مجله علمی‌پژوهشی مهندسی اکوسیستم بیابان

سال یازدهم، شماره سی‌وششم، پاییز ۱۴۰۱، صفحه ۵۵ـ۷۰

مقالهٔ پژوهشی

مکان‌های معرف اندازه‌گیری و پایش پوشش گیاهی در امتداد گرادیان ارتفاعی دامنهٔ جنوبی تفتان

جواد معتمدی[1*]، عادل جلیلی[2]، یوسف اجنی[3]، هادی درودی[4]

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۳/۲۰ **تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۱۰/۱۳**

چکیده

انتخاب صحیح و تعداد مناسب مکان‌های معرف اندازه‌گیری پوشش گیاهی در نواحی مختلف اکولوژیک، از ملزومات اساسی اندازه‌گیری و پایش پوشش گیاهی است. پژوهش حاضر با این هدف، در امتداد گرادیان ارتفاعی دامنهٔ جنوبی تفتان انجام شد. ابتدا با بررسی نقشه‌های طرح شناخت مناطق اکولوژیک، چندین مکان که معرف رویشگاه‌های منطقه باشد و تا حدودی بتواند پراکنش پوشش گیاهی کوه تفتان را به تصویر بکشد، انتخاب شد. سپس شاخصه‌های پوشش گیاهی در هریک از آن‌ها، اندازه‌گیری و واحدهای نمونه‌برداری بر اساس تشابهات گونه‌ای، رسته‌بندی شد. برای رسته‌بندی واحدها، ابتدا با استفاده از تجزیهٔ Twinspan، پوشش گیاهی مکان‌ها در قالب گروه‌های اکولوژیک طبقه‌بندی شد. سپس با استفاده از تجزیهٔ مؤلفه‌های اصلی (PCA)، رابطهٔ گروه‌ها با عوامل توپوگرافی (شیب، جهت و ارتفاع) بررسی شد. بر مبنای نتایج، برای پایش پوشش گیاهی در مقیاس منطقه‌ای، انتخاب حداقل سه مکان معرف، در امتداد گرادیان ارتفاعی منطقه ضروری است. یک مکان می‌تواند معرف سنگ‌فرش‌های بیابانی (دامنهٔ ارتفاعی ۱۵۰۰ـ۱۷۰۰) با غالبیت *Hammada salicornia* و *Zygophyllum atriplicoides* باشد. دو مکان دیگر می‌تواند معرف درمنه‌زارهای ارتفاعات میانی (دامنهٔ ارتفاعی ۱۷۰۰ـ۲۵۰۰)، با غالبیت گونه‌های *Artemisia quettensis*، *Artemisia sieberi* ، *Artemisia deserti* و درمنه‌زارهای ارتفاعات بالاتر از خط رویش درختان (بیشتر از ۲۸۰۰ متر) با غالبیت گونه‌های *Artemisia quettensis*، *Ferual ovina* و بوته‌های بالشتکی باشد.

کلیدواژه‌ها: ارزیابی مستمر، اندازه‌گیری مرتع، پایش مراتع، اکوسیستم‌های مرتعی، تغییرات پوشش گیاهی.

۱. بخش تحقیقات مرتع، مؤسسهٔ تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران، motamedi@rifr-ac.ir

۲. بخش تحقیقات گیاه‌شناسی، مؤسسهٔ تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.

۳. بخش تحقیقات گیاه‌شناسی، مؤسسهٔ تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.

۴. بخش تحقیقات جنگل و مرتع، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی بلوچستان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ایرانشهر، ایران.

*این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.

DOI: 10.22052/deej.2021.11.36.42

مقدمه

بخش عمده‌ای از مراتع کشور، تحت سیطرهٔ اقلیم‌های بیابانی، خشک و نیمه‌خشک قرار دارد و با تجربهٔ تغییر اقلیم، گرم شدن کرهٔ زمین و از همه مهم‌تر، ظهور پدیدهٔ خشکسالی ممتد، در معرض تغییرات اساسی است. کاهش تولید، پایین آمدن حالت ارتجاعی و ظرفیت بازسازی، انقراض گونه‌ها و جابه‌جایی مرز جوامع گیاهی، از جملهٔ این تغییرات هستند. در چنین شرایطی، بهره‌برداری از این اکوسیستم‌ها از طریق چرای دام، تغییر کاربری، توسعهٔ بهره‌برداری از معادن و تأثیرگذاری سایر برنامه‌های عمرانی و توسعه‌ای، به‌دلیل کم‌توجهی به مسائل محیط‌زیستی، زمینهٔ تخریب و زوال کامل این رویشگاه‌ها را فراهم می‌کند و بستر مناسب برای بیابان‌زایی و تولید ریزگردها به وجود می‌آید (جلیلی، ۲۰۱۷). بنابراین لازم است قدم‌های جدی توسط ارگان‌های مرتبط، در راستای حفظ و احیای این اکوسیستم‌های ارزشمند و حیاتی، با بهره‌گیری از همهٔ ظرفیت‌های کارشناسی و علمی و امکانات کشور برداشته شود. اولین گام در این خصوص، شناخت وضعیت موجود و بهنگام نمودن اطلاع پایهٔ مراتع است (معتمدی و همکاران، ۲۰۲۰).

دستیابی به اطلاعات پایه و بهنگام از مراتع، نیازمند اندازه‌گیری مستمر و بلندمدت پوشش گیاهی و به تفسیر دیگر، پایش متوالی آن‌ها در یک دورهٔ چندین ساله است (میورنت و پروونزا[1]، ۲۰۱۵). چنین داده‌هایی برای برنامه‌ریزان کلان کشوری و نیز برای بهره‌برداران از مراتع، اهمیت فوق‌العاده دارد و از طرف دیگر، زمینه را برای به‌کارگیری فناوری‌های ارزیابی نظیر سیستم اطلاعات جغرافیایی، سنجش از دور و مدل‌سازی اکوسیستم‌ها فراهم می‌کند. این‌گونه اطلاعات برای برنامه‌ریزی در اکوسیستم‌های مرتعی، کاربرد گسترده‌ای دارد که با توجه به تغییرات وضعیت مراتع در طول زمان، باید این تغییرات، پایش شود.

اگرچه تاکنون روش‌های زیادی برای ارزیابی مرتع در دنیا معرفی شده، کاربرد این روش‌ها دارای محدودیت است و هر کشور باید با توجه به شرایط اکولوژیک و اقتصادی اجتماعی، دستورالعمل مجزایی برای ارزیابی مراتع داشته باشد (ارزانی و عابدی، ۲۰۱۵).

برای ارائهٔ دستورالعمل مذکور، نیاز به اطلاعات پایهٔ جامعی است که ضرورت دارد اطلاعات مذکور در چهارچوب طرح‌های کلان ملی جمع‌آوری گردد. اولین پژوهشی که در زمینهٔ ارزیابی مراتع، به‌طور کامل و جامع در ایران صورت گرفت، طرح «ارزیابی مراتع مناطق مختلف آب و هوایی ایران» است (ارزانی، ۲۰۰۹).

نتایج مطالعات حاصل از این طرح، مؤید تغییرات دائمی مراتع از لحاظ ترکیب گیاهی، میزان تاج‌پوشش گیاهی و تولید علوفه است که میزان و جهت تغییرات، تحت‌تأثیر عوامل اکولوژیکی و مدیریتی قرار دارد. در طرح مذکور، بیش از ۱۸۰ سایت مورد پایش قرار گرفت که گزارش‌های آن برای استان‌های مختلف به چاپ رسیده و برخی از نتایج آن نیز در مقالات مختلف ارائه شده است. در این باره، برای پایش وضعیت مراتع در غرب استرالیا، ۶۳۳ سایت علفزار و ۹۸۹ سایت بوته‌زار، در نظر گرفته شده است که سایت‌های علفزار، هر سه سال یک بار و سایت‌های بوته‌زار، هر شش سال یک بار پایش می‌شوند. در این راستا، هفتمین ارزیابی سایت‌های علفزار، در سال ۲۰۱۴ و چهارمین ارزیابی سایت‌های بوته‌زار، در سال ۲۰۱۵ تکمیل شد (ادارهٔ صنایع اولیه و توسعهٔ منطقه‌ای[2]، ۲۰۲۰).

درمجموع، به‌لحاظ تنوع و وسعت زیاد مراتع و تغییرات دائمی اجزا اکوسیستم‌های مرتعی، لزوم ارزیابی روند و دلیل تغییرات احساس می‌شود که برای تحقق آن، نیازمند طراحی یک سیستم پایش ملی است. سیستمی که در آن، سیاست ارزیابی در هر منطقهٔ آب‌وهوایی و اکوسیستم کلان‌مرتعی تبیین شده باشد و در خصوص فاکتورهای مورد اندازه‌گیری و روش‌های اندازه‌گیری مرتع، تفاهم باشد و در آن، امکان به‌کارگیری فنون جدید در سطح اکوسیستم‌های کلان‌مرتعی نظیر مناطق شبه ساوان، شوره‌زارها، درمنه‌زارها، گون‌زارها، مناطق آلپی و مرتفع، مناطق ماندابی (وتلندها) و ماسه‌زارها (تپه‌های شنی) دیده شده باشد.

1. Meuret and Provenza

2. Department of Primary Industries and Regional Development (DPIRD)

آنچه مسلم است، به‌لحاظ اهمیت ارزیابی مستمر، لازم است داده‌ها از مکان مشابه و در زمان مشابه و با روش مشابه جمع‌آوری گردد و در هر اندازه‌گیری نیز فاکتورهای مشابه مورد ارزیابی قرار گیرند. لذا مطالعهٔ تغییرات مراتع از جهت عوامل مذکور و شناخت عامل تغییرات آن، کمک مؤثری در جهت تدوین برنامهٔ مدیریت اصولی و بهره‌برداری پایدار از اکوسیستم‌های مرتعی فراهم خواهد ساخت (وودز و رویله[1]، ۲۰۱۵). در چنین شرایطی است که می‌توان از نتایج حاصل، یک بانک اطلاعات ملی مراتع، برای مدل‌سازی اکوسیستم‌ها و پیش‌بینی تغییرات اقلیمی و تشخیص سهم نوسانات آب‌وهوایی و مدیریت از همدیگر در اختیار داشت و بر اساس آن، دستورالعمل‌هایی را برای برون‌رفت از وضعیت فعلی مراتع ارائه کرد. ضمن اینکه می‌توان در مقیاس محلی، منطقه‌ای، ناحیه‌ای و قطب‌های اکولوژیک، گزارش‌های لازم را برای بخش‌های اجرایی، تحقیقاتی و اطلاع‌رسانی به مردم ارائه کرد. با همین منظور و با هدف تأمین اطلاعات لازم و درازمدت برای برنامه‌ریزی اصولی و در نتیجه جلوگیری از تخریب مراتع و حفظ آب و خاک، طرح پایش اکوسیستم‌های مرتعی مناطق مختلف آب‌وهوایی، از سال ۱۳۹۶، در دستور کار مؤسسهٔ تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور قرار گرفت که پژوهش حاضر، مرتبط با پایش رویشگاه‌های مرتعی، در امتداد گرادیان ارتفاعی تفتان است.

آنچه در مطالعات مرتبط با پایش اکوسیستم‌های مرتعی، باید مدنظر قرار گیرد، انتخاب صحیح مکان‌های معرف اندازه‌گیری پوشش در نواحی مختلف اکولوژیک است؛ چراکه هزینهٔ مرتبط با پایش اکوسیستم‌های مرتعی، به‌واسطهٔ امکانات پرسنلی و فنی، گران است و از طرفی، اگر این کار در مکان‌های معرف که نمایندهٔ سطح وسیعی از پوشش‌های گیاهی است انجام نگیرد، نمی‌توان به نتایج مورد نظر از پایش پوشش‌های گیاهی دست یافت. در اغلب موارد، پایش با این دیدگاه شروع می‌شود که «بیایید همه‌چیز و همهٔ مکان‌ها را اندازه بگیریم و بعد ما از همهٔ تغییراتی که در آینده به‌وقوع خواهد پیوست، اطلاع خواهیم داشت». این رویکرد، همواره منجر به شکست خواهد شد؛ چون تلاش‌های پایش از هدف واقعی برخوردار نیست (کارل[2] و همکاران، ۲۰۱۷). سؤال مشخص در این خصوص، این است که برای اندازه‌گیری و پایش پوشش گیاهی اکوسیستم‌های کلان مرتعی در سطح کشور، چند مکان معرف/ سایت/ رویشگاه، باید در نظر گرفته شود و دورهٔ زمانی لازم برای این کار، چگونه باید باشد؟ ازاین‌رو، پژوهش حاضر با هدف انتخاب مکان‌های معرف برای پایش پوشش گیاهی در امتداد گرادیان ارتفاعی دامنهٔ جنوبی تفتان انجام شد.

مواد و روش‌ها

معرفی رویشگاه‌های مورد پژوهش

برای انتخاب مکان‌های پژوهش، ابتدا با بررسی نقشهٔ پوشش گیاهی طرح شناخت مناطق اکولوژیک، مرتبط با شیت ۱:۲۵۰۰۰۰ منطقهٔ خاش (فیاض و همکاران، ۲۰۰۰)، چهار مکان مطالعاتی در امتداد گرادیان ارتفاعی جنوب غربی (سه‌راهی تمندان) به شمال غربی (منطقهٔ سردریا) کوه تفتان، به‌گونه‌ای انتخاب شد که معرف رویشگاه‌های سنگ‌فرش بیابانی و درمنه‌زارهای استپی باشد. ضمن اینکه تا حدودی بتوان پراکنش پوشش گیاهی کوه تفتان با ارتفاع ۴۰۴۲ متر، به‌عنوان چهرهٔ شاخص کوه‌های شرق ایران در بخش شمالی فلات سرحد را به تصویر کشید. پراکنش پوشش گیاهی در امتداد گرادیان ارتفاعی منطقه، به‌گونه‌ای است که در ارتفاعات پایین‌تر و در محدودهٔ سنگ‌فرش‌های بیابانی منطقه، گونهٔ *Hammada salicornia* در سطح وسیعی (۵۰۱۴۵۷ هکتار) به‌صورت اجتماعات خالص گیاهان گچ‌دوست پراکنش دارد. به‌تدریج، با اضافه شدن ارتفاع، گونهٔ *Zygophyllum atriplicoides* در ترکیب گیاهی جوامع *Hammada salicornia* ظاهر می‌شود؛ به‌گونه‌ای که در سطح وسیعی از منطقه (۳۴۴۴۳۲ هکتار)، جوامع گیاهی گچ‌دوست و صخره‌دوست *Zygophyllum atriplicoides-Hammada salicornia* پراکنش دارد. گونه‌های *Artemisia sieberi* و *Artemisia santolinifolia* با

1. Woods and Ruyle

2. Karl

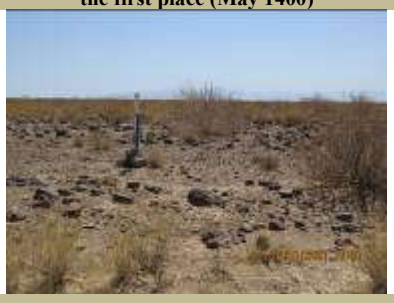
اضافه شدن ارتفاع، در ترکیب گیاهی جوامع گیاهی *Hammada salicornia- Zygophyllum atriplicoides* دیده می‌شود و سهم بیشتری در ترکیب گیاهی منطقه را به خود اختصاص خواهد داد؛ به‌گونه‌ای که در ارتفاعات کوهستانی و میانی منطقه، اجتماعات گیاهی *Artemisia quettensis*، *Artemisia sieberi* و *Artemisia deserti* رخ‌نمایی می‌کند که در آشکوب فوقانی آن‌ها، گونهٔ *Amygdalus scoparia* به‌عنوان عنصر چوبی پراکنش دارد و سطحی معادل ۹۱۹۶ هکتار از منطقه را شامل می‌شود. با افزایش ارتفاع، گونه‌های علفی چندسالهٔ فورب نظیر *Ferula ovina*، در ترکیب گیاهی جوامع گیاهی دیده می‌شود که همراه با گونهٔ *Artemisia quettensis* در ارتفاعات بالاتر، تشکیل جوامع گیاهی در سطحی معادل ۱۰۵۵۰ هکتار می‌دهد. در این ارتباط، تنها جوامع گیاهی تا ارتفاع ۲۸۰۰ متری از سطح دریا مورد بررسی قرار گرفت ولی به هر حال، لازم است که جوامع گیاهی بالاتر از خط رویش درختان نیز در امتداد گرادیان ارتفاعی بررسی شود (شکل‌های ۱ تا ۸).

شکل (۱): نمای کلی از پراکنش پوشش گیاهی مکان اول (اردیبهشت ۱۴۰۰)

Figure (1): Overview of the distribution of vegetation in the first place (May 1400)

شکل (۲): نمای دیگر از پراکنش پوشش گیاهی مکان اول (اردیبهشت ۱۴۰۱)

Figure (2): Another view of the distribution of vegetation in the first place (May 1401)



شکل (۳): نمای کلی از پراکنش پوشش گیاهی مکان دوم (اردیبهشت ۱۴۰۰)

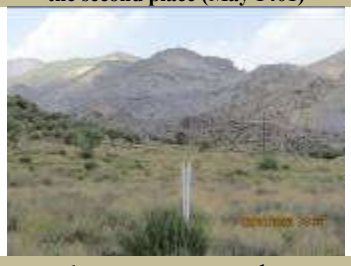
Figure (3): An overview of the distribution of vegetation in the second place (May 1400)

شکل (۴): نمای دیگر از پراکنش پوشش گیاهی مکان دوم (اردیبهشت ۱۴۰۱)

Figure (4): another view of the distribution of vegetation in the second place (May 1401)

شکل (۵): نمای کلی از پراکنش پوشش گیاهی مکان سوم (اردیبهشت ۱۴۰۰)

Figure (5): Overview of the distribution of vegetation in the third place (May 1400)



شکل (۶): نمای دیگر از پراکنش پوشش گیاهی مکان سوم (اردیبهشت ۱۴۰۱)

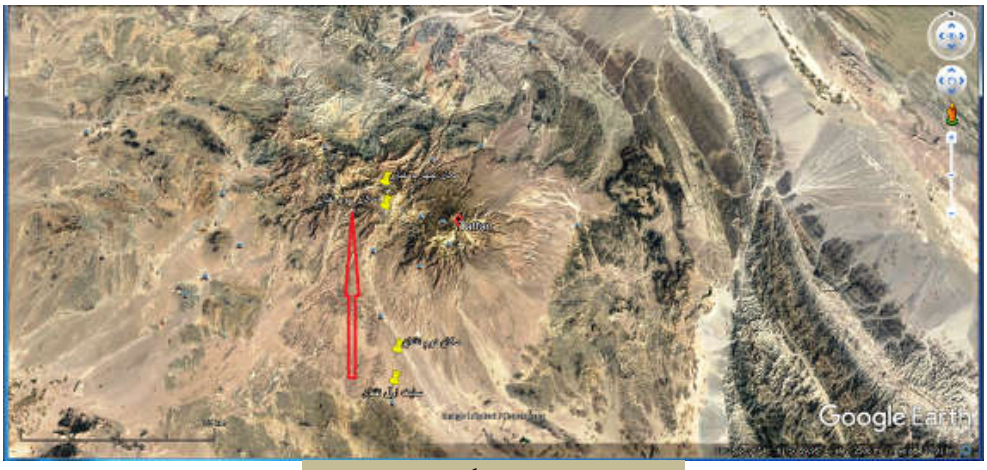
Figure (6): Another view of the distribution of vegetation in the third place (May 1401)

شکل (۷): نمای کلی از پراکنش پوشش گیاهی مکان چهارم (اردیبهشت ۱۴۰۰)

Figure (7): An overview of the distribution of vegetation in the fourth place (May 1400)

شکل (۸): نمای دیگر از پراکنش پوشش گیاهی مکان چهارم (اردیبهشت ۱۴۰۱)

Figure (8): another view of the distribution of vegetation in the fourth place (May 1401)



شکل (۹): موقعیت رویشگاه‌های مورد بررسی

Figure (9): Location of the studied habitats

روش پژوهش

پیاده کردن شبکهٔ نمونه‌برداری

پس از مشخص کردن مکان‌های پژوهش (شکل ۹)، بر مبنای مطالعات قبلی (ارزانی، ۲۰۰۹؛ عصری، ۲۰۰۵) شبکهٔ نمونه‌برداری در هریک از مکان‌های انتخابی، پیاده شد.

برای این منظور، در مکان اول با غالبیت گونه‌های *Hammada salicornia* و *Zygophyllum atriplicoides*، چهار ترانسکت ۴۵۰ متری در جهت غربی‌شرقی، با فاصلهٔ ۱۰۰ متر از همدیگر، به کار برده شد. در روی هریک از ترانسکت‌ها، تعداد ۱۵ پلات چهار مترمربعی (۲×۲ متری) با فاصلهٔ ۳۰ متر از همدیگر و درمجموع ۶۰ پلات مستقر شد.

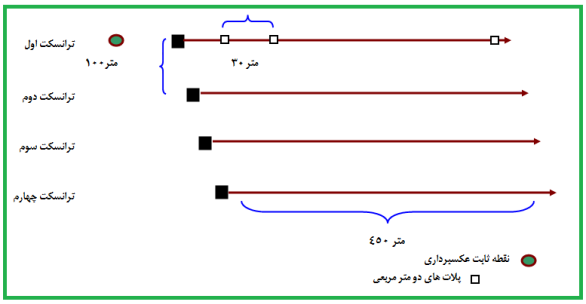
شبکهٔ نمونه‌برداری و تعداد واحد نمونه‌برداری در مکان دوم با غالبیت گونه‌های *Hammada salicornia*، *Zygophyllum atriplicoides* و *Artemisia sieberi* نیز مشابه مکان اول است.

در مکان سوم با غالبیت گونه‌های علفی *Artemisia quettensis*، *Artemisia sieberi* و *Artemisia deserti* در آشکوب تحتانی و عنصر چوبی *Amygdalus scoparia* در آشکوب فوقانی، به‌لحاظ کوهستانی بودن منطقه و کوتاه بودن طول دامنه‌ها، سه ترانسکت ۱۰۰ متری در جهت جنوب شرقی- شمال غربی و عمود بر جهت غالب دامنه، با فاصلهٔ ۵۰ متر از همدیگر، به کار برده شد. در روی هریک از ترانسکت‌ها، تعداد ۱۰ پلات دو مترمربعی (۲×۱ متری) با فاصلهٔ ۱۰ متر از همدیگر و درمجموع، ۳۰ پلات مستقر شد.

در مکان چهارم با غالبیت گونه‌های *Artemisia quettensis* و گونه‌های علفی چندسالهٔ فورب نظیر *Ferula ovina*، چهار ترانسکت در جهت شمال شرقی ـ جنوب غربی و عمود بر جهت غالب دامنه، با فاصلهٔ ۵۰ متر از همدیگر، به کار برده شد. بر روی هریک از ترانسکت‌های اول، دوم و سوم (با طول ۱۰۰ متر)، تعداد ۱۰ پلات یک مترمربعی با فاصلهٔ ۱۰ متر از همدیگر و بر روی ترانسکت چهارم (با طول ۱۵۰ متر)

که تقریباً در خط‌الرأس دامنه واقع است، ۱۵ پلات یک مترمربعی با فاصلهٔ ۱۰ متر از همدیگر به کار برده شد. درمجموع، ۴۵ پلات یک مترمربعی (۱×۱ متری)، برای آماربرداری از پوشش گیاهی به کار برده شد.

درمجموع، با توجه به نحوهٔ پراکنش پوشش گیاهی، انبوهی گیاهان، فاصلهٔ بین لکه‌های گیاهی و نمود ظاهری پوشش گیاهی، تعداد و طول ترانسکت‌ها در هر مکان، متفاوت در نظر گرفته شد. ابعاد پلات نیز با توجه به قطر متوسط تاج‌پوشش گونه‌های غالب در هر مکان در نظر گرفته شد. تعداد پلات نیز به‌گونه‌ای در نظر گرفته شد که از نظر آماری، نمایندهٔ مطمئنی از پوشش گیاهی باشد و از لحاظ دقت و هزینهٔ نمونه‌برداری نیز تعداد پلات مناسبی باشد. در این ارتباط، تعداد پلات لازم برای آماربرداری از پوشش گیاهی در مناطق رویشی استپی کشور، حداقل ۳۰ و حداکثر، ۶۰ عدد پلات دو مترمربعی توصیه شده است (ارزانی و عابدی، ۲۰۱۵). نحوهٔ پیاده کردن شبکهٔ نمونه‌برداری نیز با توجه به فیزیوگرافی منطقه و شدت توپوگرافی (پستی و بلندی) در هر مکان، یکسان در نظر گرفته نشد. در این ارتباط، برای نمونه، شماتیک نحوهٔ استقرار شبکهٔ نمونه‌برداری در مکان‌های اول و دوم، در شکل (۱۰) ارائه شده است.



شکل (۱۰): شماتیک نحوهٔ استقرار شبکهٔ نمونه‌برداری در مکان‌های اول و دوم

Figure (10): Schematic image of how to establish the sampling network in the first and second places

اندازه‌گیری ویژگی‌های گیاهی

برای این منظور، در هریک از پلات‌ها، درصد پوشش تاجی گونه‌ها و تعداد پایه‌های آن‌ها ثبت شد. درصد پوشش تاجی از طریق تخمین نظری و تعداد پایه از طریق شمارش مشخص گردید (مصداقی، ۲۰۱۵). همزمان در هریک از پلات‌ها، درصد لاشبرگ، خاک لخت و سنگ و سنگریزه نیز ثبت شد. از مجموع داده‌های برداشت‌شده، سهم هریک از گونه در ترکیب گیاهی رویشگاه مشخص گردید. همچنین متوسط تعداد افراد هرگونه در داخل پلات‌ها، محاسبه و متعاقباً تعداد گیاهان در هکتار (تراکم/ انبوهی) برآورد شد. از مجموع مقادیر مرتبط با پوشش نسبی، انبوهی نسبی و فراوانی نسبی، مقدار اهمیت نسبی هریک از گونه‌ها محاسبه شد. تولید علوفه نیز در قالب روش نمونه‌گیری دوبل (مضاعف) با استفاده از داده‌های پوشش تعیین شد. در این ارتباط، ابتدا تولید در یک‌چهارم پلات‌ها در هر مکان، با استفاده از روش قطع و توزین، اندازه‌گیری و سپس برای تعیین مقدار تولید کل (همهٔ پلات‌ها)، از رابطهٔ رگرسیونی موجود بین پوشش تاجی به‌عنوان متغیر مستقل و تولید گونه‌ها به‌عنوان متغیر وابسته استفاده شد (ارزانی و عابدی، ۲۰۱۵). مبنای محاسبات رگرسیونی، داشتن حداقل پنج پلات بود که تولید گونه در آن اندازه‌گیری شده باشد. چنانچه این تعداد پلات حاصل نشد، پلات‌های واقع در دیگر ترانسکت‌ها، برای این منظور در نظر گرفته شد که طبیعتاً در چنین شرایطی، تعداد پلات قطع و توزین‌شده برای محاسبات رگرسیونی، بیشتر از یک‌چهارم (۲۵٪) کل پلات‌ها خواهد شد. در نهایت، تولید هر گونه بر اساس معادلات به‌دست‌آمده محاسبه شد که از مجموع تولید گونه‌ها، تولید کل رویشگاه، برحسب کیلوگرم در هکتار در سال برآورد گردید.

رسته‌بندی واحدهای نمونه‌برداری بر اساس تشابهات ترکیب گونه‌ای

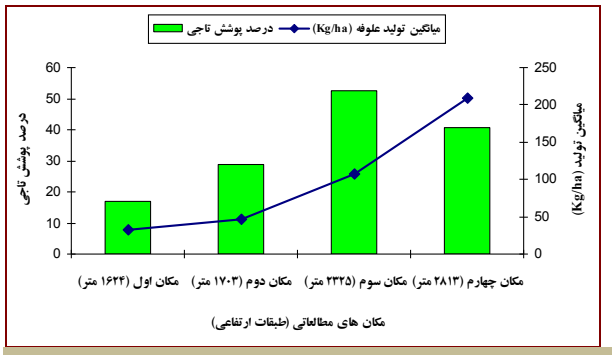
در این باره، ابتدا با استفاده از تجزیهٔ Twinspan، پوشش گیاهی مکان‌ها، در قالب گروه‌های اکولوژیکی طبقه‌بندی شد. سپس با استفاده از تجزیهٔ مؤلفه‌های اصلی (PCA)، رابطهٔ گروه‌ها با عوامل توپوگرافی (شیب، جهت و ارتفاع) بررسی گردید و معنی‌داری مدل، توسط P-value ارزیابی گردید (جانگ من[1] و همکاران، ۱۹۹۵) و برای تجزیه و تحلیل داده‌ها، از نرم‌افزار Pc-OIRD نسخهٔ ۵/۱ استفاده شد.

1. Jongman

نتایج

مقادیر ویژگی‌های گونه‌های گیاهی

بر مبنای اطلاعات مرتبط با مشخصه‌های گیاهی (شکل ۱۱)، بیشترین درصد پوشش تاجی (۵۲/۶٪)، متعلق به مکان سوم با غالبیت گونه‌های *Artemisia quettensis* و *Artemisia sieberi*، *Artemisia deserti* در آشکوب تحتانی و گونهٔ *Amygdalus scoparia* در آشکوب فوقانی و کمترین مقدار (۱۷٪)، مربوط به مکان اول با غالبیت گونه‌های *Hammada salicornia* و *Zygophyllum atriplicoides* است. همچنین بیشترین مقدار تولید (۲۰۸/۸ کیلوگرم در هکتار علوفهٔ خشک)، مربوط به مکان چهارم با غالبیت گونه‌های *Artemisia quettensis* و *Ferula ovina* و کمترین مقدار (۳۲/۸ کیلوگرم در هکتار علوفهٔ خشک)، متعلق به مکان اول با غالبیت گونه‌های *Hammada salicornia* و *Zygophyllum atriplicoides* است. درمجموع، تغییرات درصد پوشش تاجی و مقدار تولید علوفهٔ هریک از مکان‌ها، به شرح شکل (۱) می‌باشد.



شکل (۱۱): تغییرات درصد پوشش تاجی و تولید علوفه مکان‌های مطالعاتی، در امتداد گرادیان ارتفاعی

Figure (11): Changes in canopy cover percentage and forage production of study sites, along the elevation gradient

رسته‌بندی واحدهای نمونه‌برداری

نتایج حاصل از طبقه‌بندی پوشش گیاهی مکان‌های مورد مطالعه به گروه‌های اکولوژیک، با استفاده از مقیاس Van-Maarel و تجزیهٔ TWINSPAN در جدول (۱) ارائه شده است.

جدول (۱): نتایج حاصل از آنالیز TWINSPAN برای طبقه‌بندی واحدهای نمونه‌برداری

Table (1): Results from TWINSPAN analysis for classification of sampling units

```
                111111
123456789012345

18 R -----1---------  111
17 Q ----1--1-------  111
16 P ----1----------  111
 7 G ----2413-------  111
 2 B ----2----------  111
22 W 34333342-------  110
15 O 43233344-------  110
 4 D 11111------11-1  10
 9 I ----1---2-1-1--  01
 8 H ----233-534----  01
21 V ---------1-----  001
12 L -------13221---  001
11 K ----------1----  001
 5 E --------2-2----  001
 3 C ----------4----  001
19 S ---------1---1-  0001
 6 F --------5545555  0001
 1 A --------1---3--  00001
20 T ------------1--  00000
14 N -----------11--  00000
13 M ------------2345  00000
10 J ---------------1  00000

000000001111111
000011110001111
```

واحدهای نمونه‌برداری (۱ تا ۱۵) — گونه‌های گیاهی (A تا W)

A= Acanthophyllum Stoksianum/ B= Achellia wilhelmsii/ C= Amygdalus scoparia / D= Anuual grasses/ E= Artemisia deserti/ F= Artemisia quettensis/ G= Artemisia santolina/ H= Artemisia sieberi/ I= Astragalus microcephalus/ J= Cousinia Gabrielae/ K= Eryngium Billardieri/ L= Euphorbia gypsicola/ M= Ferula ovina/ N= Gundelia Tournefortii/ O= Hammada salicornia/ P= Launaea acanthodes/ Q= Laurus nobilis/ R= Noaea mucronata/ S= Scarolia orientalis/ T= Silene brahuica/ V= Stipa barbata/ W= Zygophyllum atriplicoides

1= ترانسکت اول مکان اول، 2= ترانسکت دوم مکان اول، 3= ترانسکت سوم مکان اول، 4= ترانسکت چهارم مکان اول، 5= ترانسکت اول مکان دوم، 6= ترانسکت دوم مکان دوم، 7= ترانسکت سوم مکان دوم، 8= ترانسکت چهارم مکان دوم، 9= ترانسکت اول مکان سوم، 10= ترانسکت دوم مکان سوم، 11= ترانسکت سوم مکان سوم، 12= ترانسکت اول مکان چهارم، 13= ترانسکت دوم مکان چهارم، 14= ترانسکت سوم مکان چهارم، 15= ترانسکت چهارم مکان چهارم

با توجه به نتایج ارائه‌شده و مقادیر ویژهٔ به‌دست‌آمده از پنج سطح تقسیم، گونه‌های گیاهی موجود در واحدهای نمونه‌برداری، درمجموع در هشت گروه قرار گرفته‌اند. هریک از گروه‌های اکولوژیک، متشکل از گونه‌هایی هستند که به‌سبب داشتن دامنهٔ اکولوژیک مشابه، در کنار هم قرار می‌گیرند. با توجه به اینکه در هر سطح تقسیم، مقادیر ویژهٔ حاصل (که مؤید دقت تقسیم است)، کوچک‌تر می‌شود، در این پژوهش، مقدار ویژهٔ ۰/۹۶ که مرتبط با اولین سطح تقسیم می‌باشد، مبنای کار قرار گرفت. ازاین‌رو، گونه‌های واقع در واحدهای نمونه‌برداری، به دو گروه کلی تقسیم می‌شوند که گونه‌های R، Q، P، G، B، W، O و D در یک گروه و گونه‌های I، H، V، L، K، E، C، S، F، A، T، N و M در گروه دوم قرار می‌گیرند. همچنین با توجه به نتایج ارائه‌شده و مقادیر ویژهٔ به‌دست‌آمده از دو سطح تقسیم، واحدهای نمونه‌برداری درمجموع در چهار گروه قرار گرفته‌اند. در این خصوص، واحدهای نمونه‌برداری با مقدار ویژهٔ ۰/۸۲ به دو گروه اصلی تقسیم می‌شوند که واحدهای نمونه‌برداری ۱ تا ۸ (که مرتبط با دو مکان اول و دوم هستند)، در گروه اول و واحدهای نمونه‌برداری ۹ تا ۱۵ نیز (که مرتبط با مکان‌های سوم و چهارم هستند)، در گروه دوم قرار گرفته‌اند. واحدهای نمونه‌برداری ۹ تا ۱۵ نیز با مقدار ویژهٔ ۰/۵۶ به دو گروه مجزا تقسیم‌بندی می‌شوند که واحدهای ۹ و ۱۰ و ۱۱ (که مرتبط با مکان سوم هستند) در یک گروه و واحدهای ۱۲، ۱۳، ۱۴ و ۱۵ (که مرتبط با مکان چهارم‌اند) در گروه دیگر قرار دارند. نتایج مرتبط با مقادیر ویژه و درصد واریانس تجمعی حاصل از تجزیهٔ مؤلفه‌های اصلی ۲۲ گونهٔ گیاهی واقع در ۱۵ واحد نمونه‌برداری (مجموع ترانسکت‌های مستقر در چهار مکان مطالعاتی در امتداد گرادیان ارتفاعی دامنهٔ جنوبی تفتان) نیز در جدول (۲) ارائه شده است.

جدول (۲): مقادیر ویژه و درصد واریانس تجمعی مرتبط با هریک از محورهای مختصات

Table (2): Eigenvalues and percentage of cumulative variance associated with each of the coordinate axes

محور	مقادیر ویژه	درصد واریانس	درصد واریانس تجمعی	مقادیر ویژهٔ معیار عصای شکسته
اول	۵/۳۳۲	۲۴/۲۳۷	۲۴/۲۳۷	۳/۶۹۱
دوم	۴/۲۸۷	۱۹/۴۸۶	۴۳/۷۲۳	۲/۶۹۱
سوم	۲/۸۲۳	۱۲/۸۳۴	۵۶/۵۵۷	۲/۱۹۱
چهارم	۲/۳۸۵	۱۰/۸۴۳	۶۷/۴۰۰	۱/۸۵۷
پنجم	۱/۸۸۶	۸/۵۷۲	۷۵/۹۷۲	۱/۶۰۷
ششم	۱/۷۱۴	۷/۷۹۰	۸۳/۷۶۲	۱/۴۰۷
هفتم	۱/۴۳۹	۶/۵۴۲	۹۰/۳۰۴	۱/۲۴۱
هشتم	۱/۲۱۰	۵/۵۰۲	۹۵/۸۰۶	۱/۰۹۸
نهم	۰/۴۷۳	۲/۱۵۲	۹۷/۹۵۸	۰/۹۷۳
دهم	۰/۲۴۶	۱/۱۱۶	۹۹/۰۷۴	۰/۸۶۲

ضرایب همبستگی هریک از گونه‌های گیاهی با محورهای اصلی حاصل از آنالیز تجزیهٔ مؤلفه‌های اصلی نیز در جدول (۳) ارائه شده است. نظر به اینکه تنها ارزش p حاصل از انجام آزمون معنی‌داری برای محورهای اول و دوم به‌ترتیب با مقادیر ۰/۰۲۶ و ۰/۰۰۸، کوچک‌تر از ۰/۰۵ است، همبستگی بین گونه‌ها با متغیرهای محیطی، تنها برای این دو محور، معنی‌دار است.

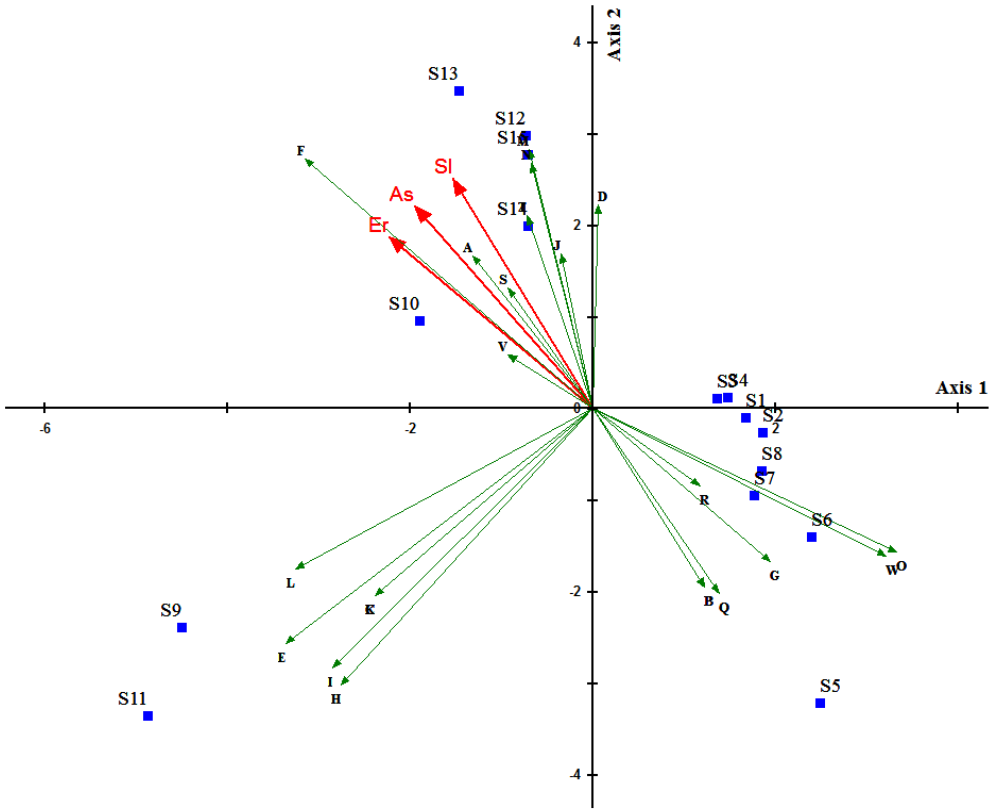
جدول (۳): ضرایب همبستگی هریک از گونه‌های گیاهی با محورهای اصلی حاصل از آنالیز تجزیهٔ مؤلفه‌های اصلی

Table (5): Correlation coefficients of each plant species with the main axes obtained from analysis, analysis, and original components

علامت اختصاری روی محورهای مختصات	گونهٔ گیاهی	محور اول	محور دوم	محور سوم	محور چهارم	محور پنجم	محور ششم
A	*Acanthophyllum Stoksianum*	−۰/۳۱۱۱	۰/۳۵۳۴	−۰/۲۹۱۷	−۰/۵۲۳۲	−۰/۲۶۹۷	۰/۴۲۲۴
B	*Achellia wilhelmsii*	۰/۲۸۸۴	−۰/۴۱۵۷	−۰/۸۴۵۵	۰/۱۲۹۵	۰/۰۱۵	−۰/۰۴۳۵
C	*Amygdalus scoparia*	−۰/۵۶۳۴	−۰/۴۳۳۶	۰/۱۳۷۲	−۰/۱۳۷	۰/۳۵۴۷	−۰/۰۹۳۷
D	*Anuual grasses*	۰/۰۱۲۷	۰/۴۷۰۷	−۰/۱۴۵۸	−۰/۴۴۶	۰/۰۳۵۴	−۰/۵۰۱۹
E	*Artemisia deserti*	−۰/۷۹۵۷	−۰/۵۴۵	۰/۰۸۶۷	−۰/۱۵۷۸	۰/۱۱۷۵	۰/۰۱۹۵
F	*Artemisia quettensis*	−۰/۷۴۴۵	**۰/۵۷۶۸**	−۰/۲۲۵۶	۰/۱۴۷۸	−۰/۰۶۳۲	۰/۰۹۲۳
G	*Artemisia santolina*	۰/۴۶۰۳	−۰/۳۵۶۲	۰/۰۱۵۸	−۰/۰۲۷۸	−۰/۱۳۷	۰/۶۰۸۹
H	*Artemisia sieberi*	−۰/۶۵۱۰	−۰/۶۴۱۷	۰/۰۷۸۲	۰/۰۲۸۵	−۰/۱۷۱۲	۰/۱۱۰۹
I	*Astragalus microcephalus*	−۰/۶۷۳۵	−۰/۶۰۱۹	−۰/۲۱۷۶	−۰/۱۲۷۸	۰/۰۰۹	۰/۰۶۳۷
J	*Cousinia Gabrielae*	−۰/۰۸۲	۰/۳۵۷۳	−۰/۰۷۲۵	۰/۳۸۵	۰/۶۷۸۴	۰/۲۷۳۱
K	*Eryngium Billardieri*	−۰/۵۶۳۴	−۰/۴۳۳۶	۰/۱۳۷۲	−۰/۱۳۷	۰/۳۵۴۷	−۰/۰۹۳۷
L	*Euphorbia gypsicola*	−۰/۷۷۰۸	−۰/۳۷۳۲	۰/۰۵۱۵	۰/۰۵۴	−۰/۲۸۰۲	−۰/۰۲۱۶
M	*Ferula ovina*	−۰/۱۶۴	**۰/۵۹۹۱**	−۰/۱۴۹۸	۰/۴۰۸۶	۰/۵۵۳۴	۰/۲۸۵۲
N	*Gundelia Tournefortii*	−۰/۱۵۹۱	۰/۵۶۷۱	−۰/۲۷۵۷	−۰/۵۵۸۹	−۰/۱۰۵۲	−۰/۲۲۳۱
O	*Hammada salicornia*	**۰/۷۸۷۵**	−۰/۳۳۳۳	۰/۰۳۵۵۶	−۰/۱۵۹۵	−۰/۰۱۵۷	−۰/۰۴۹۹
P	*Launaea acanthodes*	۰/۲۸۸۴	−۰/۴۱۵۷	−۰/۸۴۵۵	۰/۱۲۹۵	۰/۰۱۵	−۰/۰۴۳۵
Q	*Laurus nobilis*	۰/۳۲۷۲	−۰/۴۳۰۵	−۰/۸۲۱۷	۰/۱۲۴۵	۰/۰۱۱۵	−۰/۰۳۴۴
R	*Noaea mucronata*	۰/۲۷۶۶	−۰/۱۸۱۳	۰/۲۶۳۸	−۰/۰۶۲۹	−۰/۱۴۶۱	۰/۶۶۹۷
S	*Scarolia orientalis*	−۰/۲۲۰۷	۰/۲۷۹۴	۰/۰۳۲	۰/۷۰۶۳	−۰/۴۴۲۲	−۰/۰۷۹۶
T	*Silene brahuica*	−۰/۱۶۹۸	۰/۴۴۷۸	−۰/۲۹۲	−۰/۵۱۱۵	−۰/۲۲	۰/۳۹۶۶
V	*Stipa barbata*	−۰/۲۱۹۱	۰/۱۲۳۴	۰/۰۵۴۳	۰/۵۶۶	−۰/۶۱	−۰/۱۳۵۷
W	*Zygophyllum atriplicoides*	**۰/۷۵۸۴**	−۰/۳۴۲۷	۰/۰۲۶۶۲	−۰/۱۴۴۶	۰/۰۰۶۵	−۰/۱۵۹۹

بر اساس ضرایب همبستگی گونه‌ها با محورها، محور اول بیشترین همبستگی مثبت را با گونه‌های *Hammada salicornia* و *Zygophyllum atriplicoides* به‌عنوان گونه‌های غالب مکان‌های اول و دوم دارد. همان‌گونه که در شکل (۴) مشاهده می‌شود، واحدهای نمونه‌برداری ۱ تا ۸ که معرف هشت ترانسکت انتخابی در دو مکان اول و دوم هستند، در حول محور اول و در ربع اول محورهای مختصات، پراکنش دارند. این موضوع تداعی‌کنندهٔ یکسان بودن تشابهات درون‌گونه‌ای دو مکان مذکور است. محور دوم نیز بیشترین همبستگی مثبت را با گونه‌های *Artemisia quettensis* و *Ferula ovina* به‌عنوان گونه‌های غالب مکان چهارم دارد. واحدهای نمونه‌برداری ۱۲ تا ۱۵ که معرف چهار ترانسکت انتخابی در مکان چهارم است، در حول محور دوم و در ربع دوم محورهای مختصات، پراکنش دارند. این موضوع، تداعی‌کنندهٔ آن است که تشابهات درون‌گونه‌ای این مکان با سه مکان دیگر و به‌ویژه مکان‌های اول و دوم، متفاوت است. پراکنش واحدهای مذکور، همسو با تغییرات ارتفاعی منطقه و جهت جغرافیایی است و پراکنش جامعهٔ گیاهی مرتبط با مکان‌های ذکرشده، در ارتفاعات پایین‌دست منطقه و در اراضی مسطح، دور از انتظار است. واحدهای نمونه‌برداری ۹ تا ۱۱ نیز

که مرتبط با ترانسکت‌های مستقر در مکان سوم با غالبیت گونه‌های *Artemisia quettensis*، *Artemisia sieberi* و *Amygdalus scoparia* است، نسبت به دیگر واحدهای نمونه‌برداری، پراکنش بینابینی دارد و گونه‌های واقع در آن، عمدتاً دارای همبستگی منفی با محورهای اول و دوم هستند.



شکل (۴): نمودار رسته‌بندی واحدهای نمونه‌گیری نسبت به هم بر اساس تشابهات ترکیب گونه‌ای

Figure (2): Ranking diagram of sampling units relative to each other based on species composition similarities

ارتفاع از سطح دریا (Er) جهت شیب (As) شیب (Sl) واحدهای نمونه‌برداری (S1 تا S15) گونه‌های گیاهی (A تا W) (EC)

A= Acanthophyllum Stoksianum/ B= Achellia wilhelmsii/ C= *Amygdalus scoparia* / D= Anuual grasses/ E= Artemisia deserti/ F= Artemisia quettensis/ G= Artemisia santolina/ H= Artemisia sieberi/ I= Astragalus microcephalus/ J= Cousinia Gabrielae/ K= Eryngium Billardieri/ L= Euphorbia gypsicola/ M= Ferula ovina/ N= Gundelia Tournefortii/ O= Hammada salicornia/ P= Launaea acanthodes/ Q= Laurus nobilis/ R= Noaea mucronata/ S= Scarolia orientalis/ T= Silene brahuica/ V= Stipa barbata/ W= Zygophyllum atriplicoides

S1= ترانسکت اول مکان اول، S2= ترانسکت دوم مکان اول، S3= ترانسکت سوم مکان اول، S4= ترانسکت چهارم مکان اول، S5= ترانسکت اول مکان دوم، S6= ترانسکت دوم مکان دوم، S7= ترانسکت سوم مکان دوم، S8= ترانسکت چهارم مکان دوم، S9= ترانسکت اول مکان سوم، S10= ترانسکت دوم مکان سوم، S11= ترانسکت سوم مکان سوم، S12= ترانسکت اول مکان چهارم، S13= ترانسکت دوم مکان چهارم، S14= ترانسکت سوم مکان چهارم، S15= ترانسکت چهارم مکان چهارم

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از اندازه‌گیری پوشش گیاهی نشان داد که پوشش تاجی رویشگاه‌های مورد پژوهش، از ۱۷ تا ۵۲/۶ درصد و مقدار تولید علوفه خشک رشد سال جاری گونه‌های موجود در ترکیب گیاهی (که متأثر از بارندگی‌های شش‌ماههٔ اول سال آبی ۱۳۹۹ و شش‌ماههٔ دوم سال آبی ۱۴۰۰ می‌باشد)، از ۳۲/۸ تا ۲۰۸/۸ کیلوگرم در هکتار است. مقادیر ذکرشده در مقایسه با پتانسیل تولید علوفهٔ مناطق استپی خشک کشور (۲۰۰ کیلوگرم در هکتار) با میزان بارندگی سالانهٔ ۱۵۰ـ۲۵۰ میلی‌متر (مصداقی، ۲۰۱۵؛ فیاض و همکاران، ۲۰۱۸) بیانگر آن است که در شرایط فعلی، تولید رویشگاه‌های مورد پژوهش، از ۱۶/۴ تا ۱۰۰ درصد مرحلهٔ اوج است. به تفسیر دیگر، درصد تولید از حد نهایی منطقه، در رویشگاه‌های مورد پژوهش، به‌ترتیب مکان‌های اول، دوم، سوم و چهارم، ۱۶/۴، ۲۳/۰،

۵۳/۵ و ۱۰۰ درصد است. از طرفی، میانگین بارندگی سال آبی مؤثر بر پراکنش پوشش گیاهی منطقه، ۱۲۵/۸ میلی‌متر است که در مقایسه با میانگین بلندمدت بارندگی سالانهٔ منطقه (۱۳۹/۲ میلی‌متر) کمتر می‌باشد و با توجه به سنجه‌های آب‌وهوایی (شاخص SIAP)، خشکسالی در منطقه حاکم بوده است. لذا با توجه اینکه در سال خشک از نظر وقایع آب‌وهوایی، اندازه‌گیری پوشش گیاهی انجام شده است، به نظر می‌رسد در ترسالی‌ها و سال‌های نرمال از نظر بارندگی، مقدار تولید علوفه، بیشتر از مقادیر ذکرشده شود. به هر حال، برای قضاوت در این خصوص، نیاز به اندازه‌گیری پوشش گیاهی در سال‌های بعد و انطباق نتایج مذکور با شاخص‌های خشکسالی هواشناسی است. در این راستا، با مدل‌سازی تولید گیاهی بر اساس عوامل آب‌وهوایی و شاخص‌های خشکسالی در مراتع منتخب استان‌های مرکزی و قم (محمدی‌مقدم و همکاران، ۲۰۱۳)، بیان شد که ارتباط تولید مرتع با وضعیت خشکسالی بر اساس شاخص شناسایی خشکسالی (RDI)، قوی‌تر از ارتباط آن با بارندگی و دماست. همچنین به‌منظور برآورد تولید مرتع، شاخص شناسایی خشکسالی نسبت به شاخص بارش استانداردشده (SPI)، از دقت بیشتری برخوردار است، زیرا این شاخص به‌طور همزمان، وضعیت بارندگی و تبخیر و تعرق را در نظر می‌گیرد.

نتایج یک دهه آماربرداری از پوشش گیاهی در مناطق مختلف اکولوژیک (ارزانی، ۲۰۰۹) نشان داد که متوسط درصد پوشش تاجی، در مراتع استپی، ۱۳/۲٪ بوده است. همچنین میانگین تولید گونه‌های قابل چرای رویشگاه‌های مذکور، ۱۳۶ کیلوگرم در هکتار برآورد شده است. مقایسهٔ مقادیر ذکرشده با مقادیر برآوردشده در پژوهش حاضر، تداعی‌کنندهٔ این است که مراتع منطقه، در صورت اعمال مرتع‌داری علمی و صحیح، همواره درصد پوشش تاجی و تولید علوفهٔ بیشتری نسبت به میانگین ذکرشده در خصوص مراتع استپی خواهد داشت.

نتایج حاصل از طبقه‌بندی واحدهای نمونه‌برداری، نشان داد که با توجه به مقدار ویژهٔ حاصل از سطوح تقسیم‌های مختلف، می‌توان بیان کرد که نیازی به تفکیک دو مکان اول و دوم نیست و می‌توان در سال‌های بعد، تنها یکی از دو مکان را برای ارزیابی مستمر و بلندمدت پوشش گیاهی لحاظ نمود. به تفسیر دیگر، به‌جای انتخاب چهار مکان در امتداد گرادیان ارتفاعی منطقه، می‌توان تنها با انتخاب سه مکان، تغییرات شاخصه‌های پوشش گیاهی در امتداد گرادیان ارتفاعی منطقه را بررسی کرد. نتایج حاصل از رسته‌بندی نیز بیانگر آن است که تشابهات درون‌گونه‌ای هریک از گونه‌ها (که در شکل، با حروف مشخص شده‌اند) و واحدهای نمونه‌برداری (که در شکل با علامت S مشخص شده‌اند)، یکسان نیست و بسته به گرادیان اکولوژیکی منطقه، متفاوت خواهد بود؛ به‌گونه‌ای که هر چند مورد از آن‌ها، در یکی از ربع‌های محورهای مختصات واقع شده‌اند. در این خصوص، به نظر می‌رسد که تشابهات درون‌گونه‌ای مکان‌های اول و دوم (شامل واحدهای نمونه‌برداری S1 تا S8)، تقریباً یکسان و با دو مکان دیگر، تفاوت معنی‌داری دارند. به تفسیر دیگر، پلات‌های واقع در مکان اول و دوم، از نظر درصد پوشش تاجی، تقریباً شبیه به هم هستند و به‌طور قطع، متأثر از یک عامل محیطی مشترک‌اند. در این ارتباط، تشابهات درون‌گونه‌ای واحدهای نمونه‌برداری S12 تا S15 نیز مشابه و متفاوت از سه مکان دیگر است. پراکنش پوشش گیاهی در این مکان (مکان چهارم)، متأثر و همسو با تغییرات محیطی (شیب، جهت و ارتفاع) است. در این راستا، گزارش شد که حضور گیاهان و پراکنش آن‌ها در اکوسیستم‌های مرتعی و تغییرات مشخصه‌های گیاهی، تصادفی نبوده بلکه عوامل اقلیمی، خاکی، پستی و بلندی و زیستی، در حضور و عدم حضور آن‌ها و تغییرات آن‌ها نقش اساسی دارند (آذرنیوند و پوررحیم، ۱۹۹۹؛ موسایی سنجره‌ای، ۲۰۱۳). این عوامل به‌همراه عوامل مدیریتی، نقش مهمی بر استقرار و گسترش گیاهان دارند (صمدی خانقاه و همکاران، ۲۰۲۱). همچنین مطالعات انجام‌شده برای تعیین مؤثرترین عامل محیطی بر پراکنش جوامع گیاهی در مراتع کچیک مراوه تپه نشان داد که جهت جغرافیایی، مقدار شیب، هدایت الکتریکی، اسیدیته، بافت و آهک خاک، بیشترین تأثیر را در پراکنش گروه‌های اکولوژیک منطقه دارند (میردیلمی و همکاران، ۲۰۱۲) و این بدان معنی است که گونه‌های مختلف گیاهی و ب تبع آن جوامع گیاهی

متفاوت، بستر رویشی متفاوتی را برای استقرار نیاز دارند (عسگری‌زاده و ارزانی، ۲۰۱۸).

نتیجه‌گیری کلی

پژوهش حاضر، با هدف مشخص کردن انتخاب مکان‌های معرف برای پایش اکوسیستم‌های مرتعی در منطقهٔ تفتان انجام شد و برای این منظور، با رسته‌بندی واحدهای نمونه‌برداری در امتداد گرادیان ارتفاعی دامنهٔ جنوبی تفتان بر اساس تشابهات ترکیب گونه‌ای، این کار صورت گرفت.

بر مبنای نتایج حاصل از تغییرات مشخصه‌های پوشش گیاهی در مکان‌های انتخابی در امتداد گرادیان ارتفاعی منطقه (۱۶۲۴ تا ۲۸۱۳ متر) و رسته‌بندی واحدهای نمونه‌برداری، این‌گونه نتیجه شد که برای اندازه‌گیری مستمر و بلندمدت پوشش گیاهی در مقیاس منطقه‌ای و تعمیم نتایج به مناطق مشابه، حداقل انتخاب سه مکان که معرف سنگ‌فرش‌های بیابانی و درمنه‌زارهای مناطق استپی باشد، ضروری است.

یکی از مکان‌ها لازم است در پایین‌دست منطقه و در رویشگاه‌های معرف سنگ‌فرش‌های بیابانی با غالبیت گونه‌های *Hammada salicornia* و *Zygophyllum atriplicoides* انتخاب شود. مکان‌های دیگر می‌تواند در درمنه‌زارهای کوه تفتان در نظر گرفته شود. در این ارتباط، یک مکان می‌تواند در ارتفاعات کوهستانی و میانی منطقه با غالبیت گونه‌های *Artemisia quettensis*، *Artemisia sieberi* و *Artemisia deserti* انتخاب شود که معمولاً در آشکوب فوقانی آن‌ها، گونهٔ *Amygdalus scoparia* به‌عنوان عنصر چوبی معرف رویشگاه‌های منطقه خودنمایی می‌کند. از این ارتفاع (۲۸۰۰ متر) به‌بعد، به نظر می‌رسد که خط رویش درختان در کوه تفتان تمام شود ولی به هر حال، نیاز به مطالعات دیگری برای این منظور است. مکان دیگر می‌تواند در ارتفاعات بالاتر از خط رویش درختان با غالبیت گونه‌های *Artemisia quettensis* و *Ferula ovina* و بوته‌های بالشتکی در نظر گرفته شود.

درمجموع، اگرچه بحث‌های بسیاری در مورد روش‌های اختصاصی پایش و پایه‌های تئوریک مربوط به تفسیر داده‌ها وجود دارد، توجه کمتری به ارزیابی تغییرات منابع مرتعی در مقیاس مکانی شده است. به‌طور اخص، بررسی این نکته لازم است که آیا داده‌های به‌دست‌آمده در یک مقیاس مشخص، می‌توانند برای استفاده در مقیاس وسیع‌تر تلفیق شوند؟ در پاسخ به این سؤال، سه مقیاس مهم برای پایش، شامل مقیاس سامان عرفی، مقیاس سیمای سرزمین (که بر عملکرد اکولوژیک متمرکز شده است) و مقیاس منطقه‌ای/ ملی در نظر گرفته می‌شود. هریک از مقیاس‌ها، نیازمند توجه خاصی هستند که به‌دلیل وجود مسائل و داده‌های مختلف، تلاقی مقیاس‌ها امری لازم است ولی به‌رغم اهمیت ارتباط بین مقیاس‌ها، توجهی به آن نمی‌شود.

در این ارتباط، همواره بر تفاوت‌ها در مقیاس مکانی تأکید می‌شود، اما مقیاس‌های مختلف زمانی برای اهداف و تفسیرهای مختلف وجود دارند. برای مثال، بعضی از اندازه‌گیری‌ها، به‌میزان زیادی وابسته به فصل سال هستند، یا تغییرات زیادی در بین سال‌های مختلف دارند؛ مانند بیوماس و پوشش لاشبرگ. سرعت فرایندهای اکولوژیک نیز بر تناوب انجام پایش و میزان تغییر مورد انتظار مؤثر است. برای مثال، پایش گیاهان یک‌ساله ممکن است بیشتر از پایش تغییرات وسیع رفتاری یا جمعیت بوته‌ای‌ها و درختچه‌ای‌ها، نیازمند توجه به فصل یا تناوب اندازه‌گیری باشد. ازاین‌رو، مقیاس زمانی باید به سه مقیاس مکانی قبلی اضافه شود و تصمیمات مناسب برای هر مقیاس مانند تصمیمات تاکتیکی، طراحی‌های درازمدت، باید بر مبنای داده‌های پایش مناسب با آن مقیاس اتخاذ شوند (فریدل[1] و همکاران، ۲۰۰۰). متأسفانه، بیشتر داده‌های جمع‌آوری‌شده نواقصی دارند؛ از جمله: بی‌ثباتی، نبود تکرار، تکنیک‌های عجیب‌وغریب و مدیریت ضعیف داده‌ها. با این شرایط، طرح‌های پایش اکوسیستم‌های مرتعی، در مقیاس زمانی، باید به‌طور مداوم تکرار شوند و در مقیاس مکانی نیز پاسخ‌گوی مسائل موجود در سطوح سامان عرفی، سیمای سرزمین و ملی و منطقه‌ای باشند (هولچک[2] و همکاران، ۲۰۰۵).

1. Friedel
2. Holechek

سپاسگزاری

این مقاله، برگرفته از نتایج پروژهٔ ملی «پایش اکوسیستم‌های مرتعی مناطق مختلف آب‌وهوایی استان سیستان و بلوچستان، سایت تفتان» با کد مصوب ۹۶۱۷۳۶-۱۴۷-۰۹-۰۰۹ می‌باشد که با حمایت مالی مؤسسهٔ تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، به انجام رسیده است. از این حیث، از مساعدت آن مجموعهٔ محترم سپاسگزاری می‌شود.

منابع

1. Arzani, H. (2009). Final report of the national rangeland assessment plan of different climatic regions of Iran. Publications of the Forests and Rangelands Research Institute, 425p. (In Persian).
2. Arzani, H. and Abedi, M. (2015). Rangeland assessment: Measurement of vegetation. University of Tehran Press, 306p. (In Persian).
3. Askarizadeh, D. and Arzani, H. (2018). Ecological effects of climate factors on rangeland vegetation (Case study: Polour rangelands). Journal of Rangeland Science, 8 (4): 330-340.
4. Asri, Y. (2005). Ecology of vegetation. Payame Noor University Press, 224p.(In Persian).
5. Azarnivand, H. and Poor Reihan, M. (1999). Investigation of the relationship between Yazd marginal vegetation cover and physicochemical properties of soils. Journal of Natural Resources, 52 (1): 10-21. (In Persian).
6. Fayyaz, M., Bayat, M., Abrasji, Q.A., Abolghasemi, M., Akbarpour, H., Azami, A., Baghestani Meybodi, N., Hassanzadeh, M., Hosseini, H., Khodagholi, M., Dehghani Tafti, M.A., Rahmani, G.H., Zare, N., Zareukia, P., Zare, M., Zare, M.T., Sharifi Yazdi, M., Sharifi, J., Farmahini Farahani, A. and Mohammadpour, M. (2018). Determining the amount of forage that can be harvested in rangelands, Volume 2: Rangelands of steppe and desert region of Iran. Publications of Forests and Rangelands Research Institute, Publication Number: 489, 208p. (In Persian).
7. Fayyaz,. M., Hosseini Marandi, H. and cashiers, M.H. (2000). Ecological areas of the country: vegetation of Khash region. Publications of the Forests and Rangelands Research Institute, 98p. (In Persian).
8. Friedel, M.H. and Chewings, V.H. (1988). Comparison of crown cover estimates for woody vegetation in arid rangelands. Australian Journal of Ecology, 13: 463-468.
9. Holechek, J.L., Pieper, R.D. and Herbel, C.H. (2004). Range management (principles and practices). Prentice Hall, Englewood Cliff, 523p.
10. Jalili, A. (2017). The need for serious attention to the country's rangelands. Journal of Iran Nature, 2 (6): 3-3. (In Persian).
11. Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F. and Van Tongeren, O.F.R. (1995). Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, England, 158p.
12. Karl, J.W., Herrick, J.E. and Pyke, D.A. (2017). Monitoring Protocols: Options, Approaches, Implementation, Benefits. In: Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges, Briske, D.D., Springer Series on Environmental Management., 664p.
13. Mesdaghi, M. (2015). Range management in Iran. Sajjad University of Technology Publications, 325p. (In Persian).
14. Meuret, M. and Provenza, F.D. (2015). When art and science meet: integrating knowledge of French herders with science of foraging behavior. Rangeland Ecolology & Management, 68: 1-17. (In Persian).
15. Mirdeylami, S.Z., Heshmati, Gh., Barani, H. and Hemmatzade, Y. (2012) Environmental factors affecting ecological sites distribution of Kachik rangeland, Marave Tappe. Iranian Journal of Rangeland and Desert Research 19(2): 333-343. (In Persian).
16. Mohammadi Moghadam, S., Masaedi, A., Jangjoo, M. and Mesdaghi, M. (2013). Modeling of crop production based on climatic factors and drought indices in selected rangelands of Central and Qom provinces. Journal of Water and Soil (Agricultural Sciences and Industries), 27 (6): 1206-1190. (In Persian).
17. Motamedi, J., Jalili, A., Arzani, H. and Khodagholi, M. (2020). Causes of rangeland destruction in the country and ways out of the situation. Journal of Iran Nature, 5(4): 1-24. (In Persian).
18. Mousaei Sanjerehei, M., Jafari, M., Mataji, A., Baghestani Meybodi, N. and Bihamta, M.R. (2013). Influence of environmental factors on distribution of plant species in Nodushan

rangelands of Yazd province (Iran). DESERT, 18: 19-26.

19. Samadi khanegha, S., Ghorbani, A. and Moameri, M. (2021). Relationship between ecological species groups and environmental factors in Fandoghlou rangelands of Ardabil, Iran. ECOPERSIA, 9(2): 131-138.

20. Woods, S.R. and Ruyle, G.B. (2015). Informal rangeland monitoring and its importance to conservation in a U.S. Ranching Community. Rangeland Ecology and Management, 68: 390-401.

Investigation The Representative Locations for Measuring and Monitoring Vegetation Sites along the Elevation Gradient of Taftan's Southern Slope

Javad Motamedi*[1], Adel Jalili[2], Yosef Ajani[3], Hadi Darodi[4]

Received: 2022-6-10 Accepted: 2023-1-5

Expanded abstract

Introduction: Continuous and long-term measurement of vegetation is required to obtain basic and timely information concerning rangelands. The important point to consider in this regard is the correct choice and the proper number of representative places to be taken into account when measuring vegetation density in different ecological areas. On the other hand, monitoring rangeland ecosystems is exessively costly, requiring a great number of personnel and technical facilities. However, failing to monitor the rangelands in those areas that are representative of a wide range of vegetation prevents the achivement of desired results concerning vegetation monitoring. Therefore, as measuring and monitoring the vegetation of macro rangeland ecosystems of Iran requires the investigation of several landmarks / sites over a specific period, this study sought to monitor the vegetation of a number of select representative sites along the elevation gradient of Taftan's southern slope.

Material and Methods: First, several places representing the habitats of the region and the distribution of Taftan Mountain's vegetation along the altitude gradient were selected by examining the maps of Iran's ecological zones (Khash region). Then, vegetation characteristics of the places, including percentage of canopy cover, number of bases per hectare, and amount of species forage production were measured, followed by the classification of sampling units based on similarities in species composition. To this end, four 450-meter transects with a distance of 100 meters from each other were used in the first place, which is dominated by *Hammada salicornia* and *Zygophyllum atriplicoides*. On each transect, 15 four-square meter plots (2× 2 m), that is 60 plots in total, were placed 30 meters away from each other. The second place that was dominated by *Hammada salicornia*, *Zygophyllum atriplicoides*, *Artemisia sieberi* and *Artemisia santolinifolia* species resembled the first place in terms of sampling network and the number of sampling units. On the other hand, three 100-meter transects were used in the third place with 50 meters' distance from each other, on each of which 10 two square-meter plots (2×1 m) were placed 10 meters away from each other (30 plots in total). The lower vestibule of the third place was dominated by *Artemisia quettensis*, *Artemisia sieberi,* and *Artemisia deserti* (herbaceous species), and the upper vestibule of the place was dominated by *Amygdalus scoparia (*the woody element). Moreover, in the fourth place dominated by *Artemisia quettensis* and perennial herbaceous species such as *Ferula ovina*, four 100-meter transects were used with 50 meters' distance from each other, on each of which 10 one-square meter plots were placed 10 meters away from each other (40 plots in total). To classify sampling units based on species compositional similarities, the sites' vegetation was first classified into ecological groups using Twinspan analysis. Then, the correlation between the groups and topographic factors (slope, direction, and height) was investigated via principal component analysis (PCA), and the significance of the model was evaluated by P-value. Furthermore**,** thee collected data were analyzed using the Pc-OIRD software version 5.1.

1. Rangeland Research Division, Research Institute of Forests and Rangelands, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran; motamedi@rifr-ac.ir
2. Botany Research Division, Research Institute of Forests and Rangelands, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran
3. Botany Research Division, Research Institute of Forests and Rangelands, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran
4. Forest and Rangeland Research Division, Agricultural and Natural Resources Research Center of Balochestan, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Iranshar, Iran
DOI: 10.22052/deej.2021.11.36.42

Results: The study's results indicated that the average canopy cover in the studied sites were 17%, 28.9%, 52.6%, and 40.8%, respectively, during the growing season at 2021, with the sites' average forage production being 32.8 kg/ha, 46.0 kg/ha, 107.7 kg/ha, and 208.8 kg/ha. Moreover, compared to the potential forage production in steppe areas (200 kg/ha), the sites' producation capacity (against the ultimate production limit) was found to be 16.4%, 23.0%, 53.5%, and 100%. Based on the results of the classification, the first axis had the highest positive correlation with the dominant species of the first and second places, that is, the *Hammada salicornia and Zygophyllum atriplicoides*, suggesting that the similarities within the species of the two places are the same. The second axis was also found to have the highest positive correlation with *Artemisia quettensis* and *Ferula ovina* (the dominant species in the fourth place), indicating the distinction of the similarities within the species of the place form other three places, especially from the first and second places. On the other hand, compared to other sampling units, those of the third place where *Artemisia quettensis*, *Artemisia sieberi,* and *Amygdalus scoparia are dominant* were found to have an intermediate distribution, with their species mainly having a negative correlation with the first and second coordinate axes.

Discussions and Conclusion: According to the results of this study, selecting at least three representative locations (site) along a region's altitude gradient to monitoring vegetation on a regional scale, it is necessary to select. A site can represent desert ossuaries (altitude range 1500-1700 m) dominated by *Hammada salicornia* and *Zygophyllum atriplicoides*. The other two sites can represent both middle-altitude mangroves (located at altitude range of 1700-2500 m) dominated by *Artemisia quettensis*, *Artemisia sieberi*, *Artemisia deserti*, and high-altitudes above the tree line (more than 2800 m) whre *Artemisia quettensis, Ferula ovina,* and cushion plants are predominant. Therefore, it could generally be argued that applying the results of vegetation monitoring and measurement to a specific scale on a wider scale requires the consideration of temporal and spatial scales of monitoring (customary order scale, landscape scale, and regional/national scale), taking into account the existence of different issues and data.

Keywords: Continuous Assessment, Rangeland Measurement, Rangeland Monitoring, Rangeland Ecosystems, Vegetation Changes.