استفاده از جوامع گیاهی توسط آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) در پناهگاه حیات وحش موته

فاطمه حاضری[۱]، محمود رضا همامی[۱*] و سید جمال‌الدین خواجه‌الدین[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۸۶/۷/۱۰ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۸۸/۲/۳۰)

چکیده

جمعیت‌های آهوی ایرانی در دهه‌های اخیر در حال کاهش بوده‌اند به طوری که این گونه در سال ۲۰۰۶ به جمع گونه‌های تهدید شده پیوست. این در حالی است که داده‌های بوم شناختی در مورد این گونه بسیار اندک است. یکی از بهترین زیستگاه‌های آهوی ایرانی در پناهگاه حیات وحش موته قرار دارد که یکی از بزرگ‌ترین جمعیت‌های آهوی ایرانی در ایران را در خود حفظ کرده است. استفاده از جوامع گیاهی توسط گونه تهدید شده آهوی ایرانی در طول سه فصل تابستان، پاییز و زمستان با استفاده از شمارش گروه‌های سرگین در ترانسکت‌های نواری دائمی در پناهگاه حیات وحش موته مورد بررسی قرار گرفت. شمارش گروه‌های سرگین هر ۴۵ روز یک بار صورت گرفت و تأثیر منابع آب و مزاحمت‌های انسان و دام کنترل شد. انتخاب زیستگاه بین فصول و جوامع گیاهی مختلف متفاوت بود. جامعه گیاهی شوره زار با تنوع بالایی از گونه‌های مقاوم به شوری درتمام فصول به خصوص در فصل زمستان به بیشترین میزان و جامعه گیاهی درمنه- قیچ در تمام فصول به کمترین میزان مورد استفاده آهو قرار گرفت. مدل کمینه به دست آمده با استفاده از تحلیل رگرسیون تعدادی از متغییرهای گیاهی را به عنوان متغیرهای مؤثر بر استفاده از زیستگاه توسط آهو در هر فصل به دست داد که از این میان می‌توان به تأثیر منفی گیاهان خارشتر و گز، و تأثیر مثبت گیاهان شور باتلاقی و علف شور در فصول پاییز و زمستان اشاره کرد.

واژه‌های کلیدی: آهوی ایرانی، پناهگاه حیات وحش موته، انتخاب زیستگاه، شمارش گروه‌های سرگین

مقدمه

آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) بزرگ‌ترین علفخوار دشت‌های استپی ایران است که در گذشته به فراوانی در غالب مناطق دشتی ایران پراکندگی داشته است. به دلیل کاهش سریع جمعیت‌های آهوی ایرانی در سال‌های اخیر این گونه از رده نزدیک به تهدید(Near threatened) در سال ۲۰۰۳ به رده آسیب‌پذیر در طبقه‌بندی سال ۲۰۰۶ آی یو سی ان (IUCN) انتقال یافته است. آهوی ایرانی در ۱۵ منطقه حفاظت شده ایران وجود دارد که از این میان پناهگاه حیات وحش موته یکی از بزرگ‌ترین جمعیت‌های آهوی ایرانی وابسته به زیستگاه‌های طبیعی را در بر می‌گیرد (۱۱).

آگاهی از وابستگی‌های زیستگاهی یک گونه از اساسی‌ترین

۱. به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد و استادیار محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
۲. دانشیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: mrhemami@cc.iut.ac.ir

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2026-11-02]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1388.13.48.29.4]

داده‌های لازم برای مدیریت حیات وحش می‌باشد. روش‌های متعددی برای بررسی استفاده از زیستگاه در طول دهه‌های گذشته ارائه شده است. دوریابی رادیویی(Radio-telemetry) در مطالعات انتخاب زیستگاه از سال ۱۹۵۹ به کار رفته است (۱۹) و از آن موقع این روش با استفاده از مدل‌های آماری و دستگاه‌های رادیوتله متری پیشرفت کرده است. از مشکلات دوریابی رادیویی می‌توان به ریسک زنده‌مانی حیواناتی که فرستنده رادیویی بر آنها نصب شده و پرهزینه بودن آن اشاره کرد (۲۴). مشاهدات غیر مستقیم مانند شمارش رد پا و یا گروه‌های سرگین نیز در مطالعات استفاده از زیستگاه به کار می‌روند. شمارش رد پا محدود به زیستگاه و فصول خاصی است و در مورد تمام سمداران کاربرد ندارد(۲۱). مشاهده مستقیم بسیار وقت گیر بوده و نتایج آن معمولاً از دقت و صحت کافی برخوردار نمی‌باشد(۱۰) و با توجه به این که معمولا در شب انجام نمی گیرد فقط استفاده از زیستگاه روزانه حیوان را نشان می‌دهد. بنابراین روش مناسبی برای گونه شب و روز فعال آهو به نظر نمی رسد. مطالعاتی که با استفاده از گروه‌های سرگین صورت می گیرد با استفاده از پلات(۲۷)، ترانسکت‌های نواری (Strip transects) (۱۰) و یا ترانسکت‌های خطی(Line transects) (۱۸) صورت می‌گیرد. بررسی‌ها تفاوت کمی را در نتایج حاصل از بررسی انتخاب زیستگاه با استفاده از دو روش پلات و ترانسکت نشان داده‌اند (۱۰).

از دیگر مزیت‌های روش شمارش گروه‌های سرگین استفاده از زیستگاه در دوره‌های زمانی مشخص (۲۶) و اندازه‌گیری متغیرهای زیستگاهی مانند نوع پوشش گیاهی به صورت هم‌زمان و هم مکان با فراوانی گروه‌های سرگین می‌باشد. روش برآورد محصول سرپا (Standing crop) و شمارش در پلات‌های پاک شونده (Clearance plot) دو روش اصلی به منظور شمارش گروه‌های سرگین می‌باشد (۵ و ۱۲).

تفسیر اطلاعات گروه‌های سرگین در مطالعات انتخاب زیستگاه باید با احتیاط صورت گیرد. کالینز و اورنس در سال ۱۹۸۱ (۶) گزارش کرده‌اند که ۳۰ درصد دفع گروه‌های سرگین وقتی صورت می‌گیرد که استرگوزن (*Odocoileus hemionus*) در حال جابه‌جایی بین زیستگاه‌ها می‌باشد، در حالی که چنین جابه‌جایی‌هایی فقط ۴ درصد فعالیت روزانه حیوان را شامل می‌شود. علاوه بر این، کارایی روش شمارش گروه‌های سرگین در بین نواحی مختلف نیز متفاوت است. در مناطق مرطوب با پوشش گیاهی انبوه این روش مناسب نمی‌باشد زیرا تجزیه سریع گروه‌های سرگین و هم‌چنین پوشش گیاهی متراکم باعث افزایش زمان جستجو و کاهش احتمال دیده شدن گروه‌های سرگین می‌شود (۹). چنین مشکلاتی معمولاً در اقلیم‌های خشک دیده نمی‌شود و بنابراین شمارش گروه‌های سرگین می‌تواند روش مناسبی برای بررسی چگونگی استفاده از زیستگاه در مناطق خشک باشد.

نتایج برخی تحقیقات نشان داده است که مطالعات انتخاب زیستگاه با استفاده از دو روش شمارش گروه‌های سرگین و رادیو تله متری نتایج مشابهی داشته‌اند (۹، ۱۵ و۱۷). در مجموع بررسی‌های متعدد نشان داده است که شمارش گروه‌های سرگین به منظور بررسی انتخاب زیستگاه حیوانات روشی مؤثر، کم هزینه و حتی در مواردی بهتر و کاربردی تر از روش‌های دیگر نظیر دوریابی رادیویی و یا مشاهده مستقیم بوده است (۸، ۱۰، ۱۳ و ۱۷).

تحقیقات علمی متمرکز در مورد استفاده از زیستگاه توسط آهوی ایرانی بندرت صورت پذیرفته است. نوذری و همکاران (۲۳) استفاده از زیستگاه توسط آهوی ایرانی در پارک ملی بمو را در دو فصل پاییز و زمستان مورد بررسی قرار داده‌اند. آنها نتیجه گرفته‌اند که آهوی ایرانی از گونه‌های گیاهی بشدت خاردار یا کرکدار اجتناب کرده و رابطه مثبتی با گیاهانی نظیر گون‌ها و انواعی ازگندمیان که جهت تغذیه مورد استفاده قرار می‌گیرند نشان می‌دهد.

زیستگاه تیپیک آهوی ایرانی در ایران را بوته‌زارهای مناطق نیمه خشک، بویژه درمنه زارها تشکیل می‌دهد. با وجود این، درمنه دشتی در هیچ‌کدام از جوامع گیاهی مورد مطالعه توسط نوذری و همکاران(۲۳) به عنوان گونه غالب دیده نمی‌شود.

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2026-11-02]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1388.13.48.29.4]

پناهگاه حیات وحش موته را می‌توان نماینده مناسبی از زیستگاه‌های آهو در ایران محسوب کرد که گونه‌های گیاهی موجود در غالب زیستگاه‌های آهوی ایرانی در ایران در آن دیده می‌شود.

هدف این پژوهش مشخص کردن میزان استفاده از جوامع گیاهی توسط آهوی ایرانی و متغیرهای تأثیرگذار بر استفاده از این جوامع در فصول مختلف بوده است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این مطالعه در منطقه امن سی کلفتی در پناهگاه حیات وحش موته انجام گرفت. پناهگاه حیات وحش موته با وسعت ۲۲۰۰۰۰ هکتار در شمال استان اصفهان و در حد فاصل ´۲۹ °۳۳ تا ´۵۰ °۳۳ عرض شمالی و ´۲۹ °۵۰ تا ´۰۷ °۵۱ طول شرقی در مرز مشترک دو استان اصفهان و مرکزی قرار گرفته است. سابقه حفاظت این منطقه به بیش از ۴۰ سال می‌رسد (۲).

میانگین بارندگی سالیانه ۲۴۹/۲ میلی‌متر و متوسط درجه حرارت سالیانه ۱۹/۷ درجه سانتی‌گراد می‌باشد (۲). پوشش گیاهی این منطقه از نوع بوته زار بوده و از پوشش تک اشکوبی با گونه غالب درمنه کوهی (*Artemisia ausheri*) در مناطق کوهستانی و درمنه دشتی (*Artemisia siberi*) در مناطق جلگه‌ای تشکیل می‌گردد. گونه‌های درختچه‌ای در مواردی مشاهده می‌شود و گونه درختی بومی منطقه در چند جامعه گیاهی وارد می‌شود (۱). پناهگاه حیات وحش موته دارای دو منطقه امن رباط ترک و سی کلفتی می‌باشد. منطقه امن سی کلفتی شامل دشت‌ها و ارتفاعات می‌شود که دشت آب باریک از بهترین زیستگاه‌های آهو در آن به شمار می‌آید.

استفاده آهو از جوامع گیاهی

با توجه به وجود گروه‌های سرگین دام‌های اهلی در سطح منطقه و دشواری تفکیک گروه‌های سرگین آهو از گوسفند و بز اهلی، دشت آب باریک در منطقه امن سی کلفتی (در مناطق امن ورود دام در تمام فصول ممنوع است) برای مطالعه انتخاب شد. این کار هم‌چنین تأثیر امنیت در تراکم آهو را به عنوان یک عامل ناخواسته (Confounding factor) حذف می‌کرد. با توجه به نقشه جوامع گیاهی (خواجه الدین ۱۳۸۴) و بررسی مجدد منطقه با کار میدانی، پنج جامعه گیاهی عمده در زیستگاه آهو در منطقه امن سی کلفتی تشخیص داده شد که همگی باستثنای جامعه درمنه- قیچ در دشت آب باریک قرار دارند: ۱- جامعه درمنه دشتی(*Artemisia sieberi*)، ۲- جامعه درمنه- گیس پیر زن (*A. sieberi-Stipa barbata*)، ۳- جامعه درمنه- قیچ (*Zygophyllum eurypterumm – A. sieberi*)، ۴- جامعه درمنه- علف شور(*Salsola dendroide -A. sieberi*) و ۵- تیپ زیستگاهی شوره‌زار (*Halophytic species*) شامل نی (*Phragmites australis*)، شور باتلاقی (*Halocnemum strobilaceum*)، درختچه گز(*Tamarix* sp.)، خار شتر (*Alhagi camelorum*) و چند گونه همراه دیگر. در جامعه گیاهی درمنه-قیچ، علاوه بر درمنه دشتی و قیچ، گیاه هزار خار(*Cousinia* sp.) نیز از گیاهان غالب بود. نمونه‌گیری از هر تیپ زیستگاهی با استفاده از ترانسکت‌های دائمی تصادفی به طول ۱۸۰ متر و عرض ۲/۵ متر و در ۴ تکرار صورت گرفت. خط محوری ترانسکت با نی‌های خیزران ۱/۵ متری به فواصل ۳۰ متر علامت‌گذاری گردید و کار شمارش گروه‌های سرگین در دو طرف محور ترانسکت به صورت رفت و برگشتی انجام گرفت. گروه‌های سرگین ابتدا در تیر ماه ۱۳۸۵ شمارش و ترانسکت‌ها پاکسازی شدند و این کار هر ۴۵ روز یک بار در طول سه فصل تابستان، پاییز و زمستان تکرار گردید. جهت اطمینان از تجزیه نشدن گروه‌های سرگین در فاصله زمانی بین دو شمارش (۴۵ روز) در هر ترانسکت چندین گروه سرگین تازه علامت‌گذاری شد و در بازدید بعدی وضعیت تجزیه آنها مورد بررسی قرار گرفت. هیچ‌کدام از گروه‌های سرگین علامت‌گذاری شده در این فاصله تجزیه نشده بودند. درصد پوشش گونه‌های گیاهی (درمنه، قیچ،گیس پیر زن، شور باتلاقی، علف شور،گز، نی، هزار خار) در هر ۱۰ متر از طول ترانسکت (ابتدا با اندازه‌گیری و پس از اطمینان از صحت تخمین‌ها با

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2026-11-02]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1388.13.48.29.4]

تخمین چشمی) برآورد گردید و میانگین آنها برای کل طول هر ترانسکت جهت تجزیه و تحلیل‌های بعدی به کار رفت. فاصله تمام جوامع گیاهی مورد بررسی تا پاسگاه‌های محیط بانی و آبشخورهای منطقه با استفاده از تصویر ماهواره‌ای اندازه‌گیری شد، فاصله تمام جوامع گیاهی تا پاسگاه‌های محیط بانی کمتر از ۷ کیلومتر بود. هم‌چنین تمام جوامع گیاهی تقریباً در فاصله ۲/۵ کیلومتری آبشخورها قرار داشتند، بنابراین علاوه بر امنیت، تأثیر عامل آب در استفاده از زیستگاه نیز کنترل شده در نظر گرفته شد. جهت تعیین ویژگی‌های خاک از قبیل هدایت الکتریکی (EC)، درصد اشباع (SP) و میزان اسیدیته (pH) از هر ترانسکت یک نمونه خاک به عمق ۳۰ سانتی‌متری از سطح برداشت شد. این مطالعه به مدت ۹ ماه در فصول تابستان و پاییز و زمستان سال ۱۳۸۵ صورت گرفت.

تجزیه تحلیل آماری

داده‌های گروه‌های سرگین و متغیرهای زیستگاهی از نظر نرمال بودن با استفاده از آزمون Kolmogorov-Smirnov بررسی شدند. در هیچ‌کدام از فصول فرض نرمال بودن داده‌های گروه‌های سرگین رد نشد. در حالی که توزیع فراوانی داده‌های مربوط به درصد تاج پوشش تعدادی از گونه‌های گیاهی نرمال نبود. داده‌های گروه‌های سرگین سپس از نظر یکنواختی واریانس‌ها با آزمون لیون (Levene) بررسی شدند. نتیجه آزمون بیانگر عدم یکنواختی واریانس‌ها بود. تغییر شکل لگاریتمی داده‌های گروه‌های سرگین (به دلیل وجود داده‌های صفر از LOG10 +۱ به جای LOG10 استفاده شد) یکنواختی واریانس‌ها، به عنوان یکی از پیش شرط‌های لازم برای آزمون‌های پارامتریک (۱۶) را فراهم ساخت. برای تغییر شکل داده‌های درصدی معمولاً از جذر و یا آرک سینوس داده‌ها استفاده می‌شود (۲۸). لذا، از ریشه دوم داده‌های مربوط به درصد پوشش گونه‌های گیاهی در تحلیل‌ها استفاده گردید.

اختلاف بین پنج جامعه گیاهی از نظر تراکم گروه‌های سرگین با تحلیل واریانس یک‌طرفه (One Way ANOVA) بررسی شد. برای مشخص کردن وابستگی‌های زیستگاهی آهو، ارتباط بین متغیرهای گیاهی و تراکم گروه‌های سرگین آهو در هر فصل، با استفاده از رگرسیون خطی چند متغیره بررسی گردید و مدل کمینه رگرسیون (Regression minimal model) برای هر فصل با حذف یک به یک متغیرهای کم اهمیت (Backward elimination) به دست آمد. جهت مشخص کردن امکان استفاده از رگرسیون خطی چند متغیره، پیش فرض‌های استفاده از این آزمون از جمله خطی بودن رابطه هر کدام از متغیرهای مستقل با متغیر وابسته و استقلال متغیرهای مستقل از یکدیگر بررسی گردید.

به منظور مشخص کردن تأثیر تنوع گونه‌های گیاهی بر استفاده از زیستگاه توسط آهوی ایرانی، شاخص تنوع گونه‌ای سیمپسون(1-D) با استفاده از معادله زیر برای گونه‌های گیاهی در هر جامعه گیاهی محاسبه گردید:

$$1\text{-}D = 1 - \sum (pi)2$$

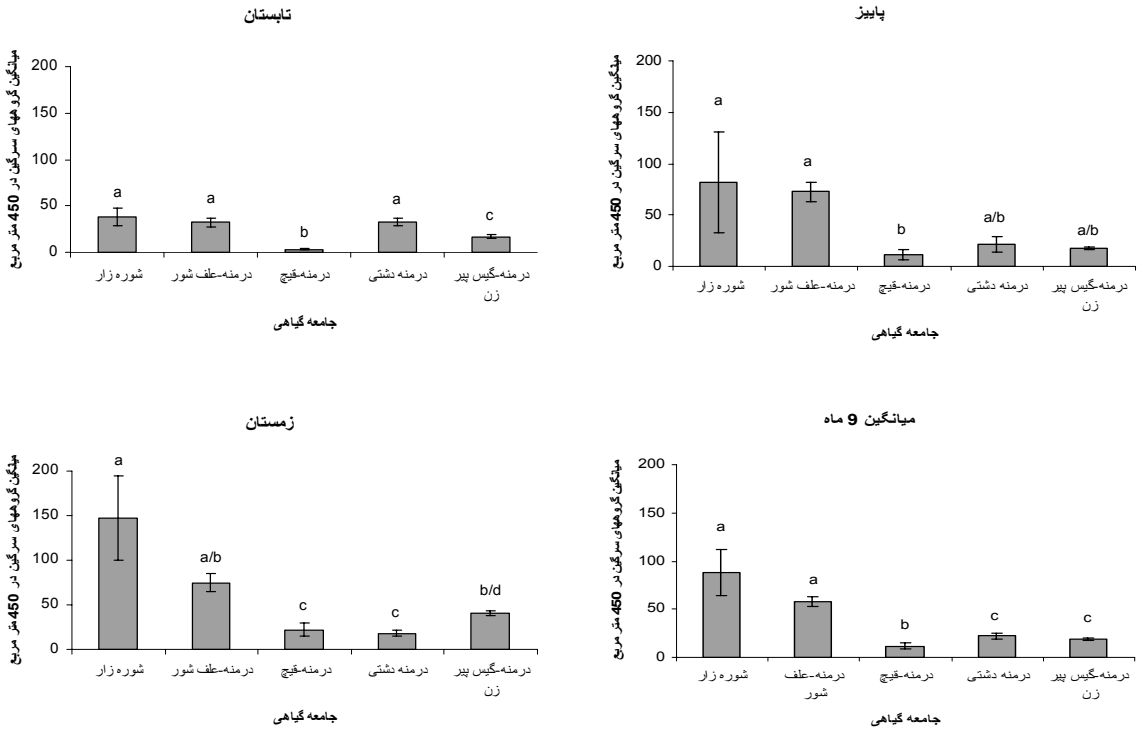
که در آن pi عبارت ازدرصد پوشش گونه i-م است.

نتایج و بحث

تعداد گروه‌های سرگین تجمع یافته در ترانسکت‌ها در هر فصل با جمع زدن داده‌های مربوط به دو دوره شمارش گروه‌های سرگین در هر فصل به دست آمد و برای تجزیه و تحلیل مورد استفاده قرار گرفت. تراکم بالاتر گروه‌های سرگین به منزله استفاده بیشتر از زیستگاه در نظر گرفته شده است. تحلیل واریانس نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین جوامع مختلف از نظر استفاده آهووجود دارد. هم‌چنین در هر فصل اختلاف معنی‌داری بین جوامع گیاهی از نظر استفاده آهو وجود داشت (نمودار ۱). (تابستان: $F_{۴و۱۵}$ =۳۰/۷۰۴ و P <۰/۰۰۱، پاییز: $F_{۴و۱۵}$ =۵/۱۶۲ و P =۰/۰۰۸، زمستان: $F_{۴و۱۵}$ =۱۷/۲۹۳ و P <۰/۰۰۱). در فصل تابستان جامعه درمنه- قیچ و به دنبال آن

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2026-11-02]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1388.13.48.29.4]



نمودار۱. میانگین ± خطای معیار میانگین گروه‌های سرگین در هر جامعه گیاهی در فصول تابستان، پاییز، زمستان و متوسط دوره ۹ ماهه. (حروف انگلیسی ناهمسان بر روی بارهای نمودارها نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین آنها است. آزمون مقایسات چندگانه توکی: P <۰/۰۰۴).

درمنه- گیس پیر زن به طرز معنی‌داری از بقیه زیستگاه‌ها کمتر استفاده شده‌اند، در حالی که تیپ‌های زیستگاهی درمنه دشتی، درمنه- علف شور و شوره‌زار به طور مشابه مورد استفاده قرار گرفته‌اند. در فصل پاییز جامعه درمنه- قیچ نسبت به جوامع شوره‌زار و درمنه- علف شور به طور معنی‌داری کمتر مورد استفاده قرار گرفته است. در فصل زمستان جامعه گیاهی شوره‌زار به طور معنی‌داری بیشتر از جوامع گیاهی درمنه- قیچ، درمنه دشتی و درمنه گیس پیر زن مورد استفاده قرار گرفته است. هم‌چنین جامعه گیاهی درمنه- علف شور نسبت به دو جامعه درمنه- قیچ و درمنه بیشتر مورد استفاده آهو قرار گرفته است (نمودار ۱). این موضوع نشان‌دهنده آن است که جامعه گیاهی شوره‌زار بیشترین استفاده را در میان تمام جوامع گیاهی دیگر برای آهو داشته است و جامعه گیاهی درمنه- علف شور از نظر میزان استفاده بعد از شوره‌زار قرار می‌گیرد. جامعه گیاهی درمنه دشتی تنها جامعه‌ای است که در نیمه اول تابستان به طور مرتب استفاده شده و پس از آن در فصول پاییز و زمستان استفاده آهو از آن کاهش یافته است.

نتایج تحلیل رگرسیون خطی چند متغره (جدول ۱) نشان می‌دهد که بین گیاه قیچ و تراکم گروه‌های سرگین و بین گیاه گیس پیر زن و تراکم گروه‌های سرگین در فصل تابستان رابطه منفی وجود دارد که استفاده کمتر از جوامع درمنه-گیس پیر زن و درمنه- قیچ (نمودار ۱) را تأیید می‌کند. مدل کمینه رگرسیون نشان می‌دهد که در فصل پاییز بین تراکم گروه‌های سرگین و گونه‌های خارشتر، قیچ و گز رابطه منفی وجود دارد، در حالی که بین گیاهان شور باتلاقی و علف شور با تراکم گروه‌های سرگین رابطه مثبت وجود دارد که بهره‌برداری بیشتر آهو از جوامع گیاهی درمنه- علف شور و شوره‌زار در فصل پاییز را توجیه می‌کند. در فصل زمستان مدل کمینه رگرسیون رابطه

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2026-11-02]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1388.13.48.29.4]

جدول۱. تحلیل رگرسیون خطی چند متغیره میان تراکم گروه‌های سرگین (y) و متغیرهای پوشش گیاهی (گیس پیرزن = st ، علف شور= sa، نی= ph، گز=ta، خارشتر=al، شور باتلاقی=ha، قیچ= zy). برای هر فصل معادله رگرسیون (مدل کمینه) و مقادیر p و R^2 ارائه شده است.

فصل	معادله رگرسیون	P	R^2
تابستان	y = 2.92 – 7.66 st – 132.63 zy	<۰/۰۰۱	۰/۶۹
پاییز	y = 1.36 + 25.54 ha – 14.56 al – 30.45 ta + 7.20 sa – 27.37 zy	۰/۰۰۴	۰/۶۸
زمستان	y = 1.40 + 28.37 ha – 19.35 al – 29.13 ta + 7.56 sa + 4.66 ph	۰/۰۰۱	۰/۷۶

مثبت معنی‌داری بین تراکم گروه‌های سرگین آهو و درصد پوشش گیاهان شور باتلاقی، نی و علف شور ($P <$ ۰/۰۱) نشان می‌دهد، در حالی‌که رابطه خارشتر و گیاه گز با تراکم گروه‌های سرگین منفی است. گیاهان مذکور به غیر از علف شور تماماً از جامعه گیاهی شوره‌زار می‌باشند. نی از جمله گراس‌های خوش خوراک می‌باشد که دارای کلاس خوشخوراکی II است. نوذری و همکاران گزارش کرده‌اند که آهوی ایرانی از گیاهان خاردار و کرک دار اجتناب می‌کند (۲۳). رابطه منفی تراکم گروه‌های سرگین آهو با گیاه خار شتر این نظر را تأیید می‌کند. جامعه گیاهی درمنه- قیچ در تمام فصول به طور معنی‌داری کمتر مورد استفاده قرار گرفته و تیپ‌های زیستگاهی شوره‌زار و درمنه- علف شور به طور نسبی بیش از بقیه مورد استفاده قرار گرفته‌اند.

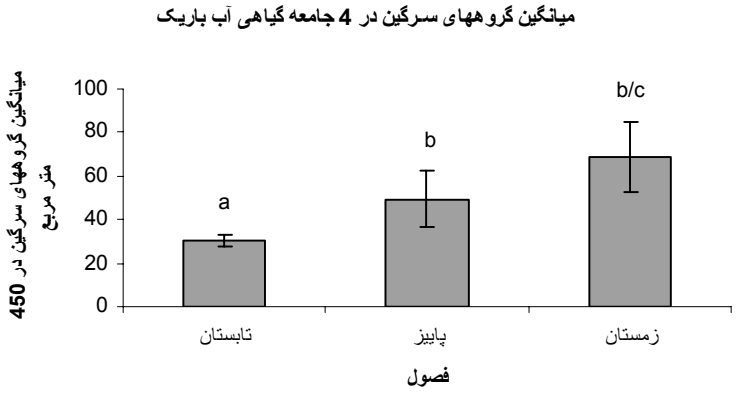
به منظور مقایسه تراکم آهوان در هر فصل در دشت آب باریک، میانگین تراکم گروه‌های سرگین در هر یک از چهار جامعه موجود در دشت آب باریک (جامعه پنجم در منطقه امن سی کلفتی ولی خارج از دشت آب باریک قرار داشت) محاسبه شد و اعداد حاصله با تحلیل واریانس یک طرفه مورد تجزیه تحلیل قرار گرفتند. نتایج در نمودار ۲ خلاصه شده است.

همان‌طور که در نمودار ۲ مشاهده می‌گردد، بین تراکم گروه‌های سرگین در تابستان با دو فصل پاییز و زمستان اختلاف معنی‌داری وجود دارد ($P <$ ۰/۰۰۱). نمودار ۲ حاکی از این است که فراوانی آهو در منطقه امن آب باریک در پاییز و به ویژه زمستان نسبت به فصول دیگر بیشتر است. به عبارتی منطقه امن آب باریک زیستگاهی با اهمیت خاص در فصل زمستان است.

میانگین ۹ ماهه داده‌ها نشان می‌دهد که در تمام دوره‌های پایش تیپ زیستگاهی شوره‌زار و جامعه درمنه- علف شور بیشترین استفاده را داشته‌اند. نقطه مشترک موجود در دو تیپ زیستگاهی مذکور pH بالای خاک و وجود نمک فراوان در خاک این دو جامعه می‌باشد. بافت خاک این دو جامعه گیاهی از نوع رسی بوده و دارای SP بسیار بالاتر نسبت به بقیه جوامع می‌باشد. آزمایش نمونه‌های خاک گرفته شده از جوامع گیاهی مورد بررسی و آنالیز آنها موید وجود اختلاف معنی‌دار بین SP جوامع گیاهی شوره‌زار و علف شور با بقیه جوامع است (آزمون توکی: $P <$ ۰/۰۰۱). هم‌چنین بین pH تیپ زیستگاهی شوره‌زار با جامعه درمنه- قیچ اختلاف معنی‌دار وجود دارد (آزمون توکی: $P =$ ۰/۰۳۱). pH بالای تیپ زیستگاهی شوره‌زار به دلیل وجود املاح زیاد خاک است. احتمال دارد املاح بسیار زیاد موجود در خاک آهوان را به این تیپ زیستگاهی جلب کند. در عین حال استفاده بیشتر از این زیستگاه در فصل زمستان ممکن است به دلیل شور بودن خاک و ذوب سریع‌تر برف‌های این ناحیه نسبت به بقیه جوامع گیاهی باشد. از طرف دیگر شاخص تنوع گونه‌ای سیمپسون در شوره‌زار نسبت به تمام جوامع دیگر بالاتر بوده و تحلیل رگرسیون رابطه معنی‌داری را بین تراکم گروه‌های سرگین در زمستان و نمایه تنوع گونه‌ای سیمپسون نشان می‌دهد($t =$ ۴/۱۷ و $P =$ ۰/۰۰۱ و $R^2 =$ ۰/۴۹). تیپ زیستگاهی شوره‌زار در عین حال از بالاترین تراکم پوشش گیاهی برخوردار است. بهاراو و

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2026-11-02]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1388.13.48.29.4]



نمودار۲. میانگین ± خطای معیار میانگین تراکم گروه‌های سرگین در ۴۵۰ مترمربع در کل جوامع گیاهی آب باریک در هر فصل (حروف انگلیسی ناهمسان روی بارهای نمودارها نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین آنهاست. آزمون مقایسات چندگانه توکی: $P < ۰/۰۰۱$).

روزنویگ در سال ۱۹۸۵ به وابستگی قوی بین حضور آهوی دورکاس (*Gazella dorcas*) و تراکم بوته‌ها در فصل زمستان اشاره می‌کنند (۴). هنلی در سال ۲۰۰۷ بیان داشته که به دلیل کیفیت پایین گیاهان بیابانی نیاز به استفاده از گیاهان مختلف توسط آهوی دورکاس و گورخر (*Equus hemionus*) ممکن است در بیابان‌ها نسبت به مناطق مرطوب بسیار بیشتر باشد (۱۴). نتایج پژوهش‌های مذکور با یافته‌های ما در مورد تیپ زیستگاهی شوره زار که دارای بالاترین تنوع و تراکم گیاهی است همخوانی دارد.

در کل دوره بررسی، جامعه درمنه- قیچ نسبت به جوامع دیگر کمتر مورد استفاده قرار گرفته است. جالب توجه است که گیاه قیچ جزء گیاهان غیر قابل استفاده برای دام‌های اهلی است. اجتناب از این گیاه ظاهراً برای آهو نیز مصداق دارد. احتمالاً وجود اسانسی در گیاه قیچ امکان استفاده از آن را کاهش داده است. محمد و همکاران در سال ۱۹۹۱ به نتیجه مشابهی دست یافته‌اند. آهوی ریم (*Gazella subgutturosa marica*) از گونه‌ای قیچ (*Zygophillum quatarens*) که دارای آب زیادی در بافت‌های خود می‌باشد به دلیل وجود نوعی ماده بازدارنده در بافت‌های این گیاه استفاده نمی‌کند (۱۹). ریزک ماده شیمیایی تلخی به نام زیگوفیلین(Zygophyllin) را از گونه دیگری قیچ (*Z. coccineum*) گزارش کرده است (۲۵). بلند بودن نسبی بوته‌های قیچ امکان دید و فرار آهوان را کاهش داده و احتمال مخفی شدن شکارچیان در میان بوته‌های قیچ را افزایش می‌دهد. این مسأله می‌تواند علت دیگری برای اجتناب آهوی ایرانی که برخلاف جبیر (*Gazella bennettii*) بیشتر در زیستگاه‌های کاملا باز دیده می‌شود از جامعه گیاهی مذکور باشد. مطالعات آبایگار (۳) و دو اسمت (۷) در مورد آهوی کاویر (*Gzella cuvieri*) نیز نتایج مشابهی داشته است.

نانی و لاوز در سال ۱۹۹۳ نشان دادند که هیچ ارتباطی بین پراکنش آهوی دورکاس و درصد پوشش گیاهان در بیابان‌های جنوب فلسطین اشغالی وجود ندارد (۲۲). هنلی نیز در سال ۲۰۰۷ در مورد همین گونه به نتیجه مشابهی دست یافته است(۱۴). در این مطالعه برخلاف مطالعات قبلی در مورد آهوی دورکاس هم‌بستگی‌هایی بین تراکم آهوی ایرانی و درصد پوشش چند گونه گیاهی مشاهده شد.

نتایج این پژوهش نشان‌دهنده تغییرات فصلی استفاده از زیستگاه توسط آهوی ایرانی است. شوره‌زارها برای این گونه به ویژه در فصل زمستان دارای اهمیت می‌باشند. لذا، به نظر می‌رسد در انتخاب مناطق امن در زیستگاه‌های آهو در مناطق

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2026-11-02]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1388.13.48.29.4]

حفاظت شده، باید به وجود شوره‌زارها و جوامع گیاهی که در آنها علف‌های شور غالبند توجه نمود. با توجه به استفاده متفاوت آهو از جوامع گیاهی در یک فصل و هم‌چنین استفاده متفاوت از یک جامعه گیاهی در فصول مختلف، لازم است در برآورد ظرفیت برد زیستگاه به محدودیت‌های رفتاری این‌گونه در پاسخ به جوامع گیاهی توجه کرد. مطالعات بیشتری لازم است تا وابستگی‌های زیستگاهی این گونه را در مناطق مختلف در گستره پراکندگی آن مشخص نماید.

تشکر و قدردانی

از اداره کل حفاظت محیط زیست استان اصفهان، آقای جمشیدیان سرپرست پناهگاه حیات وحش موته، آقای مهندس انصاری سرپرست محیط زیست شهرستان کاشان و آقایان حسین نجفی و بهزاد جمالی محیط بانان پناهگاه حیات وحش موته، و سایر افرادی که در انجام این پژوهش ما را یاری کرده‌اند صمیمانه سپاسگزاری می‌شود. هم‌چنین از داوران ارجمندی که با پیشنهادات اصلاحی خود بر غنای علمی این مقاله افزودند قدردانی می‌گردد.

منابع مورد استفاده

۱. خواجه الدین، ج. و م. ایروانی. ۱۳۸۳. طرح جامع پناهگاه حیات وحش موته: بخش پوشش گیاهی و مرتع. جلد هفتم، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۲. معینیان، م. ت. ۱۳۷۱. *شناسنامه پناهگاه حیات وحش موته*. انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست، تهران.

3. Abaigar, T., M. Cano and M. Sakkouhi. 2005. Evaluation of habitat use of semi-captive population of cuvier`s gazelles (*Gazella cuvieri*) following release in Boukornine National Park, Tunisia. Acta Theriologica 50(3):405-415.
4. Baharav, D., M. L. Rozenzweig. 1985. Optimal foraging in dorcas gazelles. Arid Environ. 9:167-171.
5. Campbell, D., G. M. Swanson and J. Sales. 2004. Methodological insights, Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. Appl. Ecol. 41: 1185–1196.
6. Collins, W. B. P. J. Urness. 1981. Habitat preferences of mule deer as rated by pellet-group distributions. Wildlife. Manag. 45: 969–972.
7. De Smet, K. 1991. Cuvier`s gazelle in Algeria. Oryx, 25: 99-104.
8. Garin, I., A. Aldezabal, J. Herrero and A. Garcia-Serrano. 2000. Understorey Foraging and Habitat Selection by Sheep in Mixed Atlantic Woodland. Veg. Sci. 11(6):863-870.
9. Guillet, C., J. Bergstrom, R. Bergstrom, G. Cederlund and P. Ballon.1995. Comparison of telemetry and pellet-group counts for determining habitat selectivity by roe deer (*Capreolus capreolus*) in winter. Gibier faune Sauvage 12(4):253-269.
10. Harkonen, S., R. Heikkila. 1999. Use of pellet group count in determinig density and habitat use of moose (*Alces alces*) in finland. Wildl. Biol. 5(4):233-239.
11. Hemami, M. R., C. P. Groves. 2001. Iran. in Antelopes. Part 4: North Africa, the Middle East, and Asia.Global Survey and Regional Action Plans. SSC AntelopeSpecialist Group.IUCN,Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
12. Hemami, M. R. A. R. Watkinson and P. M. Dolman .2004. Habitat selection by sympatric muntjac (Muntiacus reevesi) and roe deer (*Capreolus capreolus*) in a lowland commercial pine forest. For. Ecol. Manag. 194:1-3.
13. Hemami, M.R., A.R. Watkinson, P.M. Dolman. 2005. Population densities and habitat associations of introduced muntjac (*Muntiacus reevesi*) and native roe deer (*Capreolus capreolus*) in a lowland pine forest. Forest Ecol. Manag. 215: 224–238.
14. Henley, S. R., D. Ward and I. Schmidt. 2007. Habitat selection by two desert-adapted ungulates. Arid Environ. 70:39-48.
15. Hernandez, L., H. Barral and C. S. Sanches. 1998. Are scates and radiotelemetry data similar indications of habitat use? Acta Zool. Mex. 75:117-123.
16. Krebs, CH. J. 1999. Ecological Methodology. Longman Pub., USA.
17. Loft, E. R. J. G. Kie. 1998. Comparison of pellet group and radio triangulation methods for assessing deer habitat use. Wildl. Manag. 52(3):524-527.
18. Marques, F. F. C., S. T. Buckland, D. Goffin, C. E. Dixon, D. L. Borchers, B. A. Mayle and A. J. Peace. 2001.

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2026-11-02]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1388.13.48.29.4]

Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland, Appl. Ecol. 38(2):349-363.
19. Millspaugh, J. J. and J. M. Marzluff. 2001. Radio Tracking and Animal Populations. 1st ed., Academic Press, London.
20. Mohamed, S. A., J. Abbas and M. Saleh. 1991. Natural diet on Arabian rheem gazelle (*Gazella subgutturosa marica*)". Arid Environ. 20:371-374.
21. Mooty, J. J., P. D. Karns. 1984. The relationship between with- tailed deer track counts and pellet group serveys. Wildl. Manag. 48(1): 275-279.
22. Nanni, R. F., M. J. Lawes. 1993. The density, habitat use and social organisation of Dorcas Gazelles (*Gazella dorcas*) in Makhtesh Ramon, Negev Desert, Israel. J. Arid Environ. 24(2):177-196.
23. Nowzari, H., B. Behrouzi Rad and M. R. Hemami. 2007. Habitat use by Persian gazelle (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) in Bamoo National Park during autumn and winter. Acta Zool. Mex. 23: 109-121.
24. Ricca, M. A, F. W. Weckerly. 2000. Using presence of sign to measure habitat used by Roosevelt elk. Wildl. Soc. Bul. 28(1):146-153.
25. Rizk, A. M. 1986. The Phytochemistry of the Flora of Qatar. Scientific and Researh Centre, University of Qatar, 583pp.
26. Skarin, A., Ö. Danell, R. Bergström and J. Moen. 2007. Summer habitat preferences of GPS-collared reindeer (*Rangifer tarandus*). Wildl. Biol. 14:1-15.
27. Welch, D., B. W. Staines, D. C. Catt and D. Scott. 1990. Habitat usage by red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer in Scottish sitka spruce plantation. Zool. Soc. Lond. 221:453-476.
28. Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. 4th ed., Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River, NJ, USA.

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2026-11-02]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1388.13.48.29.4]