تاثیر مدیریت چرا بر شاخص‌های تنوع گونه‌ای و کارکردی مرتع و ارتباط بین آن‌ها با زیتوده روزمینی

آیلین فرجی[۱]، محمدرضا طاطیان[۲*]، رضا تمرتاش[۲] انور سنایی[۳]

۱- دانشجوی دکترای علوم مرتع، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

۲*- دانشیار گروه مرتعداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

۳- گیاه شناسی سیستماتیک و تنوع زیستی کارکردی، موسسه زیست شناسی، دانشگاه لایپزیگ، لایپزیگ، آلمان

*ایمیل نویسنده مسئول: mr_t979@yahoo.com

تاریخ دریافت : ۱۴۰۱/۰۴/۱۴ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۶/۰۶

چکیده

کارکردهای اکوسیستم، وابسته به تنوع زیستی بوده و به دلیل گستردگی تنوع، استفاده از شاخص‌های مختلف در ارزیابی ارتباط تنوع-کاکرد اکوسیستم ضروری است. بنابراین، در مطالعه حاضر از شاخص‌های تنوع گونه‌ای (غنا، شانون-وینر، سیمپسون و یکنواختی)و کارکردی برای بررسی ارتباط آن‌ها با کارکرد اکوسیستم (زیتوده روزمینی) تحت مدیریت‌های مختلف چرا در مرتع ییلاقی پیکره در استان مازندران استفاده شد. به منظور محاسبه شاخص‌های تنوع گونه‌ای، تنوع کارکرد و ویژگی‌های موثر بر تولید زیتوده روزمینی (سطح برگ، محتوای ماده خشک برگ، شاخص سطح ویژه برگ، ارتفاع گیاه و وزن خشک برگ) از ۵ پلات اصلی و ۱۵ زیرپلات در هر سایت چرایی (سبک و سنگین) در مجموع ۳۰ پلات در قالب طرح تصادفی-سیستماتیک استفاده شد. همچنین، ارتباط بین شاخص‌های مختلف با زیتوده روزمینی با استفاده از روش تجزیه و تحلیل رگرسیونی بررسی شد. نتایج نشان دادند که شاخص‌های تنوع گونه‌ای (یکنواختی، شانون و سیمپسون) ارتباط معنی‌دار و منفی با زیتوده روزمینی داشتند. دو شاخص تنوع کارکرد مبتنی بر یک ویژگی دارای رابطه منفی با کارکرد اکوسیستم بودند اما شاخص میانگین وزنی محتوای ماده خشک دارای رابطه مثبت با کارکرد بود. همچنین نتایج رگرسیون چندگانه نیز نشان داد که شاخص‌های تنوع گونه‌ای و تنوع کارکردی مبتنی بر یک ویژگی به ترتیب ۰/۴۳ و ۰/۶۸ از تغییرات کارکرد اکوسیستم را توجیه می‌کنند. از این رو، جنبه‌های مختلف تنوع زیستی دارای ارتباط با کارکرد اکوسیستم هستند و حفاظت پایدار از خدمات و کارکردهای اکوسیستم اهمیت بالایی دارد. همچنین چرای سنگین موجب از بین رفتن ارتباطات بین تنوع زیستی و کارکرد اکوسیستم شد. به همین دلیل کاهش شدت چرایی در اکوسیستم‌های مرتعی، موجب بهبود وضعیت تنوع زیستی و در نهایت بهبود کارکرد اکوسیستم خواهد شد.

کلمات کلیدی

"تنوع زیستی"، "کارکرد اکوسیستم"، "مدیریت مرتع"، "شاخص میانگین وزنی جامعه"، "چرای دام".

مقدمه

اکوسیستم‌های مرتعی یکی از بزرگترین اکوسیستم‌های خشکی هستند که بیشتر از ۴۰ درصد سطح خشکی‌ها را به خود اختصاص داده‌اند (Buyantuyay and Gries, 2007; Holechet, 2013; Wick et al., 2016; Sawalhah et al., 2019). همچنین این اکوسیستم‌ها دارای خدمات و کارکردهای گسترده‌ای هستند در واقع خدمات اکوسیستم دارای مزایایی هستند که برای حفظ کیفیت زندگی به صورت مستقیم یا غیرمستقیم از اکوسیستم‌ها بدست می‌آیند در نتیجه حیات جوامع بشری وابسته به آن‌ها بوده و به همین دلیل شناخت، پایش، حفاظت و احیا آن‌ها بسیار ضروری به نظر می‌رسد (Mea, 2005; Cardinal et al., 2012; Su et al., 2016). زیتوده روزمینی از جمله مهم‌ترین کارکردهای اکوسیستم‌های مرتعی بشمار می‌رود و نقش اساسی در فرآیندهای مهمی از قبیل کنترل رواناب و فرسایش آبی، کنترل فرسایش بادی، تأمین علوفه مورد نیاز گیاه‌خواران، پناهگاه حیات وحش و منبع ذخایر کربن دارد (Anser et al., 2003; Mea, 2005; Liu et al., 2013). زیتوده گیاهی در واقع به عنوان وزن زندهٔ اندام‌های گیاهی روزمینی تعریف می‌گردد که معیاری نسبی از میزان استفادهٔ گیاهان مختلف از منابع اکوسیستم است (Cornelissen et al., 2003). همچنین در بسیاری از تحقیقات نماینده کارکرد اکوسیستم تعیین شده و ارتباطش با شاخص‌های مختلف تنوع زیستی بررسی شده است (Majekova et al., 2014; Paguett and Messier, 2015; Fayeiah et al., 2019;امیدی پور و همکاران، ۱۳۹۸؛ امیدی پور و همکاران، ۱۳۹۹). به عنوان مثال امیدی‌پور و همکاران (۱۳۹۹) در مراتع بروجن ارتباط معنی-دار و مثبتی بین شاخص‌های تنوع از جمله شانون و سیمپسون و غنا گزارش کردند. بطور کلی، نوع ارتباط تنوع و کارکرد اکوسیستم توسط دو فرضیه نسبت زیتوده (Mass ratio hypothesis) و فرضیه استفاده تکمیلی آشیان‌های اکولوژیک (Niche

comelimentarity hypothesis) بیان می‌شود. در فرضیه اول گونه‌های فراوان‌تر و غالب هر اکوسیستم که دارای سهم بیشتری از زیتوده هستند، تعیین کننده میزان کارکرد اکوسیستم بوده و تغییرات در فراوانی آن‌ها کارکرد اکوسیستم را پیش‌بینی می‌کنند (Herrero and Thornton, 2013)، در مقابل، فرضیه تکمیلی بیان می‌کند که جوامع متنوع‌تر دارای کارکرد اکوسیستم بیشتری هستند چون در این صورت گونه‌های مختلف قسمت‌های مختلفی از آشیان اکولوژیک را پوشش داده و از تمام منابع موجود استفاده شده و این استفاده تکمیلی منابع باعث افزایش کارکرد اکوسیستمی خواهد شد (Sanaei et al., 2018). به عبارت ساده‌تر، در فرضیه اول کارکرد بیشتر اکوسیستم ناشی از تأثیر بیشتر گونه غالب در اکوسیستم است که سهم بیشتری از کارکرد اکوسیستم (به عنوان مثال زیتوده گیاهی) را به خود اختصاص می‌دهند. درحالی‌که در فرضیه دوم افزایش تنوع موجب افزایش تفاوت در دامنه آشیان‌های بوم‌شناختی گیاهان شده و در نتیجه همپوشانی آشیان‌ها کمتر شده و رقابت به حداقل ممکن خواهد رسید و با توجه به استفاده از قسمت‌های مختلف آشیان‌های در دسترس، کارکرد اکوسیستم حداکثر خواهد شد. غنای گونه‌ای، ساده‌ترین معیار اندازه‌گیری تنوع است و معمولاً بعنوان یک متغیر پیشگو برای زیتوده بالای سطح زمین مورد استفاده قرار می‌گیرد (Tilman et al., 2014; Qin et al., 2018). اکوسیستم‌های دارای تنوع زیستی بیشتر سطوح بالاتری از کارکرد و خدمات اکوسیستم را دارا می‌باشند (Schmid et al., 2001; Moe zam et al., 2020). با توجه به وابستگی خدمات و کارکردها به تنوع زیستی و همچنین روند رو به کاهش آن در دهه‌های اخیر، افزایش نگرانی‌ها در زمینه کاهش خدمات و کارکردهای اکوسیستم افزایش یافته است (Deng, 2012; Gross et al., 2013). در این راستا، ارتباط تنوع زیستی و کارکردهای مختلف مورد توجه بوم‌شناسان قرار گرفته است. تنوع زیستی یکی از میراث‌های چند میلیون ساله‌ای است که به سادگی بدست نیامده در واقع تنوع امری تجدید ناپذیر بوده و نابودی آن آسیب‌های جدی برای نسل کنونی و آینده خواهد داشت (Farzi et al., 2020). تنوع زیستی در زیستگاه‌های مختلف به سرعت رو به کاهش است که علت اصلی آن بروز انواع آشفتگی و افزایش روز افزون شدت آشفتگی‌های وارد بر اکوسیستم‌ها است. از دست رفتن تنوع زیستی، پایداری فرآیندهای بومشناختی را به خطر انداخته و خدمات آن را محدود می‌سازد (Hegazy et al., 2007; Mouchet et al., 2010). تنوع زیستی نمایانگر سلامت زیستگاه و به طور کلی دو پیام دارد هرچه تنوع بیشتر باشد آن اکوسیستم ایدارتر و سالم‌تر است (Grace et al., 2016; Farzi et al., 2020).

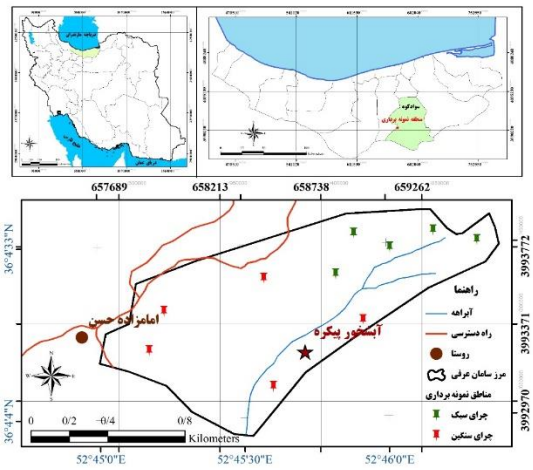
یکی از فشارهای مخرب بر اکوسیستم‌های مرتعی که باعث کاهش تنوع و از بین رفتن عناصر گیاهی حساس می‌شود، چرای مفرط دام است. چرای دام از هر نوع که باشد با تغییر در فراوانی گونه‌های کلیدی که ضامن بقا و پایداری و کارکرد اکوسیستم‌ها هستند، این اکوسیستم‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Bonham, 2013). چرای دام تغییرات زیادی در ساختار و عملکرد جوامع گیاهی به وجود می‌آورد (Su et al., 2017) در این راستا با بررسی تأثیر چرای دام بر پوشش گیاهی مراتع کشور هند (Nautigal et al., 2004) و همچنین تأثیر چرای دام بر ساختار و عملکرد اکوسیستم در چین (wan et al., 2015) بر تأثیر چرا بر تغییر ساختار و عملکرد اکوسیستم تأکید کردند همچنین تحقیقات نشان داده است که حدود ۶۰ درصد مراتع با چرای دام مفرط روبرو است. یکی دیگر از اثرات منفی چرای بیش از حد شور شدن و بیابان‌زایی است که توسط محققان مورد توجه بوده است (Liu et al., 2013). در واقع چرای دام در اکوسیستم‌ها از استفاده‌های اولیه و اصلی بشمار می‌رود و ممکن است دام‌های چراکننده با توجه به نوع دام، شدت چرا و گونه گیاهی میزبان، در ترکیب و تنوع گیاهی تغییراتی ایجاد کنند (Bargett and Wardle, 2010; Herrero and Oesterhelal, 2018). با این وجود چرای دام به عنوان سیستم مدیریتی در مراتع بوده که از جمله اهداف آن، حفظ تنوع گیاهی است (Zhang et al., 2018). همچنین چرای شدید بر کاهش تولید، افزایش گونه‌های غیرخوشخوراک، کاهش تنوع و تغییر ساختار خاک اثر می‌گذارد و بنابراین در بسیاری از اکوسیستم‌های مرتعی جهان نقش مهمی را ایفا می‌کند (جعفریان و همکاران، ۱۳۹۶، Herrero and Oesterhelal, 2018; Zuo et al., 2019). بررسی‌های زیادی در زمینه اثرات چرای دام بر تنوع انجام شده است و حاکی از افزایش تنوع و غنای گیاهی تحت چرای سبک و متوسط و کاهش تنوع و غنای گونه‌ای تحت چرای سنگین بوده است (برهانی و جابرالانصار، ۱۳۹۶؛ Hoshino et al., 2009; Sanaei et al., 2019; Rahmanian et al., 2020). در این زمینه جعفریان و همکاران (۱۳۹۶) و امیدی پور و همکاران (۱۳۹۸) در مراتع کردستان و شهرکرد به نتایج مشابهی رسیدند که شاخص‌های غنای گونه‌ای و شانون با افزایش چرای دام روند کاهشی از خود نشان دادند و در نهایت با افزایش شدت چرا تنوع کارکردی کاهش می‌یابد. درک پاسخ گیاهان به شدت‌های مختلف چرای دام برای حفظ منابع طبیعی و تسهیل مدیریت اکوسیستم ضروری است (Gholami et al., 2020). در همین راستا نتایج مطالعات هررو و تورنتن (Herrero and Oesterhelal, 2018) روی اثر شدت چرا بر تنوع و غنا گونه‌ای حاکی از پاسخ منفی تنوع و غنا به افزایش شدت چرا از سطوح متوسط به شدید بود. انتخاب شاخص مناسب جهت تعیین تنوع یک جامعه از مباحث مهم در بوم‌شناسی است و تنوع فقط شامل غنا (تعداد) و یکنواختی (توزیع فراوانی) گونه‌ها نیست و ویژگی‌های کارکردی مختلف را نیز باید مورد توجه قرار داد (Zhang et al.,

2017; Moe zam et al., 2020). غنای گونه‌ای، ساده‌ترین معیار اندازه‌گیری تنوع است و معمولاً بعنوان یک متغیر پیشگو برای زیتوده بالای سطح زمین مورد استفاده قرار می‌گیرد (Sanaei et al., 2018; Qin et al., 2018). به عنوان مثال گونه‌ای که به صورت همزمان نقش حفاظت خاک، ترسیب کربن، کاهش فرسایش را دارد (بسیاری از گونه‌های Astragalus) با یک گونه‌ای که فقط تولید زیتوده را انجام می‌دهد از لحاظ کارکردی تفاوت زیادی دارند که با شاخص‌های تنوع (غنا و یکنواختی) قابل بیان نیستند. بنابراین گروهی از شاخص‌های اندازه‌گیری تنوع زیستی به نام شاخص‌های تنوع کارکردی مورد استفاده محققین قرار گرفت که علاوه بر فراوانی گیاهان، توزیع، ارزش محدوده و فراوانی ویژگی‌های کارکردی آن‌ها را مد نظر قرار می‌دهد (Qin et al., 2018;امیدی پور و همکاران، ۱۳۹۹). بنابراین این تحقیق در صدد بیان ارتباط بین تنوع گونه‌ای و تنوع کارکردی با زیتوده روزمینی (کارکرد اکوسیستم) تحت مدیریت‌های مختلف (چرای کم و زیاد) در مراتع استان مازندران است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه مرتع ییلاقی پیکره در ۲۵ کیلومتری جنوب پل سفید واقع در شهرستان سواد کوه با موقعیت جغرافیایی بین "۰ '۴۵ °۵۲ تا "۲۰ '۴۶ °۵۲ طول شرقی و "۵ '۴ °۳۶ تا "۴۰ '۴ °۳۶ عرض شمالی واقع شده است (شکل ۱). همچنین ارتفاع متوسط منطقه مورد مطالعه ۲۶۰۰ متر از سطح دریا و متوسط بارش سالانه ۵۷۰ میلی‌متر، متوسط دمای منطقه ۱۱ درجه سانتی‌گراد و تیپ غالب منطقه Astragalu gossypinus., Onobrychis cornata., Bromus tomentelus بوده که نمونه‌برداری در تیپ‌های گیاهی موجود انجام شد.



شکل ۱: موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان مازندران

برخی از مهمترین گونه‌های موجود در منطقه مورد مطالعه عبارتند از:

Artemisia sp., Phlamis anisodonta., Astragalus gossypinus., salvia officinalis., Dactylis glomerata., Onobrychis cornuta., Festuca ovina., Thymus sp., Bromus tomentelus., Stipa barbata

روش بررسی

نحوه نمونه‌برداری از پوشش گیاهی

نمونه‌برداری از پوشش گیاهی در فصل اوج رشد گیاهی در اواسط خرداد ماه ۱۴۰۰ انجام گرفت. پس از تعیین تیپ گیاهی در منطقه، سایت چرایی سبک و سنگین براساس میزان دسترسی و فاصله از منابعی مانند آغل، آبشخور، راه و غیره با توجه به منطقه انتخاب شد (Zhao et al., 2007; Motamedi et al., 2016). سپس در هر سایت (چرای سبک و سنگین) نمونه‌برداری ۵ پلات اصلی و ۱۵ زیرپلات جهت برداشت متغیرهای مورد اندازه‌گیری استفاده شد در مجموع ۳۰ پلات انداخته شد. نمونه‌برداری در قالب طرح تصادفی-سیستماتیک اجرا شد. در این روش، موقعیت پلات اصلی (۱۰×۱۰ مترمربعی) بصورت تصادفی تعیین شد. سپس سه زیرپلات یک متر مربعی بصورت سیستماتیک درون آن مستقر شد (در راستای قطر اصلی). در نهایت داده‌های سه زیرپلات با یکدیگر تلفیق شده و مبنای تمامی محاسبات انجام شد. این کار به جهت از بین بردن خطای تکرار کاذب در نمونه‌بردای بود (Omidipour et al., 2021). درون هر پلات، با استفاده از ۳ زیرپلات ۱×۱ مترمربعی، نمونه‌برداری از درصد حضور گونه‌های گیاهی، درصد پوشش کل و کارکرد اکوسیستم انجام شد.

اندازه‌گیری کارکرد اکوسیستم

در این تحقیق نیز مشابه با تحقیقات گذشته (Loreau and Hector, 2001; Conti and Diaz, 2013)، زیتوده روزمینی به عنوان کارکرد اکوسیستم انتخاب و اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری زیتوده روزمینی در زیر پلات، کل پوشش گیاهی اعم از یکساله و چندساله از یک سانتی‌متری سطح خاک (Bonham, 2013) قطع و پس از تفکیک گونه‌ها خشک و سپس توزین گردید (Arzani and Abedi, 2005). در مورد گیاهان بوته‌ای موجود در پلات اندازه‌گیری زیتوده با استفاده از تعیین شاخص (روش آدلاید) انجام شد (Andrew et al., 1976). یعنی ابتدا شاخه‌هایی از گیاه بوته‌ای که نماینده ۱۰ تا ۲۰ درصد کل گیاه هستند قطع و این شاخص با گیاه موجود در هر زیر پلات مقایسه و براساس مقایسه چشمی، مقدار زیتوده روزمینی هر گیاه به صورت تخمینی تعیین شد (Omidipour et al., 2021). در پایان روز نمونه‌برداری خشک و توزین گردید و مقدار زیتوده گیاهان بوته‌ای موجود در پلات برآورد شد (Arzani and Abedi, 2005).

اندازه‌گیری ویژگی‌های کارکردی گیاهان

برای اندازه‌گیری شاخص‌های تنوع کارکردی، علاوه بر داده‌های فراوانی گونه‌ای، ویژگی‌های کارکردی گیاهان نیز مورد نیاز است

(Diaz et al., 2007; Pla et al., 2011). در کل ویژگی-هایی که دارای سهولت در اندازه‌گیری باشند و ارتباطی با میزان کارکرد اکوسیستم داشته باشند انتخاب و اندازه‌گیری شدند. در این مطالعه براساس نظر کارشناسان و همچنین مرور منابع موجود و تحقیقات مشابه ۵ صفت شامل: ۱- سطح برگ، ۲- محتوای ماده خشک برگ، ۳-شاخص سطح ویژه برگ،۴- ارتفاع گیاه، ۵- وزن خشک برگ، جهت اندازه‌گیری تنوع کارکردی مورد استفاده قرار گرفت. پس از تعیین ویژگی‌ها، برای اندازه‌گیری هر ویژگی کارکردی گیاهی (ویژگی‌های کمی)، بطور معمول۱۰- ۲۰ تکرار (نمونه) از ۱۰ پایه گیاهی انتخاب و اندازه‌گیری شد (Cornelissen et al., 2003). با توجه به اینکه انتخاب و اندازه‌گیری ویژگی‌های تمام گیاهان امکان‌پذیر نیست، لذا انتخاب گیاهان به صورتی بود که این گیاهان در مجموع ۸۰ درصد ترکیب کل جامعه گیاهی (Dactylis glomerata., Avena sativa., Salvia officinalis., Bromus tomentelus., Stachys byzantine., Thymus sp., Astragalus gossypinus., Onobrychis cornuta) را شامل شوند (Perez et al., 2016).

اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای و تنوع کارکردی

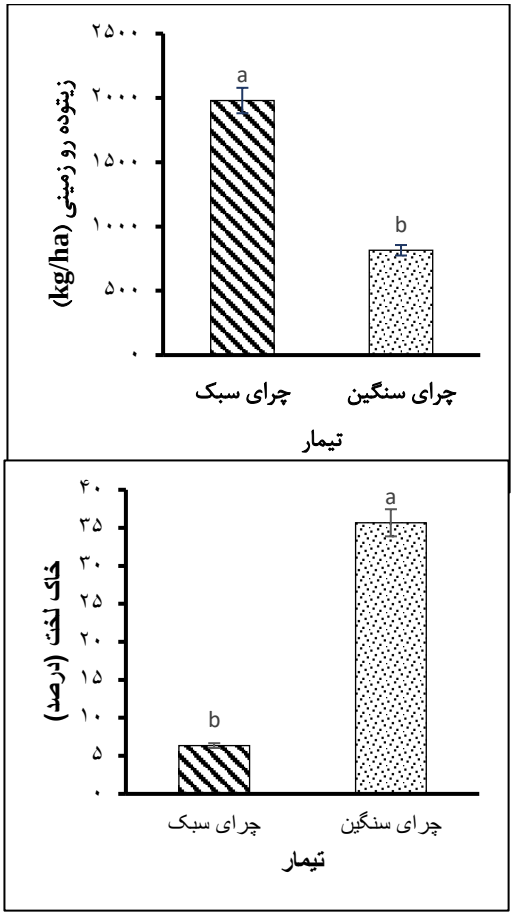
محاسبه شاخص‌های تنوع گونه‌ای (غنا، یکنواختی و تنوع) در نرم افزار PAST صورت گرفت. در این راستا چهار شاخص تنوع گونه‌ای شامل: ۱- غنای گونه‌ای، ۲- تنوع شانون -وینر، ۳- تنوع سیمپسون و ۴- یکنواختی گونه‌ای محاسبه شدند (Magurral and Mcgrill, 2011). مشابه با تنوع گونه‌ای، تنوع کارکردی دارای ابعاد مختلفی بوده که با یک شاخص قابل بیان نیست. در این راستا، ویلگار (۶۸)، بیان نمودند که تنوع کارکردی همچون تنوع گونه‌ای شامل اجزا غنا، یکنواختی و واگرایی با نظرگیری در ارزش ویژگی‌ها و فراوانی گونه‌ای می‌باشد. به همین دلیل، با در نظر گرفتن همه جنبه‌های تنوع کارکرد، می‌توان همه جوانب ارتباط تنوع زیستی و کارکرد اکوسیستم را آشکار ساخت. در این تحقیق، شاخص‌های تنوع کارکرد مورد استفاده عبارتند از شاخص‌های میانگین وزنی جامعه (CWM)، شاخص غنای کارکردی (Functional Richness)، شاخص یکنواختی کارکردی (Functional Eveness) و شاخص واگرایی کارکردی (Functional Divergence). غنای کارکردی نشان‌دهنده گسترش فضایی ویژگی کارکردی در جامعه می‌باشد. این شاخص برای یک ویژگی به صورت محدوده مینیمم-ماکزیمم نشان داده می‌شود، اما برای بیش از یک ویژگی به صورت حجمی در فضای ویژگی‌ها نشان داده می‌شود بصورتی که تعداد ابعاد آن تابعی از تعداد ویژگی مورد بررسی است. یکنواختی کارکردی به عنوان مقیاس یکنواختی از فضای بین گونه‌ها در فضای ویژگی‌ها می‌باشد. واگرایی کارکردی کمیتی از چگونگی ارزش ویژگی‌ها می‌باشد که در محدود فضای ویژگی‌ها پخش شده‌اند (Pla et al., 2011). شاخص میانگین وزنی جامعه که برای هر ویژگی گیاهی به صورت مجزا محاسبه می‌شود، متأثر از ویژگی گونه غالب است. در صورتی که شاخص تنوع کارکرد مبتنی بر چند ویژگی (غنای کارکرد، یکنواختی کارکرد، واگرایی کارکرد)، گویای تنوع و اختلاف در ویژگی‌های کارکردی گونه‌های گیاهی می‌باشد (Loreau, 1998). بنابراین، نوع رابطه (مثبت یا منفی) و سطح ضریب تبیین (R^2) تعیین‌کننده ارتباط تنوع زیستی (گیاهی) و کارکرد اکوسیستم خواهد بود.

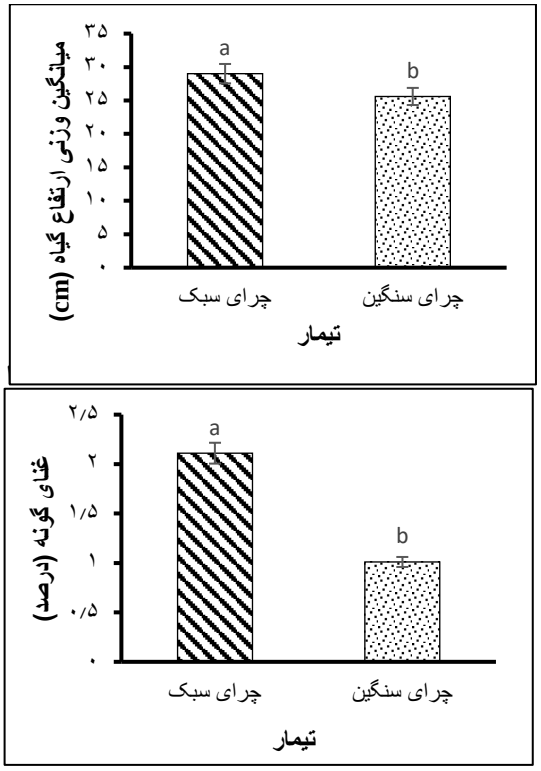
تجزیه و تحلیل آماری

پس از بررسی نرمال بودن داده‌ها (Kolmogrof-Smirnof)، مقایسه میانگین تنوع گونه‌ای، تنوع کارکردی، خصوصیات پوشش و زیتوده گیاهی در دو منطقه چرای سبک و سنگین با استفاده از آزمون T- student test مستقل صورت گرفت. بررسی ارتباط بین کارکرد اکوسیستم در تولید زیتوده (متغیر وابسته) و شاخص‌های تنوع گونه‌ای (غنا، یکنواختی، شیمپسون و شانون-وینر) و تنوع کارکردی (متغیر مستقل) با استفاده از رگرسیون خطی در نرم افزار SPSS مورد بررسی قرار گرفت. بررسی قابلیت پیش‌بینی توسط سه گروه شاخص‌های تنوع گونه‌ای، شاخص تنوع کارکردی مبتنی بر یک ویژگی و شاخص تنوع کارکردی مبتنی بر چندویژگی با استفاده از رگرسیون چندگانه خطی انجام شد (۵۵). به منظور حذف هم خطی چندگانه در هر گروه تنها متغیرهایی که با زیتوده ارتباط معنی‌داری داشتند به مدل نهایی وارد شدند.

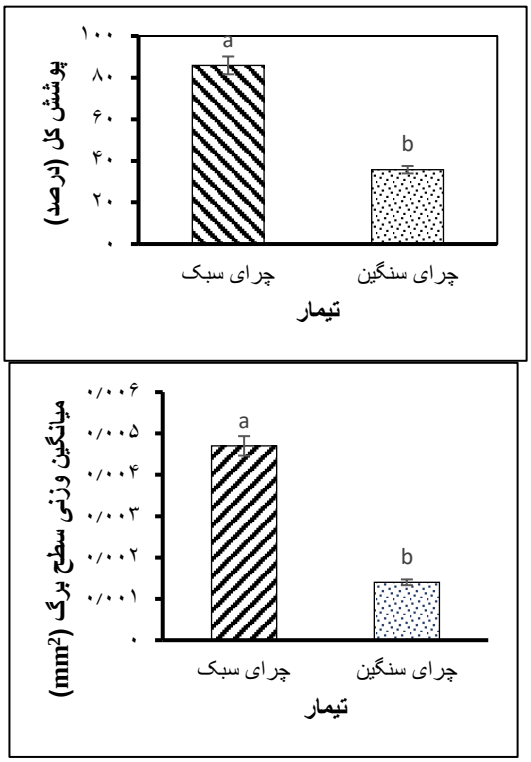
نتایج

بررسی مقایسه میانگین در منطقه مورد بررسی تحت دو چرای سبک و سنگین اختلاف معنی‌داری را در زیتوده گیاهی، خاک لخت، درصد پوشش کل، میانگین وزنی سطح برگ، میانگین وزنی ارتفاع گیاه و غنای کارکردی نشان داد (شکل ۲). مقایسه میانگین نشان داد که زیتوده در منطقه با چرای سبک (P-value=0.000)، درصد پوشش کل (P-value=0.000)، میانگین سطح برگ (P-value=0.001)، میانگین ارتفاع گیاه (P-value=0.08) و غنای گونه‌ای (P-value=0.001) بیشتر از چرای سنگین بوده است و خاک لخت (P-value=0.000) در چرای سنگین بیشتر بوده است (شکل۲).

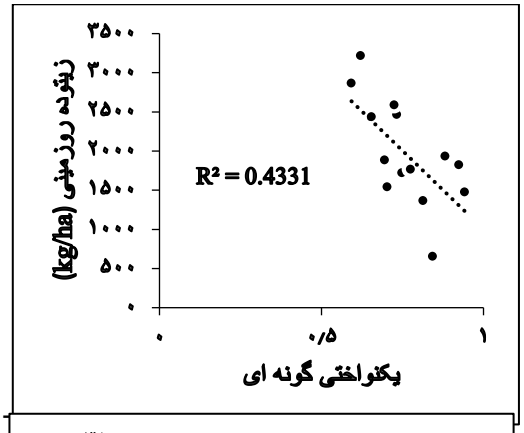


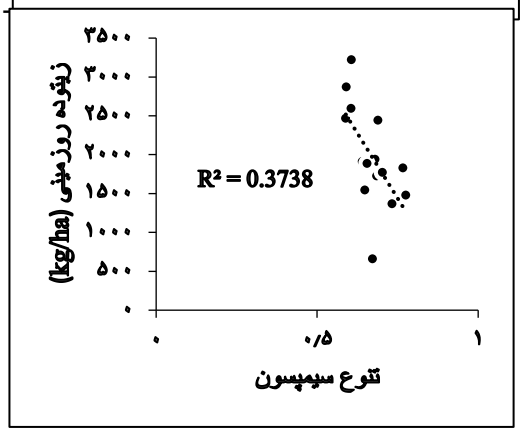


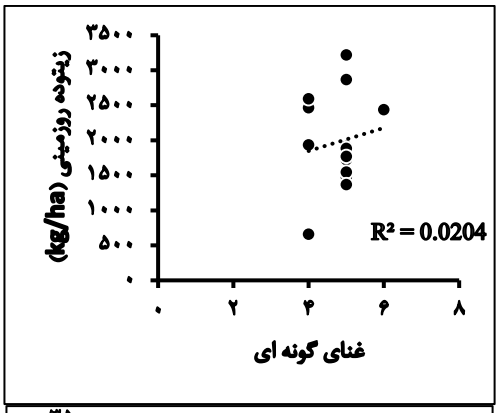
شکل ۲: نتایج مقایسه میانگین متغیرهای مختلف در دو چرای کم و سنگین در منطقه مورد مطالعه

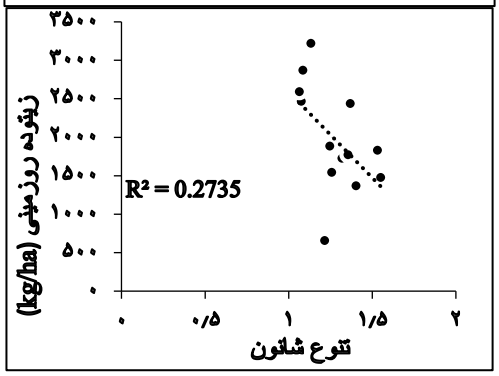


بررسی ارتباط بین شاخص‌های تنوع گونه‌ای نشان داد که ارتباط معنی‌داری بین شاخص‌های تنوع شانون، سیمپسون و یکنواختی با زیتوده گیاهی وجود دارد ولی برای غنای گونه‌ای ارتباط معنی‌دار نبود (شکل۳). براساس نتایج، یکنواختی گونه‌ای دارای یک رابطه معنی‌دار منفی با زیتوده گیاهی بود به طور مشابهی، دو شاخص سیمپسون و شانون نیز دارای رابطه معنی‌دار منفی با کارکرد زیتوده در منطقه مورد مطالعه بودند (شکل ۳).



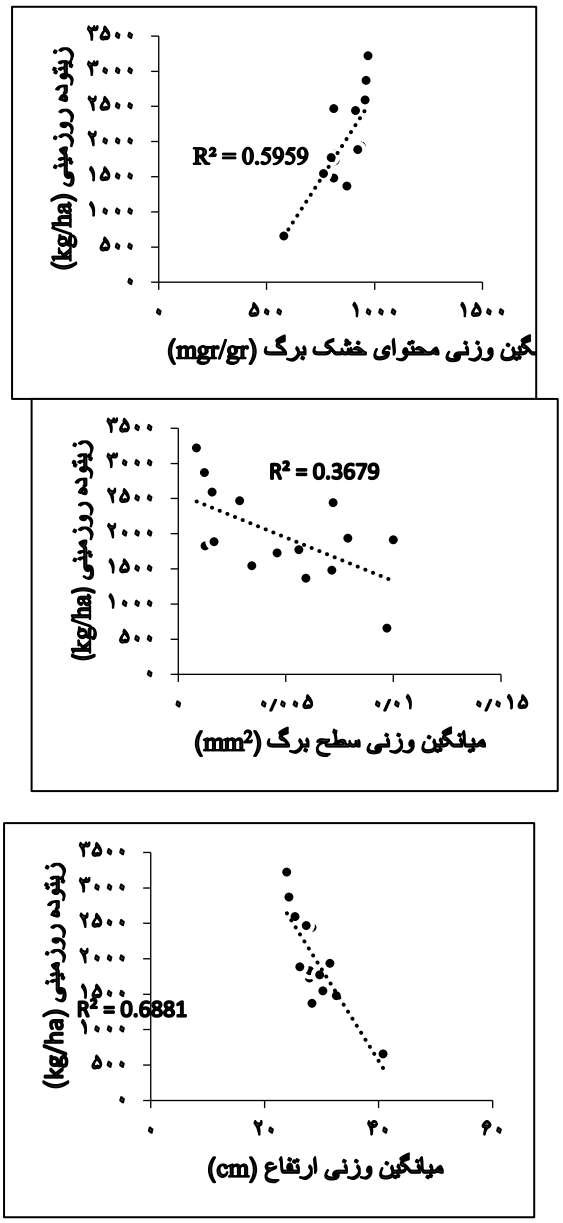






شکل۳: ارتباط تنوع گونه‌ای و کارکرد اکوسیستم در تولید زیتوده روزمینی

نتایج بررسی ارتباط بین شاخص تنوع کارکردی مبتنی بر یک ویژگی و عملکرد اکوسیستم در تولید زیتوده گیاهی نشان داد که دو شاخص میانگین وزنی سطح برگ و میانگین وزنی ارتفاع گیاه دارای رابطه معنی‌دار مثبت با مقدار زیتوده گیاهی می‌باشند در صورتی که شاخص میانگین وزنی محتوای ماده خشک رابطه مثبت با عملکرد زیتوده دارد (شکل ۴). بهترین ارتباط بین شاخص‌های تنوع کارکرد مبتنی بر یک ویژگی با مقدار زیتوده گیاهی به ترتیب مربوط به میانگین وزنی ارتفاع گیاه (R^2 =0.68) و میانگین وزنی محتوای ماده خشک برگ (R^2=0.59) بود (شکل ۴).



شکل ٤: ارتباط بین شاخص‌های تنوع کارکردی تک ویژگی و کارکرد اکوسیستم در تولید زیتوده روزمینی

به منظور حذف هم خطی چندگانه در هر گروه آنالیز همبستگی انجام شد و تنها متغیرهایی که با زیتوده ارتباط معنی‌داری داشتند به مدل نهایی وارد شدند که نتایج نشان داد که چرای سنگین ارتباط معنی‌داری با زیتوده نداشت (جدول۲) در نتیجه فقط سایت چرای سبک در رگرسیون وارد شد (جدول ۳).

جدول ۳: همبستگی بین کارکرد اکوسیستم (زیتوده روزمینی) با متغیرهای مورد بررسی

متغیر	سایت	غنا	سیمپسون	شانون	یکنواختی	یکنواختی کارکردی	غنای کارکردی	واگرایی کارکردی	میانگین وزنی ارتفاع گیاه	زیتوده
زیتوده روزمینی	چرای سبک	۰/۱۴	-۰/۱۶*	-۰/۵۲*	-۰/۶۵**	۰/۱۳	۰/۵	۰/۳۱	-۰/۸۲**	۱
	چرای سنگین	۰/۴۶	۰/۴	۰/۴	-۰/۰۳	۰/۲۲	۰/۱۷	۰/۲۴	-۰/۱۴	۱

بنابراین تعیین نتایج رگرسیون چندگانه خطی نشان داد که از بین مدل‌های مورد بررسی، مدل تنوع کارکردی مبتنی بر یک ویژگی دارای دقت بالاتری در برآورد زیتوده گیاهی است (جدول ۴). براساس نتایج، بهترین متغیر تنوع گونه‌ای برای پیش بینی زیتوده گیاهی شاخص یکنواختی بود که توانست بیش از ۴۳ درصد تغییرات متغیر وابسته (زیتوده گیاهی) را توجیه کند. همچنین بهترین متغیر شاخص‌های تنوع کارکردی مبتنی بر یک ویژگی، میانگین وزنی ارتفاع گیاه است که ۶۸ درصد از تغییرات زیتوده را توجیه می‌کند. در نهایت مدل کلی نشان می‌دهد که میانگین وزنی ارتفاع گیاه ۶۸ درصد و شاخص سیمپسون ۱۰ درصد از تغییرات زیتوده گیاهی را توجیه می‌کند (جدول ۴).

جدول ٤: نتایج رگرسیون خطی چندگانه براساس مدل گام به گام

شاخص		متغیرهای ورودی به مدل نهایی	مدل نهایی	R	R^2	p-value
تنوع گونه‌ای		سیمپسون، شانون، یکنواختی (E)	Y= -4010.29*(E)+5012.32	0.65	0.43	0.008
تنوع کارکردی	تک ویژگی	میانگین وزنی محتوای ماده خشک (CWM-LDMC) ، میانگین وزنی سطح برگ (CWM-LA)، میانگین وزنی ارتفاع (CWM-Height)	Y= -129.37*(CWM-Height)+ 5732.67	0.82	0.68	0.000
مدل کلی		تنوع گونه‌ای + تنوع کارکردی تک ویژگی	Y= -3771.3*(CWM Height)-108.91(simpson)+7663.1	0.88	0.78	0.000

بحث و نتیجه‌گیری

حفاظت از اکوسیستم‌های مختلف و همچنین خدمات و کارکردهایی که از این اکوسیستم‌ها به منظور رفاه و پایداری زندگی بشر بدست می‌آیند بسیار حائز اهمیت است و این تاکیدی بر افزایش علاقه‌مندی در تحقیقات در زمینه ارتباط تنوع زیستی و کارکردهای مختلف اکوسیستم است (Vanderplay, 2019). همچنین تفسیر رفتار اکوسیستم‌های طبیعی مانند مراتع به شناخت نوع ارتباط و مکانیسم بین اجزای آن و کارکرد (ارتباط تنوع زیستی و زیتوده گیاهی) نیازمند است (loreau, 1998).

نتایج این تحقیق نشان داد که چرای دام (سبک) تاثیر معنی‌داری بر شاخص‌های تنوع و تنوع کارکردی و زیتوده روزمینی داشته بطوریکه شاخص‌های میانگین وزنی ارتفاع گیاه، میانگین وزنی سطح برگ، غنای گونه‌ای و درصد پوشش کل در منطقه با چرای سبک بیش از منطقه با چرای سنگین بودند. همراستا با این نتیجه، تاثیر منفی چرای شدید دام بر شاخص‌های مختلف تنوع زیستی گزارش شده است (جعفریان و همکاران، ۲۰۱۷؛ Zhang et al., 2017). چرای دام با اثر مستقیمی که در برداشت برگ‌ها و کاهش سطوح فتوسنتزی گیاه دارد باعث کاهش زیتوده می‌شود همچنین لگدکوبی دام در حین چرا، ساختمان خاک را تحت تاثیر

قرار داده و با کاهش اکسیژن رسانی موجب اثر سوء بر فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک شده در نتیجه کاهش مواد غذایی قابل دسترس گیاه و کاهش زیتوده را در پی دارد (Amani et al., Kooijmam and Smith, 2001;2019). همچنین نتایج نشان داد که شاخص‌های تنوع کارکردی بخصوص تک ویژگی‌ها بهتر از تنوع تاکسونومیک اثر چرا را نشان داده‌اند که با یافته‌های منصوری و همکاران (Mansoori et al., 2013) مطابقت دارد. طبق نتایجی که بدست آمد شاخص‌های تنوع (غنا، یکنواختی، سیمپسون و شانون- وینر) و تنوع کارکردی ارتباط خوبی با زیتوده داشتند و همچنین از بین شاخص‌های تنوع کارکردی، شاخص‌های مبتنی بر یک ویژگی (تک ویژگی) به علت مستقل بودن ویژگی‌های کارکردی از یکدیگر دارای بیشترین ارتباط با زیتوده گیاهی می‌باشد (Butterfield and Suding, 2013). همچنین نتایج بسیاری از تحقیقات نیز نشان داده‌اند که ویژگی‌های کارکردی گیاهان بهتر از شاخص-های کلاسیک (شانون، سیمپسون و غنا) تغییرات در کارکرد را توضیح می‌دهند (Cavanugh et al., 2014; Siebenkas and Roscher, 2016). موچت و همکاران (Mouchet et al., 2010) با بررسی ارتباط کارکرد اکوسیستم (زیتوده) و شاخص‌های تنوع کارکردی نشان دادند که شاخص‌های تنوع کارکرد مبتنی بر یک ویژگی در بیشتر موارد ارتباط قوی‌تر و بهتری با کارکرد اکوسیستم داشته‌اند. در این تحقیق، دو شاخص تنوع کارکردی تک ویژگی (میانگین وزنی سطح برگ و میانگین وزنی ارتفاع گیاه) ارتباط منفی با زیتوده رو زمینی اکوسیستم داشتند در حالی که میانگین وزنی محتوای ماده خشک برگ دارای ارتباط مثبت با کارکرد اکوسیستم در تولید زیتوده روزمینی داشت. این نتیجه نشان می‌دهد که به هر اندازه فراوانی گیاهان با شاخص سطح بالاتر در جامعه زیاد شود، زیتوده رو زمینی اکوسیستم کاهش خواهد یافت. از سویی دیگر، رابطه منفی بین میانگین وزنی محتوای خشک برگ و زیتوده اکوسیستم بدست آمد. وجود ارتباط منفی نشاندهنده ارزش کمتر ویژگی‌های کارکردی گونه‌های غالب است به عبارتی با توجه به اینکه شاخص تنوع کارکردی میانگین وزنی جامعه از حاصلضرب فراوانی نسبی هر گونه در ارزش ویژگی آن گونه به دست می‌آید در نتیجه ارتباط مستقیمی با فراوانی و ارزش هر گونه دارند (امیدی پور و همکاران، ۱۳۹۹؛ Omidipour et al., 2021). همچنین وجود رابطه منفی بین دو شاخص میانگین وزنی ارتفاع گیاه و سیمپسون در مدل کلی بیانگر دو نکته است. اول افزایش ارتفاع گیاه موجب کاهش زیتوده می‌شود به گونه‌ای که با افزایش گونه‌های گندمیان که حالت برافراشته دارند زیتوده کل کم شده است زیرا در این حالت گونه‌های غالب منطقه که بوته‌ای و بالشتکی هستند از قبیل Astragalus gossypinus و Onobrichys cornuta تاثیر بیشتری در زیتوده داشتند، در واقع طبق مطالعات گیاهان بوته‌ای دارای تاج پوشش بیشتر و مقدار زیتوده بیشتری هستند (جعفریان و همکاران، ۱۳۹۶). در مطالعه امیدی‌پور (امیدی پور و همکاران، ۱۳۹۹) نیز نشان دادند که گروهی از گندمیان شامل Agropyron repens و Bromus tomentellus در مقایسه با گیاهان غالب بوته‌ای علاوه بر داشتن تاج پوشش کمتر زیتوده کمتری نیز تولید کردند. همچنین با توجه به اینکه شاخص سیمپسون یعنی، هرچه احتمال وقوع گونه‌های کمیاب بیشتر شود زیتوده کمتر خواهد شد. پس در نهایت می‌توان گفت که زیتوده این منطقه تحت تاثیر حضور و فراوانی گونه‌ی غالب است و افزایش تنوع تاثیر مثبتی بر افزایش زیتوده ندارد. این نتیجه بیانگر نقش مهم گونه‌های غالب در زیتوده رو زمینی بوده ولی نفی اهمیت گونه‌های دیگر موجود در اکوسیستم نیست. زیرا در بررسی کارکردهای دیگر، مطمینا هر گونه‌ای دارای نقشی متفاوت است (Omidipour et al., 2021). از طرفی دیگر، رابطه منفی بین یکنواختی و زیتوده بدست آمد. بطور کلی یکنواختی زیاد بیانگر وجود گونه‌های با فراوانی مشابه است در حالی که یکنواختی کم اشاره به غالب بود تعداد اندکی از گیاهان دارد. در اکوسیستم‌های مرتعی، چون زیتوده اکوسیستم تحت تاثیر گیاهان غالب است، کاهش فراوانی گونه غالب (افزایش یکنواختی) بطور واضحی موجب کاهش زیتوده روزمینی خواهد شد. به طور مشابه، روابط منفی (Bock et al., 2007; Kardol et al., 2010) یا خنثی (Van Rooijen et al., 2015) بین یکنواختی و کارکرد اکوسیستم گزارش شده است. عموماً تأثیر یکنواختی بر کارکرد اکوسیستم به هویت گونه غالب بستگی دارد (Maestre and Reynals, 2006) و همچنین با توجه به اینکه تولید زیتوده گیاهی در گیاهان مختلف یکسان نیست، در نتیجه افزایش یکنواختی گونه-ای، تأثیرات منفی بر فراوانی گونه‌های غالب و سهم آنها در کارکرد اکوسیستم داشته باشد. بنابراین، در اکوسیستم‌هایی با گونه‌های غالب، افزایش یکنواختی تأثیر منفی بر کارکرد اکوسیستم داشت (جعفریان و همکاران، ۱۳۹۶). نتایج همچنین نشان داد که در منطقه با شدت چرای زیاد، افزایش شدت چرای دام (چرای سنگین) موجب از بین رفتن رابطه بین تنوع و زیتوده شده است و به همین دلیل باید مدیریت چرا مورد توجه باشد. به عبارت دیگر، ارتباط بین شاخص‌های تنوع گونه‌ای و تنوع کارکردی تنها در منطقه با شدت چرای کم مشاهده شد و در منطقه با شدت چرای زیاد رابطه‌ی معنی‌داری مشاهده نشد. بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که افزایش شدت چرای حیوانات موجب بر هم خورد ارتباط تنوع زیستی و کارکردهای مختلف اکوسیستم خواهد شد (Gholami et al., 2020). در نهایت استفاده از هر کدام از دو گروه شاخص‌های تنوع درصدی از تغییرات در زیتوده رو زمینی را توجیح می‌کند (R^2=0.43 و R^2=0.68)، هرچند طبق نتایج ترکیب دو گروه شاخص‌های تنوع تاکسونومیک و تنوع کارکردی (مدل کلی) تغییرات بیشتری از کارکرد اکوسیستم را نشان می‌دهند و باید در مطالعات از هر دو

گروه استفاده شود. به عبارتی، استفاده همزمان از شاخص‌های مختلف تنوع زیستی موجب افزایش درک و فهم تغییرات در کارکردهای مختلف اکوسیستم خواهد شد. به طور کلی وجود تنوع زیستی برای حفاظت و شناخت کارکردهای مختلف و مکانیسم-های ارتباط تنوع و کارکرد اکوسیستم لازم و ضروری است. و همچنین با توجه به چندبعدی بودن تنوع زیستی، باید از شاخص-های مختلف آن برای نمایش همه جنبه‌ها استفاده کرد (امیدی پور و همکاران، ۱۳۹۹). نتایج این تحقیق به وضوح نشان داد که هر کدام از جنبه‌های مختلف تنوع زیستی (تنوع گونه‌ای و تنوع کارکردی) قادر به توجیه بخشی از ارتباط تنوع زیستی و کارکرد اکوسیستم هستند. به این دلیل که ویژگی‌های کارکردی شدت و جهت تغییرات اکوسیستم را به خوبی نشان می‌دهند در نتیجه بهتر در درک فرآیندهای اکولوژیکی نظیر پایداری اجتماعات به ما کمک می‌کنند. همچنین از این ویژگی‌ها میتوان اثرات تخریب بر اکوسیستم را ارزیابی نمود.

منابع

- اردستانی، ا.، بصیری، م.، ترکش، م. و برهانی، م. ۱۳۸۹. بررسی مدل‌های توزیع فراوانی تنوع گونه‌ای و ارتباط عوامل محیطی با شاخص تنوع گونه‌ای هیل در چهار مکان مرتعی استان اصفهان. نشریه مرتع و آبخیزداری، ۶۳ (۳): ۳۹۷-۳۸۷.
- امانی، س.، جنیدی، ح.، کرمی، پ. ۱۳۹۷. بررسی اثر شدت چرای دام بر تغییرات پوشش گیاهی در مراتع منطقه حفاظت شده بیجار. هفتمین کنفرانس ملی مرتع و مرتعداران ایران، ۱۹-۱۸ اردیبهشت. ۱۵ صفحه.
- امیدی‌پور، ر.، ابراهیمی، ا.، طهماسبی، پ. و فرامرزی، م. ۱۳۹۸. ارتباط غنا، یکنواختی و واگرائی کارکردی با کارکرد اکوسیستمی در مراتع استپی سرد مرجن بروجن. نشریه مرتع، ۱۳ (۳): ۵۰۴-۵۲۱.
- امیدی‌پور، ر.، ابراهیمی، ا.، طهماسبی، پ. و فرامرزی، م. ۱۳۹۹. تاثیر چرای دام بر رابطه بین پوشش و زیتوده گیاهی بالای سطح زمین با شاخص‌های گیاهی در منطقه سبزکوه چهارمحال و بختیاری. مرتع و آبخیزداری، ۷۳ (۱): ۳۳-۴۷.
- برهانی، م و جابرالانصار، ز. ۱۳۹۷. بررسی اثر مدیریت چرا بر شاخص‌های تنوع گونه‌ای در منطقه نیمه استپی استان اصفهان (مطالعه موردی: ایستگاه حنای سمیرم). مجله تحقیقات مرتع و بیابان ایران، ۲۵ (۱): ۱۹۱-۲۰۰.
- جعفریان، ز.، احمدی، ف و کارگر، م. ۱۳۹۶. بررسی تاثیر شدت‌های چرایی دام بر تغییرات شاخص‌های تنوع گونه‌ای و تنوع کارکردی گونه‌های گیاهی در مرتع بلبان آباد، استان کردستان. تحقیقات مرتع و بیابان، ۲۴ (۴): ۷۶۸-۷۷۷.
- غلامی، پ.، شیرمردی، ح.ع. و لشکری صنمی، ن. ۱۳۹۹. تغییرات تنوع گونه‌ای و گروه‌های گیاهی در ارتباط با شدت‌های مختلف چرای دام در مراتع نیمه استپی زاگرس مرکزی. نشریه مرتع، ۱۴ (۱): ۶۰۹-۶۲۱.
- فرضی، ح.، تمرتاش، ر.، جعفریان، ز.، طاطیان، م. ۱۳۹۹. اثرات اقدامات بیولوژیکی بر شاخص‌های تنوع گونه‌ای و کارکردی گیاهان (مطالعه موردی: حوزه آبخیز ارنگه، استان البرز). نشریه مرتع، ۱۴ (۱): ۳۷-۴۶.

- Andrew, M.H., I.R. Noble & R.T. Lange, 1976. A Non-Destructive Method for Estimating the Weight of Forage on Shrubs. The Rangeland Journal, 1(3): 225–31.
- Arzani, H. and M. Abedi. 2015. Rangeland assessment: Vegetation measurement. University of Tehran, 322 p.
- Asner, G.P., S. Archer, R.F. Hughes, R.J. Ansley and C.A. Wessman. 2003. Net changes in regional woody vegetation cover and carbon storage in Texas drylands, 1937–1999. Global Change Biology, 9(3): 316-335.
- Bardgett, R.D. and D.A. Wardle. 2010. Aboveground-belowground linkages: biotic interactions, ecosystem processes, and global change. Oxford University Press. 320 p.
- Black, C.A. 1979. Methods of soil analysis. American Society of Agronomy, 2: 771-1572.
- Bock, C.E., Z.F. Jones and J.H. Bock. 2007. Relationships between species richness, evenness, and abundance in a southwestern savanna. Ecology, 88(5):1322-1327.
- Bonham, C.D., 2013. Measurements for Terrestrial Vegetation. 2nd, John Wiley & Sons, 246 p.
- Butterfield, B.J and K.N. Suding. 2013. Single-trait functional indices outperform multi-trait indices in linking environmental gradients and ecosystem services in a complex landscape. Journal of Ecology, 101(1):9-17.
- Buyantuyev, A., J. Wu and C. Gries. 2007. Estimating vegetation cover in an urban environment based on Landsat ETM+ imagery: a case study in Phoenix, USA. International Journal of Remote Sensing, 28:269-291.

- Cardinale, B.J., J.E. Duffy, A. Gonzalez, D.U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G.M. Mace, D. Tilman, D.A. Wardle, A.P. Kinzig, G.C. Daily, M. Loreau, J.B. Grace, A. Larigauderie, D.S. Srivastava and S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature, 486: 59–67.
- Cavanaugh, K.C., J.S. Gosnell, S.L. Davis, J. Ahumada, P. Boundja, D.B. Clark., B. Mugerwa, P.A. Jansen, T.G. O'Brien, F. Rovero and D. Sheil. 2014. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. Global Ecology and Biogeography, 23(5):563-573.
- Conti, G. and S. Díaz. 2013. Plant Functional Diversity and Carbon Storage–an Empirical Test in Semi-arid Forest Ecosystems. Journal of Ecology, 101(1): 18–28.
- Cornelissen, J.H.C., S. Lavorel., E. Garnier., S. Diaz., N. Buchmann., D.E. Gurvich., P.B. Reich., H. Ter Steege., H.D. Morgan., M.G.A. Van Der Heijden and J.G. Pausas. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. Australian journal of Botany, 51(4):335-380.
- Deng, H. 2012. A Review of Diversity-Stability Relationship of Soil Microbial Community: What Do We Not Know? Journal of Environmental Sciences, 24(6): 1027–35.
- Díaz, S., S. Lavorel, F. de Bello, F. Quétier, K. Grigulis. and T.M. Robson. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104(52): 20684-20689.
- Fayeiah, M., Sh. Gong, Y. Li, Y. Xu, X. Gao, Sh. Li, H.Shen, J. Xiao, Y. Yang and K.Wessell. 2019. The relationships between plant diversity, plant cover, Plant biomass and soil fertility vary with grassland type on Qinghai-Tibetan plateau. Agriculture, Ecosystems and Environment, 286.
- Grace, J.B., T.M. Anderson, E.W. Seabloom, E.T. Borer, P.B. Adler, W.S. Harpole, Y. Hautier, H. Hillebrand, E.M. Lind, M. Pärtel, J.D. Bakker, Y.M. Buckley, M.J. Crawley, E.I. Damschen, K.F. Davies, P.A. Fay, J. Firn, D.S. Gruner, A. Hector, A.S. Knops, B.A. Melbourne, J.W. Morgan, J.L. Orrock, S.M. Prober and M.D. Smith. 2016. Integrative modelling reveals mechanisms linkingproductivity and plant species richness. Nature, 529: 390–393.
- Grigulis, K., S. Lavorel, U. Krainer, N. Legay, C. Baxendale, M. Dumont, E. Kastl, C. Arnoldi, R.D. Bardgett, F. Poly and T. Pommier. 2013. Relative contributions of plant traits and soil microbial properties to mountain grassland ecosystem services. Journal of Ecology, 101(1):47-57.
- Gross, K., B.J. Cardinale, J.W. Fox, A. Gonzalez, M. Loreau, H. Wayne Polley, P.B. Reich and J. van Ruijven. 2013. Species richness and the temporal stability of biomass production: a new analysis of recent biodiversity experiments. The American Naturalist, 183(1):1-12.
- Hegazy, A., J. L. Doust, O. Hammouda and N. Gomaa. 2007. Vegetation distribution along the altitudinal gradient in the northwestern Red Sea region. Community Ecology, 8(2), 151-162.
- Herrero, M. and P.K. Thornton. 2013. Livestock and global change: emerging issues for sustainable food systems. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110(52): 20878-20881.
- Herrero-Jáuregui, C. and M. Oesterheld. 2018. Effects of grazing intensity on plant richness and diversity: A meta-analysis. Oikos, 127: 757–766.
- Holechek, J.L. 2013. Global trends in population, energy use and climate: implications for policy development, rangeland management and rangeland users. The Rangeland Journal, 35(2):117-129.
- Hoshino, A., Y. Yoshihara, T. Sasaki, T. Okayasu, U. Jamsran, T. Okuro and K. Takeuchi. 2009. Comparison of vegetation changes along grazing gradients with different numbers of livestock. Journal of Arid Environments, 73(6-7): 687-690.
- Jafari, A., M.B. Rahimi and O. Tahmasebi. 2017. Change Detection of Plants Diversity and Community Composition Due to Grazing in Rangelands of Toof Sefid Watershed. Environmental Research, 8(15): 131-142.

- Jafarian, Z., M. Kargar, R. Tamartash and S.J. Alavi. 2019. Spatial distribution modelling of plant functional diversity in the mountain rangeland, north of Iran. Ecological indicators, 97: 231-238.
- Kardol, P., C.E. Campany, L. Souza, R.J. Norby, J.F. Weltzin, A.T. Classen. 2010. Climate change effects on plant biomass alter dominance patterns and community evenness in an experimental old-field ecosystem. Global Change Biological. 16 (10), 2676–2687.
- Kooijman, Am. and A. Smith. 2001. Grazing as measure to reduce nutrient availablility in acid dunegrassland and pine firests in the Netherlands. Journal of Ecological Engeneering, 17: 63-77.
- Liu, Y.Y., J.P. Evans, M.F. McCabe, R.A. De Jeu, A.I. van Dijk, A.J. Dolman and I. Saizen, 2013. Changing climate and overgrazing are decimating Mongolian steppes. PloS one, 8(2): p.e57599.
- Loreau, M. and A. Hector. 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. Nature, 412: 72–76.
- Loreau, M. 1998. Biodiversity and Ecosystem Functioning: A Mechanistic Model. Proceedings of the National Academy of Sciences, 95(10): 5632–36.
- Maestre, F.T., J.F. Reynolds. 2006. Spatial heterogeneity in soil nutrient supply modulates nutrient and biomass responses to multiple global change drivers in model grassland communities. Global Change Biological. 12 (12), 2431–2441.
- Magurran, A.E. and B.J. McGill. 2011. Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment. Oxford University Press, 346.
- Majeková, M., F. de Bello, J. Doležal and J. Lepš. 2014. Plant functional traits as determinants of population stability. Ecology, 95(9): 2369-2374.
- Mansoori, Z., P. Tahmasebi, M. Saeedfar and H.A. Shirmardi, 2013. Answer diversity of plant communities to grazing during the tilt-shift function is to protect the steppe and semi-steppe zones. Journal of plant ecosystem conservation, 1(3): 91-104. (In Persian).
- Mason, N.W., D. Mouillot, W.G. Lee and J.B. Wilson. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. Oikos, 111(1): 112-118.
- Mea: Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and human wellbeing: Biodiversity Synthesis. World Resources Institude, Washington.
- Milcu, A., W. Eugster, D. Bachmann, M. Guderle, C. Roscher, A. Gockele, D. Landais, O. Ravel, A. Gessler, M. Lange, A. Ebeling, W.W. Weisser, J. Roy, A. Hildebrandt and N. Buchmann. 2016. Plant functional diversity increases grassland productivity-related water vapor fluxes: an Ecotron and modeling approach. Ecology, 97: 2044–2054.
- Moezam, F., H. Bashari, and R. Jafari. 2020. Investigating the effects of livestock grazing and wildlife on species diversity indices in the cold steppe region of Isfahan province. Journal Rangeland. 14 (1): 120-131.
- Motamedi, J., E.S. Karkaj and F. Alilou. 2016. Variation in biomass and morphology of Artemisia fragrans Willd. Under grazing in northwest mountainous rangelands of Iran. Acta Ecologica Sinica, 36(6): 477-482.
- Mouchet, M. A., S. Villeger, N. W. H. Mason and D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. Functional Ecology, 24, 867-876.
- Nautiyal, M.C., B.P. Nautiyal, and V. Prakash. 2004. Effect of grazing and climatic changes on alpine vegetation of Tungnath, Garhwal Himalaya, India. Environmentalist, 24(2): 125-134
- Omidipour, R. Tahmasebi, P. Faizabadi, M.F. Faramarzi, Marzban and A. Ebrahimi, 2021. Does β diversity predict ecosystem productivity better than species diversity? Ecological Indicators. 122.
- Paquette, A., S. Joly and C. Messier, 2015. Explaining forest productivity using tree functional traits and phylogenetic information: two sides of the same coin over evolutionary scale? Ecology and Evolution, 5(9): 1774-1783.

- Pla, L., F. Casanoves and J. Di Rienzo. 2011. Quantifying functional biodiversity. Springer Science & Business Media. 109.
- Podwojewski, P., J. Poulenard, T. Zambrana and R. Hofstede. 2002. Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). Soil Use and Management, 18(1): 45-55.
- Perez-Harguindeguy, N, S. Diaz, E. Garnier, S. Lavorel, H. Poorter, P. Jaureguiberry, M.S. Bret-Harte, W.K. Cornwell., J.M. Craine, D.E. Gurvich and C. Urcelay. 2016. Corrigendum to: new handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of botany, 64(8): 715-716.
- Qin, X., J. Sun and X. Wang. 2018. Plant coverage is more sensitive than species diversity in indicating the dynamics of the above-ground biomass along a precipitation gradient on the Tibetan Plateau. Ecology Indicator. 84: 507-514.
- Rahmanian, S., M. Hejda, H. Ejtehadi, M. Farzam, P. Pysek and F. Memariani. 2020. Effects of livestock grazing on plant species diversity vary along a climatic gradient in northeastern Iran. Applied vegetation Science, 23(4):551-561.
- Sanaei, A., M.A.Z. Chahouki, A. Ali, M. Jafari and H. Azarnivand. 2018. Abiotic and biotic drivers of aboveground biomass in semi-steppe rangelands. ScienceTotal Environmental. 615: 895–905.
- Sanaei, A., M. Li. and A. Arshad. 2019. Topography, grazing, and soil textures control over rangelands' vegetation quantity and quality. Science of the Total Environment. 697: 134-153.
- Sawalhah, M.N., J.L. Holechek, A.F. Cibils, H.M. Geli and A. Zaied. 2019. Rangeland livestock production in relation to climate and vegetation trends in New Mexico. Rangeland Ecology & Management, 72(5): 832-845.
- Schmid, B.D., D. Tilman, D. Wardle., M. Loreau, S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J.P. Grime, A. Hector, D.U. Hooper, M.A. Huston, D. Raffaelli and B. Schmid, 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. Science, 294(5543): 804–808.
- Siebenkäs, A. and C. Roscher. 2016. Functional Composition Rather than Species Richness Determines Root Characteristics of Experimental Grasslands Grown at Different Light and Nutrient Availability. Plant and soil, 404(1–2): 399–412.
- Su, R., J. Cheng, D. Chen, Y. Bai, H, Jin, L. Chao, Z. Wang and J. Li. 2017. Effects of grazing on spatiotemporal variations in community structure and ecosystem function on the grasslands of Inner Mongolia, China. Scientific Reports, 7(1): 40.
- Tilman, D., F. Isbell and J.M. Cowles. 2014. Biodiversity and ecosystem functioning. Annual review of ecology, evolution, and systematics. 45: 471-493.
- Van Con, T., N.T. Thang, C.C. KhiemQuy, V.T. Lam, T. Van, T. DoSato. 2013. Relationship between aboveground biomass and measures of structure and species diversity in tropical forests of Vietnam. For. Ecology Management. 310, 213–218.
- Van der Plas, F. 2019. Biodiversity and Ecosystem Functioning in Naturally Assembled Communities. Biological Reviews, 2019: 1-26
- Van Rooijen, N.M., W. De Keersmaecker, W.A. OzingaCoppin, S.M. Hennekens, J.H. Schamin´ee, B. Somers, O. Honnay. 2015. Plant species diversity mediates ecosystem stability of natural dune grasslands in response to drought. Ecosystems. Ecosystems,18 (8): 1383–1394.
- Villéger, S., N.W.H. Mason and D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology, 89:2290–2301.
- Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtareff method for detwrmining soil organic matter, and a proposed modification of the choromic acid titration method. Soil Science, 37: 29-38.
- Wan, H., Y. Bai, D.U. Hooper, P. Schönbach, M. Gierus, A. Schiborra, and F. Taube. 2015. Selective grazing and seasonal precipitation play key roles in shaping plant community structure of semi-arid grasslands. Landscape ecology, 30(9): 1767-1782

- Wick, A., F. Benjamin, A. Geaumont., K. Sedivec and J. Hendrickson. 2016. Grassland Degradation: In Biological and Environmental Hazards, Risks and Disasters. Elsevier Philadelphia, PA, USA, PP 257–276.
- Zhang, Q., A. Buyantuev, F.Y. Li,, L. Jiang, J. Niu, Y. Ding, S. Kang and W. Ma. 2017. Functional dominance rather than taxonomic diversity and functional diversity mainly affects community aboveground biomass in the Inner Mongolia grassland. Ecology and evolution, 7(5): 1605-1615.
- Zhang, C., Q. Dong, H. Chu, J. Shi, S. Li, Y. Wang & X. Yang. 2018. Grassland community composition response to grazing intensity under different grazing regimes. Rangeland Ecology & Management, 71(2): 196-204.
- Zhao, W.Y., J.L. Li and J.G. Qi. 2007. Change in Vegetation Diversity and Structure in Response to Heavy Grazing Pressure in the Northen Tianshan Mountains, China. Journal of Arid Environments, 68(3): 465-479.
- Zuo, X., J. Zhang, P. Lv, Sh. Wang, Y. Yang, X. Yue, X. Zhou, Y. Li, M. Chen, J. Lian, H. Qu, L. Liu and X. Ma. 2019. Effects of plant functional diversity induced by grazing and soil properties on above-and belowground biomass in a semiarid grassland. Ecological Indicators, 93: 555-561.

The effect of grazing management on indicators of species and functional diversity of rangeland and the relationship between them on aboveground biomass

Ailin Faraji [1], Mohammad Reza Tatian [2] *, Reza Tamratash [2],Anvar sanaei[3]

1- PhD student in Rangeland Sciences, Sari University of Agricultural Sciences and Natural Resources

2- Associate Professor, Department of Range Management, Sari University of Agricultural Sciences and Natural

3- Systematic Botany and Functional Biodiversity, Institute of Biology, University of Leipzig, Leipzig, Germany

*Email Address: mr_t979@yahoo.com

Abstract

Introduction

Preservation of ecosystem functions is dependent on biodiversity and due to the extent of diversity, the use of different indicators in assessing the diversity-function relationship of the ecosystem is essential. Pasture ecosystems are one of the largest terrestrial ecosystems, which occupy more than 40% of the land surface. Also, these ecosystems have extensive services and functions. In fact, ecosystem services have advantages for Maintaining the quality of life is obtained directly or indirectly from ecosystems, as a result of which the life of human societies is dependent on them, and for this reason, it seems very necessary to recognize, monitor, protect and restore them.

Methodology

Vegetation sampling was done in the peak season of plant growth in the middle of June 1400. After determining the type of vegetation in the region, the light and heavy grazing site was selected based on the accessibility and distance from sources such as Aghl, Abshakhor, road, etc. according to the region. Therefore, in each site (light and heavy reason), sampling of 5 main plots and 15 subplots was used to collect the variables to be measured, a total of 30 plots were discarded. Sampling was carried out in the form of random-systematic design. In this method, the location of the main plot (10 x 10 square meters) was randomly determined. Then, three sub-plots of one square meter were systematically placed inside it (in line with the main diameter). Finally, the data of three subplots were combined with each other and the basis of all calculations was done. This work was to eliminate the false repetition error in sampling. Within each plot, using 3 sub-plots of 1 x 1 square meters, sampling of the presence percentage of plant species, percentage of total coverage and ecosystem function was done.In this research, similar to previous researches, Rosemary's vitality was selected and measured as the function of the ecosystem. To measure the biomass of rosemary under the plot, the entire vegetation, both annual and multi-year, was cut from one centimeter of the soil surface, and after separating the pods, they were dried and then weighed. About the bush plants in the plot, the biomass was measured by determining the index (Adelaide method). That is, first, the branches of the bush plant that represent 10 to 20% of the whole plant were cut and this index was compared with the plants in each sub-plot, and based on visual comparison, the amount of daily rosin content of each plant was estimated. At the end of the day, Sampling was dried and weighed and the amount of biomass of plants in the plot was estimated.Measuring the functional characteristics of plants In order to measure functional diversity indices, in addition to species abundance data, functional characteristics of plants are also needed. In general, features that are easy to measure and have a relationship with the functioning of the ecosystem were selected and measured. In this study, based on the opinion of experts, as well as a review of available sources and similar

research, 5 traits including: 1- leaf surface, 2- leaf dry matter content, 3- leaf specific area index, 4- plant height, 5- leaf dry weight, size direction Functional diversity was used. After determining the characteristics, to measure each plant functional characteristic (quantitative characteristics), usually 10-20 repetitions (samples) from 10 plant bases were selected and measured. Considering that it is not possible to select and measure the characteristics of all plants, therefore, the selection of plants was such that these plants make up 80% of the total composition of the plant community (Dactylis glomerata., Avena sativa., Salvia officinalis., Bromus tomentelus., Stachys byzantine., Thymus sp., Astragalus gossypinus., Onobrychis cornuta). Measuring species diversity and functional diversity Species diversity indices (richness, uniformity and diversity) were calculated in PAST software. In this regard, four indices of species diversity including: 1- species richness, 2- Shannon-Wiener diversity, 3- Simpson diversity and 4- species uniformity were calculated. Similar to species diversity, functional diversity has different dimensions that cannot be expressed with one index. In this regard, Wilgar (68) stated that functional diversity, like species diversity, includes elements of richness, uniformity, and divergence, considering the value of characteristics and species abundance. For this reason, by considering all aspects of functional diversity, all aspects of the relationship between biodiversity and ecosystem function can be revealed. In this research, the indicators of functional diversity used are community weighted average (CWM), functional richness index, functional evenness index, and functional divergence index. Functional richness indicates the spatial expansion of functional characteristics in the society. This index is shown as a minimum-maximum range for one feature, but for more than one feature, it is shown as a volume in the feature space, so that the number of dimensions is a function of the number of features under investigation. Functional uniformity is a measure of uniformity of the space between species in the space of features. Functional divergence is a quantity of how the values of the features are spread within the limited space of the features. The weighted average index of the community, which is calculated separately for each plant characteristic, is affected by the characteristic of the dominant species. If the function diversity index is based on several characteristics (function richness, function uniformity, function divergence), it indicates the diversity and difference in the functional characteristics of plant species. Therefore, the type of relationship (positive or negative) and the level of explanation coefficient (R2) will determine the relationship between biodiversity (plants) and ecosystem function.

Conclution

The results showed that species diversity indices (Eveness, Shannon and Simpson) had a significant and negative relationship with rosemary. Two indices of functional diversity based on one trait had a negative relationship with ecosystem function but the weighted average index of dry matter content had a positive relationship with function. The results of multiple regression also showed that the indices of species diversity and functional diversity based on one trait justify 0.43 and 0.68 of ecosystem function changes, respectively. Therefore, different aspects of biodiversity are related to ecosystem function and sustainable protection of ecosystem services and functions is of great importance. Heavy grazing also lost the link between biodiversity and ecosystem function. Therefore, reducing the intensity of grazing in rangeland ecosystems will improve biodiversity and ultimately improve ecosystem function.

Keywords

Biodiversity, Ecosystem function, Rangeland management, Community average weight index, Livestock grazing.