

معرفی آستانه بحرانی تغییرات ساختار پوشش گیاهی قیچزارهای مراتع بیلاقی استان کرمان بر اثر چرا

اعظم خسروی مشیزی^۱* و غلامعلی حشمتی^۲

تاریخ دریافت: ۸۸/۳/۷ - تاریخ پذیرش: ۸۹/۳/۱۰

چکیده

مفهوم آستانه در بوم‌شناسی گیاهی از اهمیت قابل توجهی برخوردار است، اما اطلاعات کمی در مورد شکل آستانه عکس‌العمل گیاهان به چرا در اکوسیستم‌های مرتعی وجود دارد. هدف از نگارش این مقاله معرفی آستانه با توجه به تغییرات ساختار گیاهان در طول گرادیان چراست. به‌منظور معرفی آستانه در قیچزارهای مناطق بیلاقی استان کرمان، بر روی داده‌های پوشش گیاهی، دو مدل خطی و سه مدل غیرخطی (نمایی، رگرسیون تک‌ای و سیگموئید لجستیک) برازش داده شده است. دو مدل غیرخطی نمایی و رگرسیون تک‌ای بهترین مدل‌های به‌دست آمده برای درصد پوشش گیاهان این اکوسیستم هستند. تیپ‌های عملکردی گیاهان نیز نسبت به فاصله از آبشخور به‌صورت غیرخطی تغییر می‌کنند. روند تغییرات تیپ‌های عملکردی بوته‌ای، درختچه‌ای و گراس دائمی منطقه که از گونه‌های نسبتاً خوشخوراک هستند، نسبت به آبشخور به‌صورت افزایشی و روند گیاهان با فرم رویشی علفی یکساله و چندساله به‌صورت کاهش می‌باشد. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که متغیرهای بوم‌شناسی نسبت به فاصله از آبشخور از منحنی سیگموئید لجستیک تبعیت نکرده و مدل‌های نمایی و رگرسیون تک‌ای بیشتر منطبق‌اند. به‌نحوی که در نزدیک آبشخور، سرعت تغییرات ترکیبات گیاهی بسیار شدید، اما سرعت تغییرات در زمانی که فشار چرا متوسط و سبک است، تقریباً ثابت می‌باشد. با توجه به نتایج این تحقیق می‌توان استنباط کرد که منحنی سیگموئید لجستیک با مناطقی که گیاهان تحت تأثیر فشار شدید چرا قرار دارند، کمتر منطبق است.

واژه‌های کلیدی: آستانه، گرادیان چرا، آبشخور، مدل‌های سیگموئید لجستیک، نمایی و رگرسیون تک‌ای

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مرتعداری دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

* نویسنده مسئول: aazam.khosravi@yahoo.com

۲- استاد دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

بسیاری از ویژگی‌های گیاهی و خاک اغلب به‌صورت سیگموئید است. نوی‌میر^۳ (۱۹۸۱) نیز گزارش داد که مدل‌های ساختاری و عملکردی چشم‌انداز از مدل سیگموئید تبعیت می‌کنند. باستین^۴ و همکاران (۱۹۹۳) با داده‌های سنجش از دور نشان دادند که تغییرات گیاهان در طول گرادیان چرا از مدل سیگموئید لجستیک پیروی می‌کنند. این درحالی است که هارینگتن^۵ (۲۰۰۲) گزارش داد مدل سیگموئید لجستیک برای بررسی تغییرات گیاهان در طول گرادیان چرا مناسب نیست. تامز^۶ و لسپرنس^۷ (۲۰۰۳) نیز مدل رگرسیون تک‌ای^۸ را برای تعیین آستانه بوم‌شناسی معرفی کردند. در این مدل نقطه شکست به‌عنوان محل آستانه در نظر گرفته می‌شود.

از آنجاکه پوشش گیاهی در مناطق خشک و نیمه‌خشک از اهمیت فوق‌العاده‌ای برخوردار است و شدت چرا از مهم‌ترین عوامل تغییردهنده اکوسیستم‌های مرتعی محسوب می‌شود (۱۶) و از طرف دیگر تشخیص آستانه به‌وسیله گرادیان چرا به‌عنوان یک مفهوم اساسی در مدیریت اکوسیستم‌هاست (۲)، در این مطالعه معرفی آستانه در مراتع قیچزار با توجه به عکس‌العمل گیاهان به چرا در مناطق خشک و نیمه‌خشک بررسی شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این مطالعه در استان کرمان بین دو شهر بردسیر و سیرجان به وسعت ۱۴۲۰۰ هکتار و در موقعیت جغرافیایی ۵۱° ۵۶' تا ۱۰° ۵۶' طول شرقی و ۲۹° ۳۰' تا ۵۹° ۲۹' عرض شمالی انجام شد. تیپ غالب منطقه را دو گونه *Artemisia siebri*, *Zygophyllum eurypterrum* شامل می‌شوند. حداکثر ارتفاع از سطح دریا ۲۸۵۰ متر و حداقل آن ۲۱۵۰ متر است که با توجه به اختلاف کوهستانی و دشتی بودن منطقه نمایان

مفهوم آستانه در بوم‌شناسی و مدیریت منابع طبیعی از اهمیت زیادی برخوردار است (۴ و ۸). آستانه بحرانی زمانی رخ می‌دهد که عکس‌العمل یک گونه یا یک فرایند بوم‌شناسی به آشفتگی‌های محیط غیرخطی باشد، به‌طوریکه شیب تغییرات محیط در سطح آستانه بسیار تند بوده و منجر به کاهش عملکرد اکوسیستم می‌شود و اگر جهت تغییرات برعکس شود منجر به بهبود عملکرد اکوسیستم می‌شود (۲۵). رفتار آستانه‌ای گیاهان با توجه به عکس‌العمل آنها به چرا ممکن است از اثرات متقابل عوامل بوم‌شناسی گوناگون (طول عمر گونه‌های چوبی، رقابت بین گونه‌ای و تیپ عملکردی گیاهان)، فعالیت انسان (چرای بیش از حد و آتش‌سوزی) و همچنین اقلیم به‌وجود آید (۵). الگوی آستانه‌ها در اکوسیستم‌های مرتعی بر اساس تغییر خصوصیات گوناگونی چون ترکیب جوامع گیاهی، فرم رویشی گیاهان و غالب‌شدن گونه‌های مهاجم است (۷ و ۸). این آستانه‌ها به‌دلیل ارتباطی که با مدل‌های حال و انتقال دارند، به‌عنوان نقطه‌های کانونی برای مدیریت مرتع محسوب می‌شوند. زیرا تعیین آستانه برای مشخص کردن وضعیت‌های بوم‌شناسی متغیر که در رویشگاه‌های طبیعی وجود دارد، ضروری است (۶ و ۷). تعیین و پیش‌بینی آستانه، مدیران مرتع را در جلوگیری از به‌وجود آمدن حالت‌های تخریب یا تخریب بیشتر کمک می‌کند (۵).

اگرچه تعیین رفتار آستانه در اکوسیستم بسیار مشکل است، زیرا ترکیبات اصلی به‌کندی تغییر می‌کنند، اما مطالعه گرادیان چرا (۲) که اثرات چرای طولانی‌مدت را در اکوسیستم مرتع نشان می‌دهد، ممکن است بتواند بر این مشکلات غلبه پیدا کند. تحقیقات کمی (۵ و ۱۱) در زمینه خطی یا غیرخطی بودن (آستانه) عکس‌العمل گیاهان به چرا انجام شده است، به‌ویژه در مورد خصوصیات ذاتی شکل آستانه عکس‌العمل گیاهان به چرا، این کمبود کاملاً واضح است. از جمله تحقیقاتی که در این زمینه انجام شده است گریترز^۱ و لودویگ^۲ (۱۹۸۷) گزارش دادند ارتباط بین فاصله از آب‌شخور و عکس‌العمل

3- Noy-Meir
4- Bastin
5- Harrington
6- Toms
7- Lesperance
8- picewise

1- Graetz
2- Ludwig

$$y = a + be^{-cx} \quad \text{معادله (۳)}$$

$$y = a + bx \quad \text{معادله (۴)}$$

اگر $x \leq D$ (نقطه شکست) و $y = a + b + c(x - D)$ و اگر $x \geq D$ باشد (۲۶)

$$y = be^{(c+d \log(x))} \quad \text{معادله (۵)}$$

برای انتخاب بهترین مدل، از بین مدل‌های معنی‌دار ($p < 0.05$)، از ضریب اطلاعات آکائیک (AIC) استفاده شد.

$$\text{معادله (۶)} \quad AIC = n \ln \left(\frac{SSE}{n} \right) + 2K + \left(\frac{2K(K+1)}{n-K-1} \right)$$

AIC: ضریب اطلاعات آکائیک

n: تعداد داده‌ها

K: تعداد پارامترها + ۱

SSE: مجموع مربع خطاها (۱۸). هر چه مقدار ضریب اطلاعات آکائیک کمتر باشد، آن مدل بهتر است. پس از انتخاب بهترین مدل نقطه شکست هر مدل به‌عنوان آستانه مشخص شد.

در مجموع در ۳۳۸ پلات برآورد شده، ۱۲ گونه گیاهی که متعلق به ۸ خانواده مختلف هستند، مشاهده شد (جدول ۱). به‌طوریکه خانواده اسفناجیان بیشترین تعداد گونه را به‌خود اختصاص می‌دهد و اغلب آنها در روستای شورآباد قرار دارند. گونه‌های مشاهده‌شده همچنین متعلق به ۵ فرم رویشی علفی یکساله، علفی چندساله، گندمیان دائمی، بوته و درختچه‌اند که در سه روستای مورد مطالعه به یک نسبت حضور ندارند. بیشترین فرم‌های رویشی در دو روستای شورآباد و امیرآباد (علفی یکساله و چندساله، گندمیان دائمی، بوته و درختچه) و کمترین در روستای قاسم‌آباد (علفی چندساله، بوته و درختچه) گسترش دارند.

برای بررسی تغییرات همزمان همه گونه‌های گیاهی، نسبت به فاصله از آبشخور از محور اول DCA استفاده شد، بنابراین برای هر یک از سه آبشخور روستاهای قاسم‌آباد، شورآباد و امیرآباد بر روی داده‌های محور اول DCA و فاصله از آبشخور ۵ معادله خطی و غیرخطی مذکور برازش داده شد. برای معادله‌هایی که

می‌شود، میزان متوسط بارندگی ۲۱۰ میلی‌متر و دارای پراکنش نامنظم و با توجه به روش دومارتن شرایط اقلیمی منطقه نیمه‌خشک است.

روش نمونه برداری

به‌منظور برداشت داده‌ها در اطراف ۳ آبشخور روستاهای قاسم‌آباد، شورآباد و امیرآباد، ۸ ترانسکت به طول ۲ کیلومتر با زاویه ۴۵ درجه از هم قرار داده شد. سپس بر روی هر ترانسکت نسبت به آبشخور در نقاطی به فواصل ۵۰، ۱۰۰ متری و از ۱۰۰ متری تا ۱۰۰۰ متری به فاصله هر ۱۰۰ متر و از ۱۰۰۰ متری تا ۲۰۰۰ متری هر ۲۵۰ متر، یک پلات ۴ متر مربعی گذاشته شد (در مجموع ۱۵ پلات در هر ترانسکت). به‌دلیل وجود موانع طبیعی و همچنین وجود زمین‌های زراعی در بعضی از جهت‌ها آماربرداری به‌طور کامل انجام نشد، به‌طوریکه در روستای قاسم‌آباد ۱۱۰ پلات، روستای شورآباد ۱۱۵ پلات و در روستای امیرآباد ۱۱۳ پلات قرار داده شد، سپس درصد تاج پوشش گونه‌های موجود در هر یک از پلات‌ها یادداشت شد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

برای ساده‌کردن داده‌های پوشش گیاهی و بررسی تغییرات همزمان همه گونه‌های گیاهی از تجزیه تطبیقی قوس‌گیر (DCA)^۱ استفاده شد (۲۶). محور اول DCA می‌تواند ابزار بسیار مفیدی برای به‌دست آوردن گرادیان است (۹)، بنابراین از داده‌های این محور استفاده شد و بر روی داده‌های محور اول DCA و فاصله از آبشخور، دو مدل خطی و سه مدل غیرخطی برازش داده شد. مدل‌های خطی و معکوس دو مدل خطی مورد استفاده بودند که معادله آنها به‌ترتیب عبارتند از:

$$y = ax + b \quad \text{معادله (۱)}$$

$$y = a + \left(\frac{b}{x} \right) \quad \text{معادله (۲)}$$

مدل‌های نمایی، رگرسیون تکه‌ای و لجستیک سیگموئید سه مدل غیرخطی مورد استفاده بودند که به-ترتیب معادله آنها عبارتند از:

نتایج برآزش ۵ مدل خطی و غیرخطی بر روی داده‌های محور اول DCA و فاصله از آبشخور هر یک از سه آبشخور روستاهای قاسم‌آباد، شورآباد و امیرآباد نشان داد، برای آبشخور روستای قاسم‌آباد تمام مدل‌ها به جز مدل سیگموئید لجستیک و همچنین روستای شورآباد نیز تمام مدل‌های برآزش داده، معنی‌دار بودند. سرانجام برای روستای امیرآباد به استثناء دو مدل نمایی و سیگموئید لجستیک بقیه مدل‌ها در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار بودند (جدول ۲).

معنی‌دار بودند ($p < 0.05$)، ضریب اطلاعات آکائیک محاسبه شد. مدلی که کمترین مقدار ضریب آکائیک را به خود اختصاص داد، به عنوان بهترین مدل انتخاب و نقطه شکست هر مدل به عنوان آستانه تعیین شد.

نتایج

جدول ۱- نام گونه‌های موجود در سه روستای مورد مطالعه بر اساس فرم رویشی و حضور و عدم حضور آنها

نام گونه	نام خانواده	فرم رویشی	کلاس خوشخوراکی	قاسم‌آباد	شورآباد	امیرآباد
<i>Acanthophyllum macrodon</i>	Caryophyllaceae	بوته	III	+	+	+
<i>Aellenia subaohylla</i>	Chenopodiaceae	بوته	II	+	+	+
<i>Aeluropus littoralis</i>	Poaceae	گراس دائمی	I	-	+	+
<i>Alhaji camelorum</i>	Fabaceae	فورب چند ساله	III	+	+	+
<i>Artemisia siebri</i>	Compositae	بوته	II	+	+	+
<i>Eremurus persicus</i>	Liliaceae	فورب یکساله	III	-	+	+
<i>Peganum harmala</i>	Zygophyllaceae	فورب چندساله	III	+	+	+
<i>Pteropyrum aucheri</i>	Poligonaceae	درختچه	I	+	+	+
<i>Salsola kali</i>	Chenopodiaceae	فورب یکساله	III	-	+	-
<i>Salsola brachiata</i>	Chenopodiaceae	فورب یکساله	III	-	+	+
<i>Scariola orientalis</i>	Chenopodiaceae	بوته	I	+	+	-
<i>Zygophyllum eurypeterum</i>	Zygophyllaceae	درختچه	II	+	+	+

+ نشان‌دهنده حضور گونه در ترکیب گیاهی روستا، - نشان‌دهنده عدم حضور گونه در ترکیب گیاهی روستاها

سرانجام برای آبشخور روستای امیرآباد از بین مدل‌های معنی‌دار، مدل رگرسیون تکه‌ای کمترین ضریب اطلاعات آکائیک را به خود اختصاص داد (جدول ۲) که معادله آن عبارت است از:

$$y = 2/6260 - 0.0172x \quad \text{اگر } x \leq 451/3 \quad \text{و } (3)$$

اگر $y = 2 / 6260 - 0.0172x + 0.02(3x - 451)$ پس از مشخص شدن بهترین مدل‌ها، نقطه شکست هر کدام از مدل‌ها برآورد شد که برای آبشخور روستاهای قاسم‌آباد، شورآباد و امیرآباد به ترتیب نقطه شکست در فاصله‌های ۳۸۰، ۳۰۰ و ۴۵۱ متری از آبشخور برآورد شد.

از بین مدل‌های معنی‌دار برای روستای قاسم‌آباد مدل غیرخطی رگرسیون تکه‌ای کمترین ضریب اطلاعات آکائیک را به خود اختصاص داد (جدول ۲) که معادله آن عبارت است از:

$$y = 2/73 - 0.0213x \quad \text{اگر } x \leq 379/9 \quad \text{و}$$

$y = 2/73 - 0.0213x + 0.02(x - 379/9)$ اگر $x > 379/9$ برای آبشخور روستا شورآباد مدل غیرخطی نمایی کمترین ضریب اطلاعات آکائیک را به خود اختصاص داد (جدول ۲) که معادله این مدل عبارت است از:

$$y = -52/13 + 50/73e^{(1/1000)x}$$

گونه‌های گیاهی عکس‌العمل‌های متفاوتی به چرا دارند، در نتیجه بررسی همه گیاهان با هم یک ریسک

آبشخور معنی دار بود ($p < 0.05$). مدل نمایی با کمترین مقدار ضریب آکائیک، بهترین مدل برای درصد تاج پوشش دو تیپ درختچه و بوته با توجه به فاصله از آبشخور بود. قابل ذکر است که تغییرات درصد تاج پوشش این دو تیپ نسبت به آبشخور روند افزایشی داشتند. مدل خطی با یک روند افزایشی نسبت به آبشخور نیز برای درصد تاج پوشش پهن برگ علفی چندساله دارای کمترین مقدار ضریب اطلاعات آکائیک بود (جدول ۳).

برای روستای شورآباد مدل معکوس با کمترین مقدار ضریب آکائیک و با یک روند افزایشی نسبت به آبشخور، بهترین مدل برای تغییرات درصد تاج پوشش بوته نسبت به فاصله از آبشخور بود. ۳ مدل نمایی نیز برای تغییرات درصد تاج پوشش پهن برگ علفی یکساله، چندساله و گندمیان نسبت به آبشخور، کمترین مقدار آکائیک را داشتند. که به ترتیب روند کاهشی، افزایشی و افزایشی با فاصله از آبشخور داشتند و برای تغییرات درصد تاج پوشش تیپ درختچه، مدل رگرسیون تکه‌ای با روند افزایشی نسبت به آبشخور، کمترین مقدار آکائیک را به خود اختصاص داد (جدول ۴).

در آبشخور روستای امیرآباد، برای درصد تاج پوشش درختچه مدل خطی کمترین مقدار ضریب آکائیک را به خود اختصاص داد. در این آبشخور نیز سه مدل نمایی برای درصد تاج پوشش پهن برگان علفی چندساله، بوته و گندمیان کمترین مقدار آکائیک را داشتند که به ترتیب روند کاهشی، افزایشی و افزایشی نسبت به فاصله از آبشخور داشتند. برای تغییرات درصد تاج پوشش تیپ پهن برگان علفی یکساله، مدل غیرخطی رگرسیون تکه‌ای، با روند کاهشی با فاصله از آبشخور، کمترین مقدار آکائیک را به خود اختصاص داد (جدول ۵).

است. از آنجاکه گونه‌های مشابه از نظر بیولوژیک، دارای عکس‌العمل‌های یکسانی به گرادبان چرا هستند (۱۲)، در نتیجه از عوامل تیپ‌های عملکردی گیاهان (PFTs) استفاده شد. تیپ‌های عملکردی گیاهان برای مطالعه ارتباط بین گیاهان و آشفته‌گی‌های محیطی توسط اکولوژیست‌ها استفاده شده است (۲۵)، زیرا تیپ‌های عملکردی گیاهان، گروهی از گونه‌های گیاهی هستند که عکس‌العمل یکسانی به آشفته‌گی‌های محیطی و مدیریتی، مانند چرا دارند (۲۴). در این عامل، گونه‌ها برحسب فرم رویشی و طول عمر تیپ‌بندی می‌شوند. عکس‌العمل تیپ‌های عملکردی گیاهان به چرا نماینده عکس‌العمل فرایندهای بوم‌شناسی به چرا در مناطق خشک و نیمه‌خشک است، زیرا مطالعات قبلی نشان دادند که همبستگی بسیار زیادی بین عکس‌العمل گیاهان به چرا، فرم رویشی و طول عمر گیاهان وجود دارد (۱۰ و ۲۱). تیپ‌های عملکردی گیاهان نمایانگر خوشخوراکی گونه‌ها نیز هستند. به‌طوریکه گندمیان جزء گونه‌های خوشخوراک (کلاس خوشخوراکی I)، بوته‌ها و درختچه‌ها گونه‌های تقریباً خوشخوراک (کلاس خوشخوراکی I و II) و پهن برگان علفی یکساله و چندساله جزء گونه‌های غیرخوشخوراک (کلاس خوشخوراکی III) منطبقه هستند (جدول ۱).

با توجه به ترکیب گیاهی گونه‌ها (جدول ۱) تیپ‌های مختلف عملکردی در سه آبشخور قاسم‌آباد، شورآباد و امیرآباد برآورد شد، به‌طوریکه برای آبشخور روستای قاسم‌آباد سه طبقه تیپ عملکردی (درختچه، بوته و پهن برگ علفی چندساله) و برای دو آبشخور شورآباد و امیرآباد پنج طبقه تیپ عملکردی (درختچه، بوته، گندمیان، پهن برگ علفی چندساله و یکساله) وجود داشت. سپس بر روی داده‌های تاج پوشش گیاهی تیپ‌های عملکردی سه روستای قاسم‌آباد، شورآباد و امیرآباد نسبت به فاصله از آبشخور پنج معادله خطی و غیرخطی مذکور برازش داده شد ($p < 0.05$). نتایج نشان داد که تمام مدل‌های برازش داده شده، به‌جز مدل سیگموئید لجستیک برای درصد تاج پوشش سه تیپ عملکردی گیاهان روستای قاسم‌آباد با توجه به فاصله از

جدول ۲- ضریب اطلاعات آکائیک برای معادله‌های محور اول DCA با توجه به فاصله از آبشخور روستاها

نام روستا	رگرسیون تکه‌ای	سیگموئید لجستیک	نمایی	معکوس	خطی
قاسم آباد	۱۳۹/۸	ns	۱۴۲/۵۲	۳۶۰/۳۲	۲۳۱/۳۵۸
شور آباد	۱۵۸/۴۳	۱۵۹/۸۴	۱۵۴/۳۹	۳۵۴/۰۸	۳۵۹/۰۹
امیر آباد	۱۱۸/۷۸	ns	ns	۱۴۷/۲۹۶	۲۳۶/۳۲

ns نشان‌دهنده معنی‌دار نبودن در سطح احتمال ۵ درصد است.

جدول ۳- ضریب اطلاعات آکائیک برای معادله‌های تاج پوشش تیپ‌های عملکردی با توجه به فاصله از آبشخور روستای قاسم‌آباد

تیپ‌های عملکردی گیاهان	رگرسیون تکه‌ای	سیگموئید لجستیک	نمایی	معکوس	خطی
درصد تاج پوشش درختچه	+۳۱۹/۴۱	ns	+۳۰۶/۹۳	+۴۵۷/۱۵	+۵۴۶/۸
درصد تاج پوشش بوته	+۱۴۴/۹۸	ns	+۱۴۱/۱۵	+۱۵۴/۸	+۱۶۷/۱۷
درصد تاج پوشش پهن‌برگ علفی چند ساله	+۶۴/۲۳	ns	+۴۲/۰۲	+۲۳/۱۲	+۱۲/۵۶

ns نشان‌دهنده معنی‌دار نبودن، +: نشان‌دهنده روند افزایشی با فاصله از آبشخور، -: نشان‌دهنده روند کاهشی با فاصله از آبشخور

جدول ۴- ضریب اطلاعات آکائیک برای معادلات تاج پوشش تیپ‌های عملکردی گیاهان با توجه به فاصله از آبشخور روستای شور‌آباد

تیپ‌های عملکردی گیاهان	رگرسیون تکه‌ای	سیگموئید لجستیک	نمایی	معکوس	خطی
درصد تاج پوشش درختچه	+۲۳۱/۷۸	ns	+۲۳۴/۶۷	+۱۲۳/۲۶	+۱۱۲/۰۸
درصد تاج پوشش بوته	ns	ns	+۸۱/۱۲	+۶۷/۰۹	+۶۹/۷۸
درصد تاج پوشش پهن‌برگ علفی یکساله	-۵۸/۵۴	ns	-۹۷/۸۷	-۷۶/۸۷	-۶۵/۴۵
درصد تاج پوشش گندمیان	+۵۸/۰۴	ns	+۳۷/۳۳	+۵۶/۸۹	+۵۲/۷۳
درصد تاج پوشش پهن‌برگ علفی چندساله	-۷۶/۶	ns	-۵۳/۴	-۶۹/۲	-۷۹/۱

ns نشان‌دهنده معنی‌دار نبودن، +: نشان‌دهنده روند افزایشی با فاصله از آبشخور، -: نشان‌دهنده روند کاهشی با فاصله از آبشخور

جدول ۵- ضریب اطلاعات آکائیک برای معادله‌های تاج پوشش تیپ‌های عملکردی گیاهان نسبت به فاصله از آبشخور روستای امیر‌آباد

تیپ‌های عملکردی گیاهان	رگرسیون تکه‌ای	سیگموئید لجستیک	نمایی	معکوس	خطی
درصد تاج پوشش درختچه	+۲۹/۰۴	+۶۴/۲۳	+۳۴/۶۶	+۵۷/۲۱	+۸۷/۹۸
درصد تاج پوشش بوته	+۲۶۶/۰۶	ns	+۲۷۹/۲۴	+۲۲۸/۱۵	+۲۸۷/۰۵
درصد تاج پوشش پهن‌برگ علفی یکساله	-۷۳/۸۲	ns	-۲۵/۸۴	-۴۳/۷۳	-۹۲/۰۸
درصد تاج پوشش گندمیان	+۱۴۵/۸۸	ns	+۶۵/۲۳	+۸۵/۵۶	+۸۷/۶۵
درصد تاج پوشش پهن‌برگ علفی چندساله	+۲۳۴/۱۸	ns	-۲۰۱/۴۵	-۲۳۴/۳۲	-۲۹۷/۲۸

ns نشان‌دهنده معنی‌دار نبودن در سطح احتمال ۵ درصد، +: نشان‌دهنده روند افزایشی با فاصله از آبشخور، -: نشان‌دهنده روند کاهشی با فاصله از آبشخور

بحث و نتیجه‌گیری

گرفت زمانی که ساختار زنده یا اثرات متقابل آن تحت تأثیر چرا تغییر می‌کنند، نشان‌دهنده حضور یک آستانه در اکوسیستم است (۷ و ۸). این مدل‌ها برای تیپ‌های عملکردی بوته، گندمیان و درختچه روندی صعودی نسبت به آبشخور داشتند و برای پهن‌برگان علفی یکساله و چندساله این روند نزولی بود. همچنین مشاهده شد که گونه‌های مقاوم به چرا به صورت خطی تغییر می‌کنند، به طوری که بهترین مدل برای گونه‌های بوته‌ای در آبشخور روستای شور‌آباد و گونه‌های

نتایج این بررسی نشان داد که تغییرات عکس‌العمل گیاهان به چرا غیرخطی است که این خود شاهد بسیار قوی بر وجود تغییرات آستانه در گیاهان با توجه به گرادیان چراست. بهترین مدل‌ها برای داده‌های پوشش گیاهی مدل‌های غیرخطی نمایی و رگرسیون تکه‌ای بودند. تأثیر چرا بر فرایندهای بوم‌شناسی نیز غیرخطی است، زیرا عکس‌العمل تیپ‌های عملکردی گیاهان به چرا در هر سه آبشخور غیرخطی است. پس می‌توان نتیجه

بررسی‌های گذشته نشان داده است که عکس‌العمل متغیرهای بوم‌شناسی نسبت به فاصله از آبشخور، از منحنی سیگموئید لجستیک تبعیت می‌کند (۳، ۱۳ و ۱۹)، اما در منطقه مورد مطالعه منحنی سیگموئید کمتر مشاهده شد و مدل‌های نمایی و رگرسیون تکه‌ای بهترین مدل‌های منطقه بودند که نشان‌دهنده شدت زیاد تغییرات در نقطه آستانه (حدود ۴۰۰ متری آبشخور) است. این افزایش سریع یا کاهش سریع در نتیجه مکانیسم‌های زنده تحت تأثیر فشار چراست. یکی از مکانیسم‌هایی که می‌توان برای این نتایج نام برد، افزایش رقابت بین‌گونه‌ای است (۱۷). مطالعات گذشته نشان داد که افزایش چرا در نزدیک آبشخور با افزایش جوانه‌زنی و رشد گیاهان یکساله همبستگی دارد و کاهش چرا با افزایش جوانه‌زنی گیاهان چندساله و خوشخوراک همبستگی دارد (۲۰). به احتمال زیاد شرایط بوم‌شناختی مناطق تا شعاع ۴۰۰ متری از آبشخور که به شدت تخریب یافته و از آستانه عبور کرده‌اند، از طریق فعالیت‌های مدیریتی، معرفی گونه‌های حذف‌شده و افزایش قدرت رقابتی این گیاهان در مواجهه با یکساله‌ها و خشبی‌ها قابل احیاست. البته توزیع یکنواخت دام در مرتع، احداث آبشخورهای جدید و استفاده متناوب از آبشخورها، نیز باعث کاهش تردد دام و بهبود وضعیت نزدیک آبشخورها می‌شود.

درختچه‌ای در آبشخور روستای امیرآباد مدل خطی بود، البته در آبشخور روستای قاسم‌آباد پهن‌برگان علفی چندساله که از گونه‌های غیرخوشخوراک منطقه هستند، نیز به صورت خطی افزایش پیدا می‌کنند که نشان‌دهنده نوع دیگری از مکانیسم‌هاست. کاهش چرا ممکن است برای گونه‌های پهن‌برگ یکساله و چندساله مناسب باشد، زیرا خاک منطقه شنی-لومی و منطقه تحت فرسایش بادی است. با کاهش چرا گونه‌های بوته‌ای و درختچه‌ای تجمع بیشتری پیدا کرده و در پشت خود تپه‌های شنی را به وجود می‌آورند و محیط غیرزنده را تغییر می‌دهند (به‌ویژه مواد آلی خاک) که این محیط برای استقرار گونه‌های پهن‌برگ علفی یکساله و چندساله مناسب خواهد بود (۲۳). بنابراین مکانیسم‌های غیرزنده (وزش باد) به اندازه مکانیسم‌های زنده (چرای دام) می‌توانند یک آستانه را تحت تأثیر قرار بدهند (۲۲)، از این رو تغییرات سریع یک آستانه فقط از داده‌های ترکیب گیاهی مشتق نشده است.

از آنجا که تأثیر چرا با نرخ دامگذاری در مرتع همبستگی دارد (۲)، فاصله‌ای را که آستانه در آبشخور سه روستای مذکور نشان می‌دهد، یکسان نیست، به‌طوری‌که در آبشخور روستای امیرآباد که نرخ دامگذاری بیشتر از دو آبشخور دیگر است (۴۰۰ واحد دامی در مقابل ۳۰۰ واحد دامی در هر یک از روستاهای قاسم‌آباد و شورآباد). آستانه در فاصله بیشتری از آبشخور دو روستای دیگر قرار گرفته است.

منابع

1. Akaik, H., 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. pp: 267-281. In: B.N. Petrov and Csaki, Eds. Second International Symposium on Information Theory. Academia Kiado, Budapest.
2. Andrew, M.H., 1988. Grazing impact in relation to livestock watering points. Trends in Ecology and Evolution, 3: 336-339.
3. Bastin, G.N., A.D. Sparrow, & G. Pearce, 1993. Grazing gradients in central Australian Rangelands: ground verification of remote sensing-based approaches. The Rangeland Journal 15(2): 217-233
4. Bestelmeyer, B.T., 2006. Threshold concepts and their use in rangeland management and restoration: the good, the bad, and the insidious. Restoration Ecology, 14: 325-329.
5. Bestelmeyer, B.T., J.E. Herrick, J.R. Brown, D.A. Trujillo, & K. M. Havstad, 2004 Land management in the American Southwest: a state-and-transition approach to ecosystem complexity. Environmental Management, 34: 38-51.
6. Briske, D.D., S.D. Fuhlendorf & F.E. Smeins, 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. Journal of Applied Ecology, 40:601-614.
7. Briske, D.D., S.D. Fuhlendorf & F.E. Smeins, 2005. State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: a synthesis of ecological concepts and perspectives. Rangeland Ecology and Management, 58: 1-10.
8. Briske, D.D., S.D. Fuhlendorf, & F.E. Smeins, 2006. A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. Rangeland Ecology and Management, 59: 225-236.
9. Ejrnaes, R., 2000. Can we trust gradients extracted by Detrended Correspondence Analysis? Journal of Vegetation Science, 11:565-572.
10. Fernandez-Gimenez, M.E. & B. Allen-Diaz. 2001. Vegetation change along gradients from water sources in three grazed Mongolian ecosystems. Plant Ecology, 157: 101-118.
11. Friedel, M.H., 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: a viewpoint. Journal of Range Management, 44: 422-426.
12. Gitay, H., & I.R. Noble, 1997. What are functional types and how should we seek them? pp: 3-19. In: T.M. Smith, H.H. Shugart & F.I. Woodward, Eds. Plant Functional Types: Their Relevance to Ecosystem Properties and Global Change. Cambridge University Press, Cambridge.
13. Graetz, R.D. & J.A. Ludwig. 1978. A method for the analysis of piosphere data applicable to range assessment. Australian Rangeland Journal, 1: 126-136.
14. Harrington, R. 2002. The effects of artificial water points on the distribution and abundance of avifauna in an arid and semi-arid Mallee environment. Thesis of the degree of Doctor of Philosophy. University of Melbourne, University Press, Cambridge, UK, 153 p.
15. Lindenmayer, D.B. & G. Luck, 2005. Synthesis: thresholds in conservation and management. Biological Conservation, 124: 35-354.
16. Mesdaghi, M., 1998. Rage management in Iran. Astane ghods publications, 259 p. (In Persian)
17. Milchunas, D.G., O.E. Sala & W.K. Lauenroth, 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. American Naturalist, 132: 87-106.
18. Motulsky, H. & A. Chritopolous, 2003. Fitting model for the development and survival of *Hypantia cunea* in relation to temperature and humidity. Mem Entomol Soc Can, 70:60-65.
19. Noy-Meir, I., 1981. Spatial effects in modeling of arid ecosystem. In: Arid Land Ecosystem: Structure, Function and Management, (Eds Goodall and R.A. Perry) 2: 411-32. Cambridge University Press, Sydney.
20. Pakeman, R.J., 2004. Consistency of plant species and trait responses to grazing along a productivity gradient: a multi-site analysis. Journal of Ecology, 92: 893-905.
21. Sasaki, T., T. Okayasu, Y. Shirato, U. Jamsran, S. Okubo, & K. Takeuchi, 2007. Can edaphic factors demonstrate landscape-scale differences in vegetation responses to grazing? Plant Ecology, 194: 51-66.
22. Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke & B. Walker, 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, 413: 591-596.

23. Shachak, M., M. Sachs, & I. Moshe, 1998. Ecosystem management of desertified shrublands in Israel. *Ecosystems*, 1: 475-483.
24. Smith, T.M, H.H. Shugart, & F.I. Woodward. 1997. *Plant Functional Types: Their Relevance to Ecosystem Properties and Global Change*. Cambridge University Press, Cambridge. 355pp
25. Sternberg M, M. Gutman, A. Perevolotsky, ED. Ungar, & J. Kigel, 2000. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *Journal of Applied Ecology*, 37: 224-237.
26. Toms, J.D. & M.L. Lesperance, 2003. Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds. *Ecology*, 84: 2034-2041.