghodsizadeh, Z.; Nourani, E. (2012). Male Alborz red sheep (*Ovis gmelini*× *O. vignei*) migration corridors selection from summer to fall habitats in Jajroud Protected Area Complex, Iran. Russian journal of ecology; 43(1): 67-76.

Grenouillet, G.; Buisson, L.; Casajus, N.; Lek, S. (2011). Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges. Journal of Ecography; 34(1): 9-17.

Guo, C.; Lek, S.; Ye, S.; Li, W.; Liu, J.; Li, Z. (2015). Uncertainty in ensemble modelling of large-scale species distribution: effects from species

characteristics and model techniques. Journal of Ecological Modelling; 306: 67-75.

Hastie, T.; Tibshirani, R.; Friedman, J. (2009). Unsupervised learning. In The elements of statistical learning (pp. 485-585). Springer, New York, NY. 533pp.

Isner, A. (2014). Habitat Suitability Modeling Of Mexican Spotted Owl (*Strix Occidentalis Lucida*) In Gila National Forest, New Mexico. MSc. dissertation, Univ. Southern California, California, USA.

Jafari, A.; Mirzaei, R.; Zamani-Ahmadmahmoodi, R. (2016). Species Distribution Modeling of Wild Sheep based on Improving Bias of Occurrence Records and Selecting Appropriate Environmental Predictors using Maxent. Iranian Journal of Applied Ecology; 5(15): 39-49.

Karami, P.; Esmaeilpour, Y.; Ghasemi, S.; Sharifi, M. (2016). Modelling of Persian gazelle (*Gazella Subgutturosa Subgutturosa*) Habitat suitability using Ecological Niche Factor Analysis method in Gharaviz no hunting area. *Journal of Natural Environment*; 69(2): 329-346.

Karami, P.; Mirsanjari, M. (2017). Modeling and Identification of Effective Factors on the Establishment of Ecotourism in Javanrud County by Using Classification Tree. Journal of *Sustainability, Development & Environment*; 4: 61-74.

Kettunen, M.; Terry, A.; Tucker, G.; Jones, A. (2007). Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna-Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 114 pp.

Khadivi-Khub, A. (2014). Genetic divergence in seedling trees of Persian walnut for morphological characters in Markazi province from Iran. Braz. J. Bot; 37(3): 273-281.

Kramer-Schadt, S.; Niedballa, J.; Pilgrim, J.D.; Schröder, B.; Lindenborn, J.; Reinfelder, V.; Stillfried, M.; Heckmann, I.; Scharf, A. K.; Augeri, D. M.; Cheyne, S. M.; Hearn, A. J.; Ross, J.; Macdonald, D. W.; Mathai, J.; Eaton, J.; Marshall, A. J.; Semiadi, G.; Rustam, R.; Bernard, H.; Alfred, R.; Samejima, H.; Duckworth, J. W.; Breitenmoser-Wuersten, C.; Belant, J. L.; Hofer, H.;Wilting, A. (2013). the importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. Journal of Diversity and Distributions; 19(11): 1366-1379.

Lantz, C.A.; Nebenzahl, E. (1996). Behavior and interpretation of the k statistic: resolution of two paradoxes. Journal of Clinical Epidemiology; 49(4): 431-434.

Mahini, A. (1994).Wildlife Habitat Evaluation in Touran Biosphere Reserve, *M.Sc. Thesis*, Tehran: Univ. of Tehran.

Makki, T.; Fakheran, S.; Moradi, H.; Iravani, M.; Senn, J. (2013). Landscape-scale impacts of transportation infrastructure on spatial dynamics of two vulnerable ungulate species in Ghamishloo Wildlife Refuge, Iran. Journal of Ecological Indicators; 31: 6-14.

Maleki Najafabadi, S.; Hemami, M.; Salman Mahini, A. (2010). Ditermining Habitat Suitabilityof *Ovis orientalis isfahanica* in Mothe wildlife refuge using ENFA. *Journal of Natural Environment*; 63(3): 279-290.

Pakghohar, A.; Sadeghi-kia, A. (2008). Accidents Date Analysis through Decision Tree. Journal of Traffic Management Studies; 3(8): 1-27.

Performances of species distribution models. Journal of Ecography; 32(1): 66-77.

Poole, K.G.; Serrouya, R.; Teske, I.E.;

Podrasky, K. (2016). Rocky Mountain bighorn sheep (*Ovis canadensis canadensis)* winter habitat selection and seasonal movements in an area of active coal mining. Canadian Journal of Zoology; 94 (11): 733-745.

Ramyaz, M.; Nadery, S.; Karami, P.; Behnam, G. (2017). autumn and Winter Habitat Suitability Modeling of Wild Sheep (*Ovis Orientalis*) in Parvar Protected Area using MaxEnt method. Journal of *Animal Environment*; 9(2): 17-24.

Shahparian, M.; Fakheran, S.; Moradi, H.; Hemami, M.; Shafiezadeh, M. (2017). Modeling Habitat Suitability of the Dolphins Using MaxEnt in Makran Sea, South of Iran. Journal of Oceanography; 7(28): 47-56.

Shams Esfandabad, B. (2010). Habitat suitability modeling for wild sheep (*Ovis orientalis*) and wild goat (*Capra aegagrus*) in mountainous areas of central plateau of Iran (Case study: Haftad Gholleh Protected Area). PhD thesis, Faculty of Environment and energy, Science and Research Branch of Tehran, Islamic Azad University. 110 pages.

Valdez, R. (2008). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. Retrieved from: http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/search Accessed 22.03.12.

Warren, D. L.; Seifert, S. N. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. Journal of Ecological Applications; 21(2): 335-342.

Wolmarans, R.; Robertson, M. P.; van Rensburg, B.J. (2010). predicting invasive alien plant distributions: how geographical bias in occurrence records influences model performance. Journal of Biogeography; 37(9): 1797-1810.

Yeganeh Keya, Z.; Faryadi, S.; Yavari, A.; Kamali, Y.; Shabani, A.A. (2016). Habitat Suitability and Connectivity of Alborz Wild Sheep in the East of Tehran, Iran. Open Journal of Ecology; 6(60): 325-342.