

مقایسه مؤلفه‌های مختلف وضعیت سلامت زیست‌بوم در حوزه آبخیز ایریل،

استان اردبیل

انیس جعفری^۱، فرشاد کیوان‌بهجو^۲، رئوف مصطفی‌زاده^{۳*}

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۶/۲۶

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۳/۲۴

چکیده

یکی از اجزای مهم و عامل اساسی تغییر در زیست‌بوم، انسان بوده و زیست‌بوم‌های تخریب‌شده نتیجه فعالیت‌های انسانی است. وجود یک زیست‌بوم سالم برای تأمین خدماتی که مورد نیاز انسان و محیط طبیعی و نیز حفظ ارزش‌های اقتصادی و اجتماعی ضروری است. برای ارزیابی سلامت زیست‌بوم، به بررسی کیفیت شرایط زیست‌بوم با استفاده از انواع شاخص‌ها نیاز است؛ زیرا مجموعه شاخص‌ها باید نشان‌دهنده اطلاعات کلیدی در ساختار زیست‌بوم و عملکرد و برای هدف از این ارزیابی خاص باشد. هدف این مطالعه، ارزیابی مؤلفه‌های مؤثر بر سلامت زیست‌بوم به صورت جامع، در قالب سه معیار توان، ساختار و تاب‌آوری در حوزه آبخیز ایریل استان اردبیل است. در این باره، مقادیر مؤلفه‌های توان (NDVI، فرسایش و رواناب)، ساختار (پیوستگی، تکه‌تکه‌شدگی، تقسیم‌شدگی، درجه تفکیک، تراکم لبه و شاخص تنوع سیمپسون تغییر یافته) و تاب‌آوری (درصد کاربری‌های مختلف، شاخص بزرگ‌ترین لکه و شاخص تجمع) به صورت کمی محاسبه شد و در ادامه، با ارائه نتایج در قالب نمودارهای راداری، امکان مقایسه مؤلفه‌های مختلف و چندبعدی در زیرحوضه‌های مورد مطالعه فراهم گردید. براساس نتایج مقادیر معیار توان در زیرحوضه‌های S1 (۰/۸۹) و S8 (۰/۱۳)، به ترتیب بالاترین و پایین‌ترین امتیاز را دارند. زیرحوضه‌های S7، S2 و S3 از نظر معیار ساختار با مقادیر ۰/۷۳، ۰/۶۳ و ۰/۶۳، در شرایط مطلوبی قرار دارند و سایر حوزه‌ها در وضعیت نامناسبی قرار دارند. مقدار معیار تاب‌آوری در زیرحوضه‌های S1، S3 و S8 بیشتر از بقیه زیرحوضه‌هاست. در مجموع، نتایج نشان داد که مؤلفه تاب‌آوری دارای بالاترین تغییرات در زیرحوضه‌های منطقه مورد مطالعه بوده است. براساس نتایج، مقدار متوسط مؤلفه‌های توان، ساختار و تاب‌آوری به ترتیب برابر ۰/۴۰، ۰/۵۵ و ۰/۵۵ بوده و در مجموع، زیرحوضه S1 دارای بالاترین مقدار متوسط شاخص‌های محاسباتی است.

واژه‌های کلیدی: تاب‌آوری زیست‌بوم، پیوستگی اکولوژیک، ساختار زیست‌بوم، ارزیابی سلامت، توان زیست‌بوم.

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه محقق اردبیلی

۲. دانشیار گروه منابع طبیعی دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه محقق اردبیلی

۳. استادیار گروه منابع طبیعی دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه محقق اردبیلی، نویسنده مسئول / Email: raofmostafazadeh@uma.ac.ir

مقدمه

ارزیابی جامع تعریف شود (لی^{۱۴} و همکاران، ۲۰۱۳). باتوجه به باتوجه به افزایش روزافزون تخریب‌های محیط‌زیستی و لزوم توجه به رویکردهای جدید برای ارزیابی و پایش وضعیت زیست‌بوم‌ها، ارزیابی سلامت زیست‌بوم به‌عنوان ابزاری مؤثر برای تعیین سلامت سیستم‌های اکولوژیک مطرح شده است. به‌منظور تعیین وضعیت سلامت زیست‌بوم‌ها نیاز به شاخص‌هایی است که با کمک آن‌ها بتوان کار ارزیابی را انجام داد؛ از طرفی مطالعه پیچیدگی ارتباط درونی رواناب، فرسایش و کاربری‌های مختلف و عوامل مؤثر بر آن، نیازمند در نظر گرفتن ویژگی‌های مختلف آبخیز است (صادقی و همکاران، ۲۰۱۵). در این خصوص شاخص‌های متنوعی گسترش یافته که برخی از آن‌ها روی گونه‌های شاخص تمرکز دارند (عرفانی و دانه‌کار، ۲۰۱۳). در حالت ایدئال، مجموعه شاخص‌ها باید نشان‌دهنده اطلاعات کلیدی در ساختار زیست‌بوم و عملکرد و برای هدف از این ارزیابی خاص باشد. در این باره، ارزیابی سلامت زیست‌بوم با کاربری‌های متنوع (جنگل، مرتع و کشاورزی) می‌تواند زمینه ارزیابی توان و نیز اولویت‌بندی برنامه‌های مدیریت و احیای زیست‌بوم‌های طبیعی را فراهم کند (کریمی و همکاران، ۲۰۱۲). در راستای ارزیابی سلامت زیست‌بوم و معیارهای آن، مطالعات متعددی در خارج از کشور صورت گرفته است که به برخی از موارد اشاره می‌شود. کاستانزا^{۱۰} (۲۰۱۲) با بررسی سلامت زیست‌بوم و مهندسی محیط‌زیست به‌صورت جامع، چندمقیاسی، اندازه‌گیری توان سیستم، ساختار و تاب‌آوری، سه معیار توان، ساختار و تاب‌آوری را به‌شکل یک نمودار سه بعدی با سطوح شکننده، متبلور و غنی از مواد معدنی و مرتبط با هم نشان داد و به این نتیجه رسید که غنی شدن^{۱۵} به‌عنوان یکی از نشانه‌های عدم سلامت، بیانگر افزایش متابولیسم و باعث تخریب ساختار و کاهش تاب‌آوری می‌شود، سپس زیست‌بوم‌هایی با فرایند غنی شدن طبیعی دارای تنوع و موجودات بیشتر و نیز متابولیسم بالاتر و در نتیجه سالم‌ترند. لی و همکاران (۲۰۱۳) با هدف آزمون عملی مدل اصلاح‌شده و تجسم سلامت در یک

امروزه با افزایش آلودگی و نابودی محیط‌زیست جهانی، ارزیابی وضعیت سلامت زیست‌بوم^۱ منطقه بسیار مورد توجه است (فلانری^۲، ۱۹۹۴) و به یک شاخص مهم توسعه پایدار منطقه‌ای تبدیل شده است (ردمن^۳، ۱۹۹۹). انسان از اجزای مهم زیست‌بوم است و سامانه‌هایی را که خود جزئی از آن‌هاست، تغییر می‌دهد (دیاموند^۴، ۲۰۰۵). مفهوم سلامت زیست‌بوم اولین بار به‌عنوان یک سیستم اکولوژیک سالم و عاری از علائم تنش (راپورت و بوهم^۵، ۱۹۹۹) و دارای ثبات و پایداری تعریف شد (راپورت، ۱۹۸۹) و با توسعه محیط‌زیست، مفهوم سلامت زیست‌بوم به یک مفهوم جامع و تلفیقی از ابعاد اکولوژی، اقتصاد و جمعیت بسط داده شده است (دینگ^۶ و همکاران، ۲۰۰۸). سلامت زیست‌بوم به‌عنوان یک تفکر و راه‌حل دقیق برای ارزیابی زیست‌بوم‌هاست (فان و لی^۷، ۲۰۰۳). با این حال، باتوجه به پیچیدگی‌های یک زیست‌بوم، تعیین و انتخاب شاخص‌های محیط‌زیستی مناسب برای اندازه‌گیری سلامت زیست‌بوم دشوار است (زو^۸ و همکاران، ۱۹۹۹؛ سو^۹ و همکاران، ۲۰۰۸). توانایی حفظ ساختار و عملکرد در طول زمان در مواجهه با فشارهای خارجی به‌منظور توسعه یک چارچوب برای ارزیابی سلامت را، سلامت زیست‌بوم گویند (کاستانزا^{۱۰}، ۱۹۹۲). سلامت زیست‌بوم به‌صورت جامع، چندمقیاسی، اندازه‌گیری توان سیستم، ساختار و تاب‌آوری شرح داده می‌شود. سلامت زیست‌بوم در نتیجه پیوندی نزدیک با ایده پایداری است که حاکی از توانایی سیستم برای حفظ ساختار آن (سازمان) و عملکرد (توان) در طول زمان در برابر فشارهای خارجی (تاب‌آوری) است. براساس مطالعه کاستانزا، سلامت زیست‌بوم می‌تواند با ترکیب سه معیار زیست‌بوم، توان^{۱۱}، ساختار^{۱۲} و تاب‌آوری^{۱۳} با یک

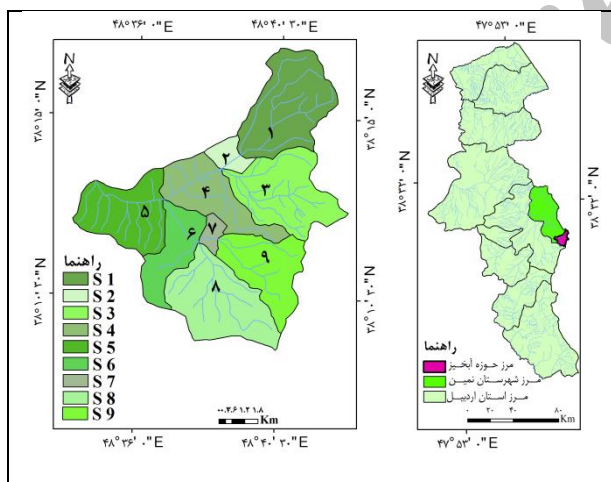
1. Ecosystem Health
2. Flannery
3. Redman
4. Diamond
5. Rapport & Bohm
6. Ding
7. Fan & Li
8. Xu
9. Suo
10. Costanza
11. Vigor, O

12. Organization, V
13. Resilience, R
14. Li
15. Eutrophic

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

حوزه آبخیز ایریل با مساحت ۷۹/۰۸ کیلومتر مربع واقع در منطقه هیر و بخشی از منطقه حیران و در مختصات جغرافیایی با طول جغرافیایی $48^{\circ} 33' 45''$ تا $48^{\circ} 42' 40''$ شرقی و عرض جغرافیایی $38^{\circ} 09' 20''$ تا $38^{\circ} 16' 40''$ شمالی واقع شده است (شکل ۱). روستاهای تفییه، حور، سقزچی، رز و ایریل در داخل حوزه واقع شده‌اند. حداقل ارتفاع ۱۴۰۰ متر و حداکثر ارتفاع ۲۳۶۷ متر از سطح دریاست. مراکز جمعیتی حوزه آبخیز عبارت است از: روستاهای سقزچی، حور، تفییه، ایریل و رز که از طریق راه‌های خاکی و آسفالتی که در داخل حوزه آبخیز پراکنده‌اند، قابل پیمایش و در دسترس‌اند. خروجی حوزه آبخیز، روستای ایریل قرار دارد. حداکثر دما در تابستان ۲۵ درجه سانتی‌گراد است. حداکثر بارندگی در فصل بهار و پاییز است. میانگین بارندگی سالانه ۴۴۰/۵۴ میلی‌متر است (مطالعات جامع مرتع و آبخیزداری حوزه آبخیز ایریل، ۲۰۱۵).



شکل (۱): موقعیت استان اردبیل و زیرحوضه‌های آبخیز مورد مطالعه در استان اردبیل

روش پژوهش

برای ارزیابی وضعیت سلامت زیست‌بوم از شاخص‌ها و شاخص‌هایی استفاده می‌شود که باتوجه به مقیاس مطالعه متفاوت‌اند. در این پژوهش، میزان سلامت زیست‌بوم با استفاده از شاخص‌های سلامت، ارزیابی می‌شود. شاخص سلامت

مدل سه‌بعدی از توان، ساختار و تاب‌آوری در مراتع فلات چینگای-تبتان در چین را به مطالعه پرداختند. مدل مفهومی با استفاده از داده‌های یک مطالعه موردی در مراتع کوهستانی فلات چینگای-تبتان، یکی از بیوم‌های مهم مراتع جهانی که به شدت توسط عوامل انسانی و طبیعی تخریب شده بود، نشان داده شد. شاخص‌های سلامت مرتع در چهار قطعه مرتع در سطوح مختلف تخریب با استفاده از روش اصلاح‌شده برای اندازه‌گیری VOR محاسبه شد. نتایج ایشان نشان داد که آشفته‌گی قطعه مورد نظر نسبت به سایر قطعه‌ها کمتر بود. علاوه بر این، شاخص‌های سلامت ارائه‌شده در سه بعد چارچوب توان، ساختار و تاب‌آوری به شیوه‌ای سازگار در سراسر چهار قطعه، در امتداد آشفته‌گی شیب کاهش یافتند. لو و همکاران (۲۰۱۵) در پژوهش خود، سلامت زیست‌بوم به سمت پایداری را مورد مطالعه قرار دادند و معیار و اصول اصلی برای انتخاب شاخص، طبقه‌بندی شاخص‌ها برای انواع مختلف زیست‌بوم، مناسب‌ترین شاخص برای اندازه‌گیری پایداری زیست‌بوم و روش‌های مختلف برای ارزیابی سلامت زیست‌بوم را ارائه دادند. نیروی محرک، پایداری و تاب‌آوری به‌عنوان عوامل حیاتی برای سلامت زیست‌بوم و ارزیابی آن در نظر گرفته شد. نتایج ایشان نشان داد که شناخت محیط زیست با ابعاد اجتماعی، اقتصادی، بیوفیزیکی، زیستی و سیاست‌های مدیریتی از چالش‌های اصلی در زمینه ابداع استراتژی‌های عملی برای حفظ سلامت زیست‌بوم در آینده است. براساس بررسی مرور منابع، تحقیقات بسیاری در خصوص تعیین و ارزیابی سلامت زیست‌بوم انجام شده است. باتوجه به اهمیت موضوع و نقش سلامت زیست‌بوم در مدیریت عرصه‌های طبیعی، انجام تحقیقات بیشتر در این خصوص ضروری است. علاوه بر این، استفاده از شاخص‌های مناسب و قابل دسترس در یک چهارچوب مرتبط با شرایط زیست‌بوم‌های کشور، لزوم تعیین انجام تحقیق را توجیه می‌کند. در این باره، هدف تحقیق حاضر تعیین شاخص‌های مؤثر در ارزیابی سلامت زیست‌بوم و نیز تغییرات آن در زیرحوضه‌های آبخیز ایریل در استان اردبیل با ترکیبی از انواع مختلف کاربری اراضی است.

مورد مطالعه با روش EPM^5 محاسبه شد. در این مدل، عوامل مؤثر در فرسایش خاک وضعیت توپوگرافی، سنگ شناسی، خاک و نحوه استفاده از اراضی و عوامل اقلیمی در نظر گرفته می شود. با این روش، ضریب شدت فرسایش (رابطه ۲) در سطح حوضه برآورد شد (انصاری لاری و انصاری، ۲۰۱۷).

$$Z = Xa \times Y (\phi + I^{1/2}) \quad (2)$$

که در آن، Z : ضریب شدت فرسایش، X_a : ضریب استفاده از زمین، Y : ضریب حساسیت خاک به فرسایش، Φ : ضریب فرسایش، I : شیب متوسط حوزه برحسب درصد است. سپس از رابطه (۳) فرسایش ویژه به دست آمد:

$$WSP = T.H.\pi.Z^{3/2} \quad (3)$$

که در آن، WSP : فرسایش ویژه سالیانه حوزه برحسب $mm^3/Km^2/y$: متوسط مقدار بارندگی سالیانه برحسب mm : T : ضریب درجه دما (رابطه ۴)، t : میانگین دمای سالانه برحسب سانتی گراد است (قیام و همکاران، ۲۰۱۳).

$$T = \left(\frac{t}{10} + 0.1\right) 0.5 \quad (4)$$

مقدار فرسایش سالانه حوزه آبخیز از رابطه (۴) محاسبه شد:

$$WP = F.WS \quad (5)$$

که در آن، F : مساحت حوزه آبخیز به کیلومتر مربع و WP فرسایش کل حوزه آبخیز برحسب مترمکعب در سال است.

ج. شاخص ارتفاع رواناب: روش های مختلفی برای محاسبه ارتفاع رواناب وجود دارد. یکی از روش های تخمین رواناب، روش شماره منحنی رواناب SCS^6 است (جوادی و همکاران، ۲۰۱۱). در روش SCS برای تعیین ارتفاع رواناب نیاز به محاسبه تلفات بارش است که توسط رابطه ای با یک عامل بدون بعد به نام شماره منحنی محاسبه می شود (ونیلیستا^۸، ۱۹۹۷) که بر این اساس ارتفاع رواناب در هر یک از زیرحوضه ها محاسبه شد.

زیست بوم از سه معیار که هر یک چندین زیرمجموعه دارد، تشکیل یافته است. در ضمن، برای ارزیابی سلامت زیست بوم از مدل VOR استفاده شده است. پس از بررسی و انتخاب سنجه های سیمای سرزمین، برای کمی سازی سنجه های سیمای سرزمین از نرم افزار $Fragstate 4.2$ در سطح کلاس استفاده شد. در استفاده از سنجه های سیمای سرزمین، انتخاب سنجه مناسب از میان تعدد سنجه ها دارای اهمیت است که در مواردی سنجه ها دارای هم پوشانی بوده و اطلاعات مشابهی از وضعیت سیمای سرزمین ارائه می کنند (مک گاریگال و مارکس^۱، ۱۹۹۵). نحوه محاسبه معیارهای تأثیرگذار بر سلامت زیست بوم در تحقیق حاضر، در ادامه ارائه شده است.

۱. معیار توان (V): توان یک سیستم مقیاسی از فعالیت، متابولیسم یا بهره وری اولیه است (کاستانزا، ۱۹۹۲). این معیار فعالیت های اساسی در منطقه مورد مطالعه را ارزیابی می کند (دینگ و همکاران، ۲۰۰۸).

الف. شاخص نرمال شده تفاوت پوشش گیاهی (NDVI): شاخص NDVI نسبت به تغییر در مقدار بیومس، مقدار کلروفیل و تنش در مقدار آب تاج پوشش واکنش نشان می دهد (چن^۲، ۲۰۰۲). به این منظور، ابتدا تصاویر ماهواره ای تصاویر لندست مربوط به منطقه مورد مطالعه در سال ۲۰۱۵ با کیفیت مناسب انتخاب شده و پیش پردازش های طیفی و ژئومتری مورد نیاز انجام شد. سپس شاخص NDVI در محیط GIS محاسبه شد (پتورلی^۳، ۲۰۰۵). شاخص NDVI بین صفر تا یک به دست می آید (رابطه ۱) که در آن، مقدار صفر به فقیرترین سطح از نظر پوشش گیاهی و مقدار یک به شرایط مطلوب و متراکم پوشش گیاهی اختصاص می یابد (رحمانی و همکاران، ۲۰۱۱).

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (1)$$

که در آن، NIR بازتاب در باند فرسرخ نزدیک و RED انعکاس در باند سرخ است.

ب. فرسایش^۴: شاخص مقدار فرسایش در منطقه

5. Environmental Management Plan
6. Runoff
7. Soil Conservation Service
8. Wanielista

1. McGarigal & Marks
2. Chen
3. Pettorelli
4. Erosion

$$MSIDI = - \ln \sum_{i=1}^m P_i^2 \quad (۸)$$

که در آن، P_i نسبت مساحت چشم‌انداز فراگرفته‌شده توسط لکه i است.

د. شاخص تقسیم‌شدگی^۷: شاخص تقسیم‌شدگی براساس توزیع تجمعی مساحت لکه محاسبه می‌شود (رابطه ۹) و به‌عنوان احتمال اینکه انتخاب دو پیکسل به‌صورت تصادفی در چشم‌انداز در همان لکه واقع نشده باشد، تفسیر شده است. زمانی که چشم‌انداز شامل یک لکه واحد است، مقدار شاخص DIVISION برابر با صفر است و زمانی به حداکثر مقدار خود می‌رسد که چشم‌انداز حداکثر تقسیم‌شدگی را داشته باشد (مک‌گاریگال، ۲۰۱۳).

$$DIVISION = \left[1 - \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right] \quad (۹)$$

که در آن، a_{ij} مساحت لکه ij و A مساحت کل چشم‌انداز است.

ه. شاخص درجه تفکیک (MESH): درجه تفکیک سیمای سرزمین براساس توزیع تجمعی مساحت لکه به‌دست می‌آید و برابر با ۱ تقسیم بر کل مساحت چشم‌انداز ضرب در مجموع مربع مساحت لکه، در تمام لکه‌های چشم‌انداز است (رابطه ۱۰). حد پایین مقدار شاخص MESH توسط اندازه سلول محدود می‌شود (جاگر^۸، ۲۰۰۰). حداکثر مقدار MESH زمانی است که چشم‌انداز شامل یک لکه واحد است (مک‌گاریگال، ۲۰۱۳).

$$MESH = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} \quad (۱۰)$$

a_{ij} مساحت لکه ij و A مساحت کل چشم‌انداز است. و. شاخص تراکم لکه (PD): مقدار شاخص تراکم لکه در نهایت به‌وسیله اندازه سلول تصویر رستری محدود می‌شود؛ زیرا حداکثر PD زمانی به دست می‌آید که هر سلول به‌عنوان یک لکه جداگانه در نظر گرفته شود (رابطه ۱۱). تراکم لکه اساساً بیانگر الگوی چشم‌انداز و تعداد لکه در هر واحد منطقه است (جاگر، ۲۰۰۰؛ کرمی و همکاران، ۲۰۱۴) که امکان مقایسه الگوی سیما در اندازه‌های مختلف را فراهم می‌کند (مک‌گاریگال، ۲۰۱۳).

۲. معیار ساختار (O): ساختار یک زیست‌بوم به تنوع و تعاملات بین اجزای سیستم اشاره دارد (کاستانزا، ۱۹۹۲). ساختار زیست‌بوم توسط تنوع گونه‌ای و همچنین تعدادی از مسیرها و الگوهای چرخه مواد و تبادل اطلاعات بین اجزای مختلف تحت تأثیر قرار می‌گیرد (ماگوئه^۱ و همکاران، ۱۹۹۸). الف. شاخص پیوستگی^۲: این شاخص در سطح کلاس ارتباط فیزیکی لکه مربوطه را اندازه‌گیری می‌کند (رابطه ۶). باین حال، در سطح چشم‌انداز، رفتار این سنجه هنوز ارزیابی نشده است (اسچومکر^۳، ۱۹۹۶).

$$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n P_{ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n P_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \quad (۱۰۰)$$

که در آن، P_{ij} محیط لکه ij در سطوح سلول، a_{ij} مساحت لکه در تعدادی از سلول و Z تعداد کل سلول در چشم‌انداز است.

ب. شاخص تکه‌تکه‌شدگی^۴: شاخص تکه‌تکه‌شدگی براساس توزیع تجمعی مساحت لکه محاسبه می‌شود و به‌عنوان تعداد مؤثر شبکه یا تعدادی از لکه‌های با اندازه ثابت تفسیر می‌شود (رابطه ۷). زمانی که چشم‌انداز شامل یک لکه واحد است، مقدار شاخص SPLIT برابر با یک است. زمانی که چشم‌انداز به لکه‌های کوچک‌تر تقسیم می‌شود، مقدار شاخص مذکور به‌طور فزاینده‌ای افزایش می‌یابد و زمانی که تقسیم‌شدگی چشم‌انداز بیشتر شده و در هر سلول یک لکه جداگانه قرار گیرد، به حداکثر مقدار خود می‌رسد (مصطفی‌زاده، ۲۰۱۴).

$$SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^2} \quad (۷)$$

a_{ij} مساحت لکه ij و A مساحت کل چشم‌انداز است.

ج. شاخص تنوع سیمپسون تغییر یافته (MSIDI^۵): زمانی که چشم‌انداز تنها شامل یک لکه است، مقدار MSIDI برابر صفر است. مقدار شاخص تنوع سیمپسون تغییر یافته (رابطه ۸) تعداد انواع لکه‌های مختلف را نشان می‌دهد و نیز توزیع متناسب انواع لکه‌ها در منطقه را بیان می‌کند (رومه^۶، ۱۹۸۲).

1. Mageau
2. COHESION
3. Schumaker
4. SPLIT
5. Modified Simpson's Diversity Index
6. Romme

7. DIVISION
8. Jaeger

به درصد) است. LPI زمانی نزدیک به صفر است که بزرگترین لکه از کاربری مربوطه بسیار کوچکتر باشد. زمانی که کل چشم انداز شامل یک لکه واحد از نوع لکه مربوطه است، LPI برابر با صد است. LPI درصد چشم انداز تشکیل شده توسط بزرگترین لکه است که از رابطه (۱۴) به دست می آید (اسچومکر، ۱۹۹۶):

$$LPI = \frac{\max_{j-1}^n(a_{ij})}{A} (100) \quad (14)$$

که در آن، a_{ij} مساحت لکه ij و A مساحت کل چشم انداز است.

د. شاخص تجمع (Aggregation Index): در محاسبه

شاخص تجمع، زمانی که لکه حداکثر جداشدگی را دارد، AI برابر با صفر، و زمانی که چشم انداز شامل یک لکه واحد است، معادل ۱۰۰ است که از رابطه ۱۵ به دست می آید.

$$AI = \left[\left(\frac{g_{ii}}{\max g_{ii}} \right) P_i \right] (100) \quad (15)$$

که در آن، g_{ii} تعداد یال بین پیکسل لکه i براساس روش تک شمارش، $\max g_{ii}$ حداکثر تعداد یال بین پیکسل لکه i براساس روش تک شمارش و P_i نسبت چشم انداز متشکل از لکه i است.

پس از محاسبه شاخص های مذکور، مقادیر آنها در بازه صفر تا یک با استفاده از رابطه (۱۶) و (۱۷) برای دو گروه منفعت و هزینه استاندارد شده است (سعدالدین، ۲۰۱۰).

$$Index_s = \frac{\text{score} - \text{lowest score}}{\text{highest score} - \text{lowest score}} \quad (16)$$

$$Index_s = 1 - \frac{\text{score} - \text{lowest score}}{\text{highest score} - \text{lowest score}} \quad (17)$$

نتایج

نتایج حاصل از شاخص های ارزیابی سلامت اکوسیستم ۹ زیرحوزه در جدول های (۱) تا (۳) نشان داده شده است. براساس آمار و اطلاعات و محاسبات انجام شده، مقادیر هر یک از شاخص های مربوط به مؤلفه توان به تفکیک زیرحوزه ها در جدول (۱) آورده شده است.

$$PD = \frac{N}{A} (1000)(100) \quad (11)$$

که در آن، N تعداد کل لکه ها در چشم انداز و A مساحت کل چشم انداز است.

ز. شاخص Edge density (ED): تراکم لبه در واحد مساحت منطقه برای تسهیل مقایسه میان سیمای سرزمین در اندازه های مختلف به کار می رود (رابطه ۱۲). زمانی که هیچ مرزی در چشم انداز وجود ندارد، مقدار ED برابر صفر است (مک گاریگال، ۲۰۱۳).

$$ED = \frac{E}{A} (10000) \quad (12)$$

که در آن، E طول کل مرز چشم انداز و A مساحت کل چشم انداز است.

۳. معیار تاب آوری (R): تاب آوری یک سیستم به توانایی آن برای حفظ ساختار و الگوی رفتاری در حضور تنش بستگی دارد. یک سیستم سالم دارای تاب آوری کافی برای برگشت پذیری در اثر ایجاد آشفتگی های مختلف در مقیاس کوچک است (هالینگ، ۱۹۸۶).

الف. شاخص درصد جنگل: با استفاده از نقشه کاربری اراضی محاسبه شد (کاظمی و همکاران، ۲۰۱۱).

ب. شاخص درصد مساحت جنگل و مرتع (CA^2): برابر با مجموع مساحت تمام لکه ها از انواع لکه های مربوطه است (رابطه ۱۳). زمانی که کل چشم انداز شامل یک نوع لکه واحد است، مقدار مساحت کلاس مورد نظر CA برابر با کل مساحت TA است، زمانی که کل تصویر از یک لکه واحد تشکیل شده است.

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right) \quad (13)$$

که در آن، a_{ij} مساحت لکه ij است.

ج. شاخص شاخص بزرگترین لکه (LPI): شاخص بزرگترین لکه در سطح کلاس از درصد مساحت کل چشم انداز توسط بزرگترین لکه تشکیل شده است. شاخص LPI برابر با مساحت بزرگترین لکه از نوع لکه های مربوطه تقسیم بر مساحت کل چشم انداز، ضرب در ۱۰۰ (برای تبدیل

براساس نتایج حاصل از جدول (۲) بیشترین مقدار ED و COHESION در زیرحوزه S1 به دست آمده است؛ زیرا تراکم و پیوستگی لکه‌های جنگلی در آن بیشتر است. شاخص MSIDI بیشترین مقدار را در زیرحوزه S2 دارد؛ زیرا تعداد لکه‌ها در آن بیشتر است. در زیرحوزه‌های S2 و S7 شاخص MESH به دلیل اینکه درجه تفکیک لکه‌ها پایین‌تر است، بیشترین مقدار را دارد. در زیرحوزه S1 شاخص DIVISION بیشترین مقدار را دارد؛ زیرا تقسیم‌شدگی آن کمتر است. شاخص PD بیشترین مقدار را در زیرحوزه S7 دارد؛ زیرا تعداد لکه‌ها در آن بیشتر است.

نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اثرگذار بر تغییرات تاب‌آوری، به تفکیک زیرحوزه‌های آبخیز مطالعه شده در استان اردبیل، در جدول (۳) ارائه شده است.

جدول (۳): مقادیر زیرمعیارهای استانداردسازی شده مؤلفه تاب‌آوری در زیرحوزه‌های آبخیز ایریل استان اردبیل

شاخص	AI	LPI	CA	Forest%
S1	۰/۹۵	۰/۴۳	۱/۰۰	۱/۰۰
S2	۰/۵۱	۰/۳۰	۰/۱۱	۰/۲۹
S3	۰/۹۸	۰/۴۳	۰/۹۰	۰/۶۴
S4	۰/۷۱	۰/۲۶	۰/۴۹	۰/۰۱
S5	۰/۸۶	۰/۶۱	۰/۵۶	۰/۰۰
S6	۰/۸۸	۰/۷۲	۰/۳۸	۰/۰۰
S7	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
S8	۱/۰۰	۱/۰۰	۰/۸۷	۰/۰۰
S9	۰/۸۷	۰/۹۳	۰/۵۶	۰/۰۰

نتایج جدول (۳) نشان می‌دهد که مقدار شاخص AI و LPI در زیرحوزه S8 بیشترین مقدار را دارد؛ زیرا پراکندگی لکه‌های چشم‌انداز یکنواخت است. در زیرحوزه S1 مقدار شاخص CA و درصد جنگل بیشتر از زیرحوزه‌های دیگر است؛ زیرا بیشتر مساحت زیرحوزه S1 را جنگل و مرتع پوشش داده است.

جدول (۱): مقادیر زیرمعیارهای استانداردسازی شده مؤلفه توان در زیرحوزه‌های آبخیز ایریل استان اردبیل

شاخص	Runoff	Erosion	NDVI
S1	۰۰/۱	۶۸/۰	۰۰/۱
S2	۴۳/۰	۰۰/۱	۰۳/۰
S3	۷۰/۰	۵۲/۰	۶۲/۰
S4	۳۸/۰	۶۷/۰	۰۵/۰
S5	۱۹/۰	۳۸/۰	۰۱/۰
S6	۰۷/۰	۵۲/۰	۰۰/۰
S7	۹۴/۰	۳۹/۰	۱۸/۰
S8	۰۰/۰	۳۰/۰	۱۰/۰
S9	۱۱/۰	۰۰/۰	۴۵/۰

طبق نتایج جدول (۱) زیرحوزه S1 دارای بیشترین مقدار NDVI و کمترین میزان رواناب مشاهده می‌شود که در استانداردسازی، مقدار بالایی به آن تعلق گرفته است که به پوشش گیاهی متنوع و انبوه آن مربوط می‌شود. همچنین زیرحوزه S2 کمترین مقدار فرسایش را دارد؛ زیرا پوشش گیاهی آن متراکم است.

نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اثرگذار بر تغییرات ساختار، به تفکیک زیرحوزه‌های آبخیز مطالعه شده در استان اردبیل در جدول (۲) ارائه شده است.

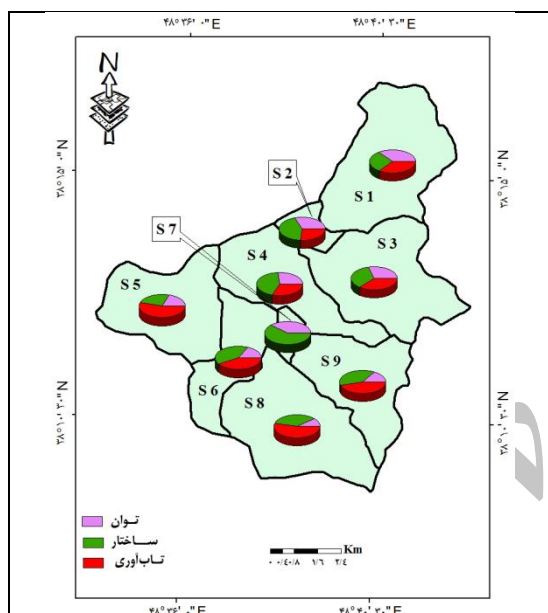
جدول (۲): مقادیر زیرمعیارهای استانداردسازی شده مؤلفه ساختار در زیرحوزه‌های آبخیز ایریل استان اردبیل

شاخص	MESH	DIVISION	ED	PD	MSIDI	SPLIT	COHESION
S1	۰/۰۰	۱/۰۰	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۰	۱/۰۰
S2	۱/۰۰	۰/۱۲	۰/۰۰	۰/۳۷	۱/۰۰	۱/۰۰	۰/۹۲
S3	۰/۶۸	۰/۲۴	۰/۸۶	۰/۰۱	۰/۸۱	۰/۹۹	۰/۸۱
S4	۰/۸۹	۰/۰۳	۰/۷۱	۰/۱۱	۰/۳۱	۱/۰۰	۰/۸۴
S5	۰/۸۹	۰/۰۰	۰/۵۹	۰/۱۶	۰/۳۰	۰/۰۰	۰/۰۰
S6	۰/۹۳	۰/۰۵	۰/۷۱	۰/۱۷	۰/۱۵	۱/۰۰	۰/۶۳
S7	۱/۰۰	۰/۲۶	۰/۳۰	۱/۰۰	۰/۷۲	۱/۰۰	۰/۸۰
S8	۰/۴۴	۰/۵۰	۰/۷۵	۰/۰۳	۰/۱۱	۱/۰۰	۰/۸۸
S9	۰/۷۶	۰/۲۶	۰/۶۳	۰/۰۴	۰/۱۹	۱/۰۰	۰/۹۰

جدول (۴): مقادیر معیارهای محاسبه شده مؤلفه‌های تغییرپذیری سلامت زیست‌بوم در زیرحوضه‌های آبخیز استان اردبیل

معیار	تاب‌آوری	توان	ساختار	میانگین
S1	۰/۸۵	۰/۸۹	۰/۵۷	۰/۷۷
S2	۰/۴۲	۰/۴۹	۰/۶۳	۰/۵۱
S3	۰/۷۹	۰/۶۱	۰/۶۳	۰/۶۸
S4	۰/۴۳	۰/۳۶	۰/۵۵	۰/۴۵
S5	۰/۵۵	۰/۱۹	۰/۲۸	۰/۳۴
S6	۰/۵۵	۰/۲۰	۰/۵۲	۰/۴۲
S7	۰/۰۰	۰/۵۰	۰/۷۳	۰/۴۱
S8	۰/۷۵	۰/۱۳	۰/۵۳	۰/۴۷
S9	۰/۶۳	۰/۱۹	۰/۵۴	۰/۴۵
میانگین	۰/۵۵	۰/۴۰	۰/۵۵	-

در زیرحوضه‌های S5، S6، S8 و S9 کمترین مقدار را دارد. معیار ساختار در زیرحوضه‌های S5، S8 و S9 کمترین مقدار و در زیرحوضه‌های S2، S3 و S7 بیشترین مقدار را دارد. معیار تاب‌آوری در زیرحوضه S7 پایین‌ترین مقادیر و در زیرحوضه‌های S1، S3 و S8 بالاترین مقدار را دارد. از میان معیارهای اثرگذار بر سلامت زیست‌بوم، دامنه تغییرات مقادیر معیار تاب‌آوری در زیرحوضه‌های مطالعه شده، بالاتر از دیگر معیارهاست؛ به طوری که مقادیر معیار تاب‌آوری در دامنه ۰ تا ۰/۸۸ در تغییر است. معیار ساختار کمترین تغییرات را دارد و دامنه تغییرات آن بین ۰/۲۸ و ۰/۷۳ است.

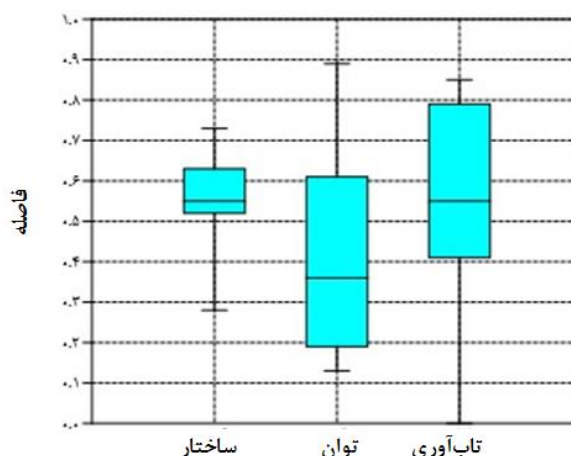


شکل (۲): نقشه معیارهای مؤثر بر سلامت زیست‌بوم در زیرحوضه‌های آبخیز ایریل استان اردبیل

براساس اطلاعات شکل (۲)، نقشه پراکنش معیارهای اثرگذار بر تغییرات سلامت زیست‌بوم نشان می‌دهد که در زیرحوضه‌های S1، S2 و S7 میزان معیار توان دارای بیشترین مقدار نسبت به زیرحوضه‌های دیگر است. معیار ساختار در زیرحوضه‌های S7، S2 و S3 نسبت به معیارهای دیگر بیشتر است. معیار تاب‌آوری در زیرحوضه‌های S5، S8 و S9 بیشترین مقدار را دارد. دامنه تغییرات معیارهای ساختار، توان و تاب‌آوری در نرم افزار Past در قالب نمودار جعبه‌ای محاسبه شد.

براساس نتایج حاصل از جدول (۴)، معیار توان در زیرحوضه S8 کمترین و در زیرحوضه S1 بیشترین مقدار را دارد. دلیل وجود این شرایط می‌تواند عدم وجود پوشش جنگلی (۰) و حداکثر میزان تکه‌تکه شدن چشم‌انداز (۱) در زیرحوضه S8 باشد. در مقابل در زیرحوضه S1 پوشش جنگلی و پیوستگی سیمای زیرحوضه در سطح بسیار بالا قرار دارد. مقادیر معیار ساختار براساس مقادیر هفت زیرمعیار COHESION در جداول (۴) ارائه شده است. براساس این مقادیر، زیرحوضه S5 دارای کمترین مقدار معیار ساختار و زیرحوضه‌های S7، S3 و S2 دارای بیشترین مقدار این معیار هستند. در زیرحوضه‌ای که مقدار معیار ساختار در سطح بسیار پایین قرار دارد، زیرمعیارهای SPLIT، DIVISION و COHESION، مقادیر پایین‌تری را نسبت به سایر زیرحوضه‌ها دارند؛ درحالی که در زیرحوضه‌های S7، S3 و S2 مقادیر این سه زیرمعیار دارای سطح متوسط به بالاست. مقادیر معیار تاب‌آوری که از چهار زیرمعیار AI، LPI، CA و درصد جنگل در زیرحوضه‌ها به دست آمده، در زیرحوضه S7 کمترین و در زیرحوضه S1 بیشترین مقدار را دارد. مقدار معیار توان در زیرحوضه‌های S1 و S3 بیشتر از زیرحوضه‌های دیگر است و

معیارهای مورد استفاده در مطالعات مختلف، می‌تواند به دلیل تنوع داده‌های در دسترس در مقیاس‌های متفاوت مکانی باشد؛ در این خصوص، در مطالعه شاخص‌های سلامت زیست‌بوم در اسکاتلند از معیارهایی مانند تنوع گونه، ترسیب کربن و تهاجم گونه‌های غیربومی استفاده شده است و محدوده جغرافیایی شاخص‌های سلامت زیست‌بوم به زمین و آب محدود است. اطلس دریایی اسکاتلند باعث یک ارزیابی از کیفیت متنوع آب‌های اطراف سواحل اسکاتلند شده است. مقادیر متفاوت معیارهای مؤثر بر ارزیابی سلامت زیست‌بوم در زیرحوضه‌های مطالعه‌شده در حوزه آبخیز ایریل در استان اردبیل، با نتایج مطالعات سو و همکاران (۲۰۰۸) همخوانی دارد. در مجموع، مقدار متوسط مؤلفه‌های ساختار، توان و تاب‌آوری در زیرحوضه‌های مورد مطالعه به ترتیب برابر ۰/۵۵، ۰/۴۰ و ۰/۵۵ است. نتایج نمودارهای راداری امکان مقایسه وضعیت مؤلفه‌های مختلف در میان زیرحوضه‌ها را فراهم می‌کند. براین اساس، در مجموع براساس مقادیر مؤلفه‌های محاسباتی زیرحوضه S1 دارای بالاترین مقدار مؤلفه‌های مذکور است. تجزیه و تحلیل معیارهای مؤثر بر ارزیابی سلامت زیست‌بوم نشان داد که معیار تاب‌آوری بالاترین تغییرات را دارد که نشان‌دهنده تفاوت زیاد زیرحوضه‌های مورد مطالعه از نظر شاخص مذکور است که با نتایج تحقیق لی و همکاران (۲۰۱۳) مطابقت دارد. باتوجه به نتایج به دست آمده از جدول (۴) و براساس میانگین مقدار مؤلفه‌های مؤثر بر سلامت زیست‌بوم، زیرحوضه‌های S5، S7 و S8 در حوزه آبخیز ایریل شرایط مطلوبی ندارند. به همین سبب انتظار بر این است که مدیران و نهادهای ذیربط به فکر راهکارها و برنامه‌های مدیریتی مناسب باتوجه به شرایط موجود در هر زیرحوضه، به منظور بهبود شرایط کنونی باشند. در این باره، نتایج حاصل از چنین مطالعاتی می‌تواند در تصمیم‌گیری‌های مرتبط با مدیریت و بهبود سلامت زیست‌بوم در مناطق مختلف کشور تأثیر بسزایی داشته باشد.



شکل (۳): دامنه تغییر در معیارهای مؤثر بر سلامت زیست‌بوم در زیرحوضه‌های مورد مطالعه حوزه آبخیز ایریل

براساس مشاهدات شکل (۳) دامنه تغییرات معیار تاب‌آوری بیشتر از معیار توان و ساختار است. مقدار میانه مؤلفه ساختار و تاب‌آوری از مؤلفه توان بیشتر است.

بحث و نتیجه‌گیری

در بررسی این معیارها، ابعاد مختلف تأثیرگذار بر ارزیابی سلامت زیست‌بوم در نظر گرفته شده و ابزاری مؤثر و جامع برای تحلیل میزان سلامت زیست‌بوم است. در معیار توان زیرحوضه‌های S1 و S8 به ترتیب بالاترین و پایین‌ترین مقدار را دارند. زیرحوضه‌های S5 کمترین مقدار و زیرحوضه S7 بیشترین مقدار را در معیار ساختار دارد. مقدار معیار تاب‌آوری در زیرحوضه S1 بیشتر و S7 کمتر از بقیه زیرحوضه‌هاست. در زیرحوضه‌های با کاربری جنگل مقادیر V، O و R بالاتر است که بیانگر بالا بودن درجه سلامت زیست‌بوم جنگل در مقایسه با سایر کاربری‌هاست. پایین بودن مقادیر V، O و R را می‌توان با مجاورت اراضی کشاورزی و تفکیک شدن لکه‌های طبیعی (مرتع) در پایین دست توجیه کرد. از طرفی طبیعی است که مقادیر رواناب و فرسایش در زیرحوضه‌هایی با کاربری انسان ساز بیشتر بوده که باعث تفاوت در مقادیر عددی مؤلفه توان زیست‌بوم در زیرحوضه‌های پایین دست شده است. تفاوت

منابع

1. Ansari Lari, A., Ansari, M. 2017. Evaluation of soil erosion risk and sedimentation potential by using EPM model in Gabric basin- SE Hormozgan- Iran. Journal of Risks natural environment, 6(11): 1-14. (In Persian)
2. Chen, X .W. 2002. Using remote sensing and

- GIS to analyze land cover change and its impacts on regional sustainable development. *International Journal of Remote Sensing* 23:107–124.
3. Costanza, R. 1992. Toward an operational definition of health, In: *Ecosystem Health—New Goals for Environmental Management*, Norton BD (editors), Washington, DC: Inland Press, pp 239–256.
 4. Costanza, R. 2012. Ecosystem health and ecological engineering *Ecological Engineering*, 45:24–29.
 5. Diamond, J. 2005. *Collapse: How Societies Choose to Fail or Succeed*. Viking, New York. 592 pp.
 6. Ding, Y., Wang, W., Cheng, X., Zhao, S. 2008. Ecosystem health assessment in
 7. Erfani, M.M and Danekar, A. 2013. Assessment of ecosystem health based on index species. National conference on Environment, Energy and Biologic defense. Mehr-Arvand Higher Education Institution. Tehran. (In Persian)
 8. Fan, L., Li, Z. Z. 2003. A model of ecosystem health and its application. *Ecological Modelling* 170:55–59.
 9. Flannery, T. F. 1994. *The Future Eaters: An Ecological History of the Australasian Lands and People*. Reed Press, Port Melbourne, Australia. 423 pp.
 10. Ghyam, M., Ghanmi, J., and Samadzadeh, R. 2013. Comparison of MPSIAC and EOM methods in estimation of erosion and sediment yield of Saghezchi-Namin Watershed. *Applied Geomorphology of Iran*. 1(1):1-15. (In Persian)
 11. Holling, C. S. 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: Local surprise and global change. In: Clark WC and Munn RE (eds) *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press, Cambridge. 292-320 pp.
 12. inner Mongolia region based on remote sensing and GIS, *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Vol.37, Part B1, Beijing.
 13. ISWRM, 2015. *Integration study of Range and Watershed Management*. University of Mohaghegh Ardabili, 241p. (In Persian)
 14. Jaeger, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. 15:115-130.
 15. Javadi, M., Mierdar Harijany, F., Chatsimab, Z. 2011. Runoff height estimation using curve number method and ArcCN-Runoff tool (case study Azadrood watershed). *Journaj of GIS.RS. application in planning*, Volume2, Number 3; Page(s) 55 To 62. (In Persian).
 16. Karami, A., Sefidi, K., Fegghi, J. 2014. Structure and spatial pattern of land uses patches in the Zagros Mountains region in the west of Iran. *Biodiversitas*, 15(1): 53-59 .
 17. Karami, A., Sefidi, K., Fegghi, J., Marvie Mohajer, M.R. 2012. Spatial distribution of regeneration patches in old growth oriental beech forests in northern Iran. *Forestry Studies/ Metsanduslikud Uurimused*, 57: 5-15.
 18. Kazemi, M., Y., Mahdavi, A., Nohegar, P., Rezaei, 2011. Estimation of Land Cover and land-use Changes using Remote Sensing and Geographic Information System Techniques (Case Study: Tang Bostanak of Shiraz Watershed), *Journal of Applied RS and GIS Techniques in Natural Resource Science* 2(1):103-116.
 19. Li Y., Dong Sh., Wen L., Wang X., and Wu Y. 2013. Three-Dimensional Framework of Vigor, Organization, and Resilience (VOR) for Assessing Rangeland Health: A Case Study from the Alpine Meadow of the Qinghai-Tibetan Plateau, China, *International Association for Ecology and Health, EcoHealth* 10, 423–433
 20. Lu, L., Wang, R., Zhang, Y., Su, H., Wang, P., Jenkins, A., Ferrier, R., Bailey, M., and Squire, G. 2015. Ecosystem health towards sustainability. *Journal of Ecosystem Health and Sustainability* 1(1):2.
 21. Mageau, M. T., Costanza, R., Ulanowicz, R. E. 1998. Quantifying the trends associated with developing ecosystems. *Ecological Modeling*. 1-22 pp.
 22. McGarigal, K. 2013. Landscape pattern metrics. *Encyclopedia of Environmetrics*, 1441-1451.
 23. McGarigal, K., and Marks, B.J. 1995. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *Gen.Tech. Rep. PNW-GTR-351*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1-122.
 24. Mostafazadeh, R. 2014. Effects of different management scenarios of landscape metrics on storm runoff and sediment variations. Ph.D Dissertation in Watershed Management Sciences and Engineering, Tarbiat Modares University. 122p.
 25. Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J & Stenseth, N.

- C., 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change; *Trends in ecology & evolution*, 20(9): 503-510.
26. Rahmani, N., Shahedi, K., and Miryaghpubzadeh, M.H. 2011. Assessment of commonly used vegetation indices in remote sensing (Case study: Harisk watershed). *Geomatics* 2011. Iran National Cartographic Center. 1-10. (In Persian).
- Rapport, D. J. 1989. What constitute ecosystem health? *Perspectives in Biology and Medicine*, 33, pp. 120-132.
27. Rapport, D. J. 1989. What constitute ecosystem health?. *Perspectives in Biology and Medicine*, 33: 120-132.
28. Rapport, D. J., Bohm, G. 1999. Ecosystem health: the concept, the ISEH, and the important tasks. *Ahead Ecosystem Health*, 5, pp. 82-90.
29. Redman, C. L. 1999. *Human Impact on Ancient Environments*. University of Arizona Press, Tucson, AZ, 239 pp.
30. Romme, W. H. 1982. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. *Ecological Monographs*. 52:199-221.
31. Sadeghi, S.H.R., Mostafazadeh, R., Sadoddin, A. 2015. Response of Sedimentgraphs and Sediment Rating Loops to Land Use Type and Spatial Pattern. *Journal of Watershed Engineering and Management*, 7(1):15-26.
32. Sadoddin, A., Sheikh, V., Mostafazadeh, R., Halili, M.Gh. 2010. Analysis of vegetation-based management scenarios using MCDM in the Ramian watershed, Golestan, Iran. *International Journal of Plant Production*, 4 (1) January 51-62
33. Schumaker, N. H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77:1210-25.
34. Suo A., Xiong Y., Wang T., Yue D., and Ge J. 2008. *International Association for Ecology and Health*, *EcoHealth* 5, 127-136.
35. Wanielista, M.P. 1997. *Hydrology Water Quantity and Water Quality Control*. University of Central Florida. 565p
36. Xu FL, Jorgensen SE, Shu T. 1999. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modeling*, 116:77-106.

Archive

Comparing the conditions of different Ecosystem Health components in Iiril watershed, Ardabil Province

Aniss Jafari¹, Farshad Keivan-behjou², Raof Mostafazadeh^{3*}

Received: 14/6/2017

Accepted: 17/9/2017

Abstract

Ecosystems are degraded through human activities and a healthy ecosystem sustains the requirements of human and natural environment, as well as the conservation of economic and social values. Various indicators are required to assess the health of ecosystems. This study evaluates the factors affecting the overall ecosystems health including: vigor, structure, and resilience in the Iiril watershed, Ardabil province. The values of vigor (NDVI, erosion and runoff), structure (continuity, degree of division, patch density and edge density) and resilience (landuse classes, the largest patch index and aggregation index) were quantified and then results were compared at sub-watershed scale. According to the results of vigor component, the S8 and S1 sub-watersheds had the highest scores of 0.89 and 0.13, respectively. The S7, S2 and S3 sub-watersheds had favorable structure conditions, having 0.73, 0.63, and 0.63 scores compared with other sub-watersheds. The resilience index values of S1, S3 and S8 sub-watersheds were in a high health level. In summary, the highest variability is related to resilience component over the study area. The average value of the vigor, structure, and resilience components were calculated to be 0.40, 0.55, and 0.55, respectively, and the S1 sub-watershed had the highest average value of calculation indices.

Keywords: Ecosystem resilience, Ecological connectivity, ecosystem structure, Health assessment, Ecosystem Vigor.

1. M.Sc Student in Silviculture and Forest Ecology, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Mohagheh Ardabili

2. Assistant Professor, Dept. of Natural Resources, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Mohagheh Ardabili

3. Assistant Professor, Dept. of Natural Resources, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Mohagheh Ardabili, Corresponding Author; Email: raofmostafazadeh@uma.ac.ir