

کاربرد سنجه‌های سیمای سرزمین در بازنگری مدل تخریب سرزمین برای

ارزیابی اثرات محیط‌زیستی

مصطفی نور استانبولی^۱؛ بهمن جباریان امیری^{۲*} و محمد کابلی^۳

۱- دانشجوی دوره دکتری مهندسی محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران

۲- دانشیار گروه مهندسی محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران

۳- استاد گروه مهندسی محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران

(تاریخ دریافت ۹۹/۰۳/۲۵- تاریخ پذیرش ۹۹/۰۶/۳۰)

چکیده:

در تحقیق حاضر، با هدف بررسی امکان به‌کارگیری سنجه‌های سیمای سرزمین در ساختار مدل تخریب سرزمین، استان گیلان به ۱۸۳ شبکه به عنوان یگان نشانزد، تقسیم شد و مدل تخریب محیط‌زیست در هر یک از آنها به اجرا در آمد. پنج سنجه از گروه سنجه‌های ساختار سیمای سرزمین (دایره محاطی مربوطه، نسبت محیط به مساحت، شاخص شکل، شاخص بعد فرکتال و شاخص پیوستگی) در هر یک از سلول‌ها محاسبه شد. با به‌کارگیری رهیافت گام به گام در مدل‌سازی رگرسیونی به مدل‌سازی با به‌کارگیری هر یک از سنجه‌های سیمای سرزمین پرداخته شد. پنج مدل بدست آمد که با استفاده از روش معیار اطلاعات آکائیکه مدل مناسب تعیین گردید. اعتبار مدل انتخاب شده مورد آزمون قرار گرفت. نتایج نشان داد که ۳۹/۷۸ درصد از استان گیلان در طبقات حساس و آسیب‌پذیر قرار دارد و شهرستان سیاهکل بیشترین تراکم فیزیولوژیک را دارد. مدل‌ها نشان دادند که مقدار تخریب محیط‌زیست می‌تواند با استفاده از میانگین وزنی سنجه‌های مرتبط با ساختار سیمای سرزمین پیش‌بینی شود: rcc ($r^2 = 0.437, p \leq 0.05$)، $contig$ ($r^2 = 0.615, p \leq 0.05$)، $frac$ ($r^2 = 0.505, p \leq 0.05$)، shp ($r^2 = 0.499, p \leq 0.05$)، $para$ ($r^2 = 0.672, p \leq 0.05$). مناسب‌ترین مدل، بر مبنای معیار اطلاعات آکائیکه مدل مربوط به سنجه نسبت محیط به مساحت بوده است. براساس یافته‌های این پژوهش، به‌کارگیری سنجه‌های سیمای سرزمین در مدل تخریب، سبب کاهش اعمال سلیقه و نظرات کارشناسی مختلف در آن می‌شود. از سوی دیگر، به‌کارگیری سنجه‌های بوم‌شناسی سیمای سرزمین که می‌توان آنها را به آسانی از طریق نقشه‌کاربری سرزمین محاسبه نمود، از ضرورت کارهای میدانی به میزان زیادی خواهد کاست. در نتیجه استفاده از مدل تخریب محیط زیست برای ارزیابی اثرات، با سهولت بیشتر، در مدت زمانی کمتر و همچنین با هزینه پایین‌تری قابل اجرا خواهد بود.

کلید واژگان: مدل تخریب محیط‌زیست، مدل‌سازی، سنجه‌های سیمای سرزمین، ارزیابی اثرات محیط‌زیست.

۱. مقدمه

امروزه یکی از عمومی‌ترین و مهم‌ترین مشکلات محیط زیستی در جهان، تخریب سرزمین است که بر حدود دو میلیارد هکتار از زمین‌های کشاورزی، مراتع و جنگل‌ها اثر گذاشته است و تخمین زده شده است که این تخریب جهانی سالانه، ۱۳ تا ۲۸ میلیارد دلار خسارت اقتصادی ایجاد می‌کند (Gao & Liu, 2010). علاوه بر ضرر اقتصادی، تخریب سرزمین همچنین تأثیرات منفی مانند آلودگی آب و هوا نیز بر محیط زیست دارد (Gao & Liu, 2010). ارزیابی اثرات محیط زیستی به عنوان یک ابزار برنامه‌ریزی، اثرات احتمالی مثبت و منفی یک پروژه را بر روی محیط زیست مشخص می‌کند (ESCAP, 1990) و با ایجاد زمینه مستدلی برای تصمیم‌گیران به آنها در رد یا قبول یک پروژه کمک شایانی می‌کند (Amiri, 2017). به طور کلی می‌توان گفت ارزیابی اثرات محیط زیستی یک ابزار برنامه‌ریزی و مدیریت برای توسعه پایدار است که در جستجوی شناخت نوع، بزرگی و احتمال تغییرات محیط زیستی، اجتماعی و اقتصادی است که احتمالاً به عنوان نتایج مستقیم و غیرمستقیم یک پروژه مطرح می‌شود و طرح‌ریزی فرآیند کاهش آثار احتمالی آنها را نیز شامل می‌شود (Momtaz, 2002). بیان و درک روابط میان انسان و محیط زیست با عبارتهای فیزیکی سابقه‌ای طولانی دارد ولی با پیشرفت ریاضیات پژوهشگران توانسته‌اند عبارتهای ریاضی را جایگزین عبارتهای فیزیکی نمایند (Amiri, 2017). هدف از به‌کارگیری روش مدل تخریب، در این حقیقت نهفته است که باید اثرات تخریب محیط زیست، عوامل تخریب، شدت

تخریب و درجه آسیب‌پذیری اکوسیستم‌ها را به صورت کمی نشان داد تا بتوان در پروژه‌های اجرایی آینده، به سادگی از بروز تخریب پیشگیری کرد (Makhdoum, 2002). مدل تخریب محیط زیست یکی از روش‌های ارزیابی آثار محیط زیستی است که نخستین بار در سال ۱۳۷۲ توسط مخدوم ابداع و در ارزیابی آثار توسعه بر محیط زیست استان آذربایجان شرقی مورد استفاده قرار گرفت (Chamani et al., 2005). مدل تخریب به عنوان یک مدل بومی برای ارزیابی اثرات محیط زیستی ارائه شده است. این مدل به مرور زمان تغییرات زیادی کرد و گام‌های زیادی در جهت عینی‌تر شدن آن توسط محققین مختلف برداشته شده است (Amiri, 2019). از جمله این تغییرات می‌توان به تعیین آسیب‌پذیری اکولوژیک در آن را نام برد که در ابتدا بر پایه قضاوت‌های کارشناسی بوده است اما یک روش عینی و با استفاده از تجزیه و تحلیل سیستمی برای تعیین و محاسبه آن ارائه شده است (Amiri, 2017).

Heidari Masteali و همکاران (۲۰۱۹) مدل مذکور را در شهرستان طرقله شان‌دیز اجرا نمودند. این مدل قادر است آثار فعالیت‌های انسانی را در مقیاس منطقه یا آبخیز یا شبکه‌ای تحلیل نموده و مقدار آنها را به صورت کمی تعیین کند (Amiri, 2017).

از طریق ایجاد ارتباط میان ساختار و کارکرد سیمای سرزمین و درک بهتر فرآیندهای اکولوژیک می‌توان به ارزیابی سرزمین به منظور برنامه‌ریزی و مدیریت پایدار آن دست یافت. در نتیجه استفاده از سنج‌های سیمای سرزمین، ضمن صرفه‌جویی در زمان، ارزیابی زیست‌محیطی پیامد فعالیت‌ها را به صورت تجمعی در کوتاه‌ترین زمان امکان پذیر خواهد ساخت (Hosseini

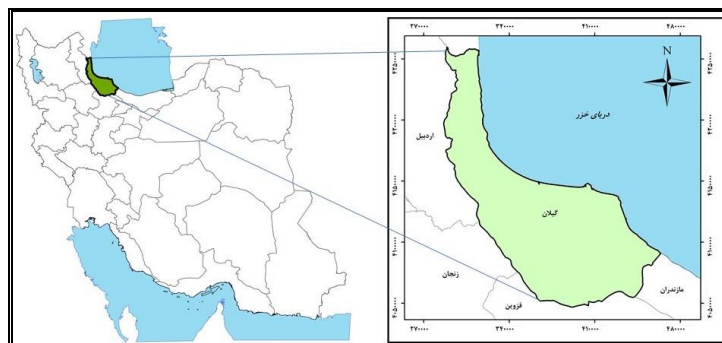
محیط‌زیست با استفاده از سنجه‌های سیمای سرزمین در استان گیلان است تا از طریق اجرای مدل مذکور میزان تخریب ناشی از فعالیت‌های انسانی تعیین گردد و پروژه‌های توسعه آبی در آن دسته از شبکه‌های که تخریب کمتری تاکنون یافته‌اند به اجرا درآید و از تخریب بیشتر در شبکه‌های که دارای میزان تخریب به نسبت بیشتری هستند، جلوگیری بعمل آید.

۲. مواد و روش‌ها

۲-۱. منطقه مورد مطالعه

استان گیلان، از استان‌های شمالی ایران به مرکزیت شهر رشت است (شکل ۱). مساحت گیلان ۱۴۰۴۴ کیلومتر مربع و جمعیت آن طبق سرشماری ۱۳۹۵، ۲۵۳۰۶۸۶ نفر است. استان گیلان دارای ۱۶ شهرستان است. درصد کاربری‌های موجود در منطقه به ترتیب (جنگل (۵۳/۲)، زمین کشاورزی (۲۳/۲)، مرتع (۱۸/۵۵) و بقیه زیر ۵ درصد) هستند. آب و هوای استان گیلان معتدل می‌باشد که ناشی از تأثیر آب و هوای کوهستانی البرز و دریای خزر است (Governorate of Guilan, 2019).

(Vardei et al., 2012). سنجه‌های سیمای سرزمین، توانایی ارزیابی سریع و تشخیص اثرات فعالیت‌ها در کوتاه‌ترین زمان را دارند. از آنجا که سنجه‌های بوم‌شناسی سیمای سرزمین به توصیف شکل و ساختار سیمای سرزمین می‌پردازند، در نتیجه می‌توان بین تخریب محیط‌زیست و شکل و ساختار اکوسیستم که با سنجه‌های بوم‌شناسی سیمای سرزمین بیان می‌شوند، ارتباط برقرار کرد. در تحقیقات انجام شده توسط Hosseini Vardei (۲۰۱۲)، Shresta و همکاران (۲۰۱۲) و Matsushita و همکاران (۲۰۰۶) نتایج نشان داد که با استفاده از سنجه‌های سیمای سرزمین می‌توان به ارزیابی اثرات توسعه بر محیط‌زیست پرداخت. همچنان بین سنجه‌های سیمای سرزمین و تخریب سرزمین ارتباط وجود دارد. بررسی‌ها نشان می‌دهد که تاکنون توجه لازم در به‌کارگیری اصول بوم‌شناسی سیمای سرزمین در فرآیند ارزیابی اثرات در حالت عام و به‌کارگیری سنجه‌های سیمای سرزمین در حالت خاص صورت نگرفته است. از این رو، با توجه به امکاناتی که به‌کارگیری سنجه‌های سیمای سرزمین در کمی‌سازی تغییرات محیط زیست در اختیار می‌گذارد، هدف از مقاله حاضر مدل‌سازی میزان تخریب



شکل ۱- استان گیلان (منطقه مطالعه)

۲-۲. روش پژوهش

مدل تخریب عبارت است از: رابطه (۱)

$$LDM = \frac{[\sum(A_i \times I_i) + D_i]}{S_i}$$

که در آن: (LDM) مقدار عددی تخریب محیط زیست (بدون بعد)؛ (A_i) عامل تخریب در زیر حوزه i ام؛ (I_i) شدت تخریب عامل A_i در زیر حوزه i ام؛ (D_i) تراکم فیزیولوژیکی جمعیت در زیر حوزه i ام و (S_i) آسیب پذیری اکولوژیک در زیر حوزه i ام (Amiri, 2019).

۲-۳. تعیین عوامل تخریب و شدت آنها ($\sum I$)

در این قسمت به منظور فهرست عوامل مخرب و تعیین شدت آنها، ابتدا کل محدوده مورد مطالعه با استفاده از نقشه مرز سیاسی استان به تعداد ۱۸۳ شبکه (یگان نشانزد) ۱۰۰ کیلومتری تقسیم شد. سپس عوامل مخرب محیط زیستی در منطقه توسط نقشه کاربری سرزمین سال ۲۰۱۵ (Buchhorn et al., 2019) تعیین گردید با استفاده از جدول ۱ شدت عوامل تخریب تعیین شده است. به منظور محاسبه رقم تخریب در هر شبکه، از رابطه ۲ استفاده شده است. برای ارزیابی شدت فعالیتها در هر یک از یگانهای نشانزد، از ایده میزان انحراف سیمای سرزمین از اکوسیستم کلیماکس بر اساس فرمول زیر بهره گرفته شده است:

$$I_t = \frac{k_1 a_1 + k_2 a_2 + \dots + k_n a_n}{a_1 + a_2 + \dots + a_n} \quad \text{رابطه (۲)}$$

که در این معادله: (I_t) شدت فعالیت کل در یگان نشانزد، (K_i) درجه انحراف سیمای سرزمین از اکوسیستم کلیماکس، (a_i) مساحت سیمای سرزمین i

ام. روش مورد استفاده در این مطالعه برای اولین بار در مدل تخریب محیط زیست استفاده می شود. در روش مذکور، میزان انحراف سیمای سرزمین از اکوسیستم کلیماکس^۲ در نظر گرفته شده است و با محاسبه میانگین وزنی آن در هر شبکه، شدت فعالیت های در حال انجام در آن سلول، بر طبق رابطه بالا بدست می آید (شکل ۲).

۲-۴. محاسبه آسیب پذیری اکولوژیک (S_i)

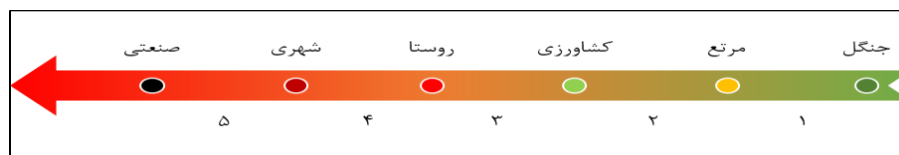
در این تحقیق، از روش عنایت گرای تعیین آسیب پذیری اکولوژیک استفاده شده است. بر اساس این روش، ابتدا عوامل اکولوژیک (شیب، جهت جغرافیایی، ارتفاع از سطح دریا، عمق خاک، فرسایش خاک، زمین شناسی، پوشش گیاهی و اقلیم) (Amiri, 2017) در محیط نرم افزار (Arc GIS v10.5) نقشه سازی شد. سپس با استفاده از شبکه بندی شده منطقه مطالعاتی، مقادیر عوامل اکولوژیک برای هر یک از شبکه ها استخراج گردید. در گام بعدی با تعیین درجه اهمیت عوامل اکولوژیک با استفاده از رابطه ۳ آسیب پذیری اکولوژیک تعیین گردید:

$$ESI = \sum K_i X_i \quad \text{رابطه ۳}$$

که در آن (ESI) شاخص آسیب پذیری اکولوژیک، K_i درجه اهمیت عامل اکولوژیک i و X_i میزان (کد) آسیب پذیری عامل اکولوژیک i است (Bruhn-Tysk & Eklund, 2002). با تعیین دامنه تغییرات مقادیر شاخص آسیب پذیری اکولوژیک، کلیه شبکه ها در ۴ طبقه دسته بندی شدند.

جدول ۱- روش تعیین شدت عوامل تخریب

رقم تخریب	کد	زیر دسته پوشش سرزمین	کد	پوشش سرزمین
۱	-	-	WB, WL	پهنه آبی، تالاب
۱	DF1	جنگل بسته، پهن برگ، برگ ریز درجه یک	DF	جنگل بسته، پهن برگ، برگ ریز
۱/۴	DF2	جنگل بسته، پهن برگ، برگ ریز درجه دو		
۲	CF1	جنگل بسته، از نوع مخلوط درجه یک	CF	جنگل بسته، از نوع مخلوط
۲/۲	CF2	جنگل بسته، از نوع مخلوط درجه دو		
۲/۴	OF1	جنگل باز، از نوع مخلوط		
۲/۶	EF1	جنگل بسته، سوزن برگ، همیشه سبز		
۲/۸	EF2	جنگل باز، سوزن برگ، همیشه سبز		
۳	S	-	S	درختچه‌ها
۴	R1	مرتع درجه یک	R	مرتع
۴/۴	R2	مرتع درجه دو		
۵	A	-	A	زمین کشاورزی
۶	RU	-	RU	زمین مسکونی



شکل ۲- نمودار روش تعیین مقدار انحراف از ماتریس سیمای سرزمین

۲-۵. تعیین تراکم فیزیولوژیک

در نهایت با تقسیم جمعیت بر سطح کشتزارها، تراکم فیزیولوژیک در هر شبکه محاسبه گردید. در گام آخر و پس از بدست آوردن ارکان سه‌گانه این مدل (یعنی عوامل مخرب، آسیب‌پذیری اکولوژیک و تراکم فیزیولوژیک در هر شبکه) میزان تخریب طبق رابطه ۱ تعیین شد.

۲-۶. تعیین سنجه‌های سیمای سرزمین در شبکه‌های

مطالعاتی

با هدف تعیین سنجه‌های سیمای سرزمین از نقشه کاربری سرزمین استان گیلان سال ۲۰۱۵ میلادی (Buchhorn et al., 2019) استفاده شد. سپس از

تراکم فیزیولوژیک از تقسیم جمعیت بر سطح زیر کشت یا کشتزارها محاسبه می‌شود (Makhdoum & Mansouri, 1999). به این منظور، ابتدا نقشه پراکنش جمعیت در استان گیلان (Statistical Center of Iran, 2019) با نقشه شبکه‌ها روی هم گذاری شده و با استفاده از آمار سرشماری نفوس و مسکن سال ۱۳۹۵، جمعیت در هر شبکه برآورده شد. همچنین با استفاده از نقشه پوشش گیاهی و روی هم گذاری آن با نقشه شبکه‌ها، مساحت کشتزارها (باغات و زمین‌های کشاورزی و بر حسب هکتار) نیز در هر شبکه تعیین و

۲-۸. مقایسه و گزینش مدل توسط معیار اطلاعات

آکائیکه^۸

مناسب‌ترین مدل از میان مدل‌های مذکور، با استفاده از روش معیار اطلاعاتی آکائیکه (Akaike Information Criterion; AIC) انتخاب شد. این معیار نشان‌دهنده چگونگی ارتباط میان شاخص هدررفت اطلاعات کولباک-لایبیر و (مقدار عددی) حد اکثر درست‌نمایی است. مقدار عددی معیار اطلاعات آکائیکه از رابطه ۵ بدست می‌آید (Amiri, 2017) رابطه (۵)

$$AIC_c = n \left(\log \frac{RSS}{n} \right) + 2K + \left(\frac{2K(K+1)}{n-K-1} \right)$$

که در آن: (AIC_c) مقدار عددی معیار اطلاعات آکائیکه؛ (K) تعداد متغیرهای مدل که شامل متغیر فاصله از مبدأ مدل نیز می‌شود، و (n) تعداد نمونه (مشاهداتی یا اندازه گیری شده) است.

۲-۹. اعتبار سنجی مدل انتخاب شده

در نهایت برای اعتبار سنجی مدل، از روش نمودار یک‌به‌یک^۹ استفاده گردید که این نوع نمودارها امکان تفسیر بصری را فراهم می‌آورند و می‌توانند مرجع عینی برای اعتبارسنجی مدل باشند (Amiri, 2017). در این روش، مقادیر پیش‌بینی شده توسط مدل بر روی محور X و مقادیر مشاهده شده بر روی محور Y ترسیم می‌شود. پس از آن خط ۱:۱ ترسیم می‌شود، سپس معادله رگرسیونی میان مقادیر پیش‌بینی شده و مقادیر مشاهده شده و ضریب تعیین آن نیز محاسبه می‌شود (Amiri, 2017). همچنین نوار خط^{۱۰} روی نمودار ابر نقاط

نرم‌افزار FRAGSTATS 4.2 برای تجزیه و تحلیل الگوی فضایی و کمی کردن ساختار سیمای سرزمین استفاده شد (McGarigal, 2015). با استفاده از این نرم افزار تعداد ۵ سنجه ساختار یعنی سنجه‌های $contig^3$ ، $frac^4$ ، $para^5$ ، rcc^6 و shp^7 در شبکه‌ها برای هر کاربری محاسبه شد (جدول ۲). در این مطالعه سنجه‌های سطح کلاس مورد بررسی قرار گرفته است. در این دسته از سنجه‌ها، همه تکه‌ها از یک نوع (یا یک کلاس) باهم تلفیق می‌شوند. این سنجه‌ها بر اساس میانگین وزنی قابل محاسبه هستند. در این سطح، تعداد سنجه‌های بیشتری برای اندازه‌گیری خصوصیات تجمعی تکه‌ها وجود دارد.

۲-۷. مدل‌سازی

برای مدل‌سازی رابطه سنجه‌های سیمای سرزمین و اعداد تخریب، با استفاده از مدل عمومی رگرسیونی گام‌به‌گام زیر، چهار نوع مدل خطی، توانی، لگاریتمی و نمایی مورد آزمون قرار گرفت (معیار ورودی $p \leq 0.05$ و معیار خروجی $p \geq 0.100$) (Amiri, 2017) رابطه (۴)

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n + \varepsilon$$

در این معادله: Y_i : درجه یا میزان تخریب در یگان نشانزد، X_1, \dots, X_n : متریک سیمای سرزمین در یگان نشانزد، β_1, \dots, β_n : پارامترهای مدل و β_0 : ضریب ثابت است.

3-Contiguity index

4-Fractal dimension index

5-Perimeter-area ratio

6-Related circumscribing circle

7-Shape index

8-Akaike information criterion

9-One by one plot

10-Error bounds

۷۵ درصد نقاط پیش‌بینی‌شده توسط مدل در حدود اعتماد ۹۵٪ (که روی نمودار ترسیم شده است) قرار گرفته باشد، می‌توان مدل را معتبر دانست (Amiri, 2017).

محاسبه و ترسیم شد. نوار خطا دربرگیرنده تأثیرات وجود عدم قطعیت در اندازه‌گیری و خود مدل است که بر روی مقادیر پیش‌بینی‌شده به تصویر کشیده می‌شود (Amiri, 2017). در گام آخر، پس از شمارش تعداد نقاطی که نوارهای خطا آنها را پوشش نمی‌دهند، در مورد اعتبار مدل قضاوت گردد، به طوری که اگر بیش از

جدول ۲- سنجه‌های مورد استفاده در این مطالعه

منبع	شرح	دامنه	علامت اختصاری	سنجه
McGarigal, 2015	مقدار آن بین صفر برای تکه تک سلول (پکسل) تا یک برای تکه متصل متفاوت است	$0 \leq \text{contig} \leq 1$	contig	توزیع شاخص پیوستگی (مجاورت)
Rutledge, 2003	دامنه این سنجه بین یک برای تکه دارای شکل منظم (مربع) و دو برای تکه دارای شکل غیر منظم (پیچیده).	$1 \leq \text{frac} \leq 2$	frac	توزیع شاخص فرکتال (شاخص پیچ خوردگی)
Farina, 2006	هر چقدر این نسبت از یک دور است؛ تکه‌ها از شکل آیزودیامتریک ^{۱۱} منحرف می‌شوند	$\text{para} \geq 0$	para	توزیع نسبت محیط-مساحت
Rutledge, 2003	دامنه آن از صفر برای یک تکه فشرده تا یک برای یک تکه باریک	$0 \leq \text{rcc} \leq 1$	rcc	دایره محاطی مربوطه (سنجه دایره‌ای بودن)
Rutledge, 2003	برای تکه مربع شکل مقدار این سنجه مساوی با یک و برای یک تکه دارای شکل غیر منظم مقدار آن مساوی با ∞	$1 \leq \text{shp} \leq \infty$	shp	شاخص شکل

۳. نتایج

۳-۱. نتایج مدل تخریب محیط زیست

همان طور در جدول ۳ مشاهده می شود، نتایج تعیین شاخص آسیب پذیری اکولوژیک نشان می دهد که ۳۹/۷۸ درصد از منطقه در طبقات حساس و آسیب پذیر قرار دارد. جدول ۳ دامنه تغییرات و طبقه بندی شاخص آسیب پذیری اکولوژیک در استان گیلان را نشان می دهد. تعداد ۷۷ شبکه (معادل ۳۹/۷۸ درصد) از مساحت استان از نظر آسیب پذیری اکولوژیک در طبقه

۱ و ۲ (آسیب پذیر و حساس) قرار دارند. همچنین کمترین میزان تراکم فیزیولوژیک، عدد صفر و مربوط به شبکه های فاقد نقاط جمعیتی و بیشترین آن متعلق به شبکه های بود که شهر سیاهکل را در بر می گرفتند. درصد بیشتری از منطقه که مقادیر تخریب کمی دارد در مناطق دشتی و مناطق اطراف زمین های کشاورزی است. بعضی از شبکه ها به دلیل شدت عوامل تخریب بالا، تراکم فیزیولوژیک بالا و آسیب پذیری بالا از وضعیت مناسبی برای توسعه برخوردار نیستند.

جدول ۳- دامنه تغییرات، طبقه بندی شاخص آسیب پذیری اکولوژیک، تعداد شبکه و درصد مساحت طبقات آسیب پذیری در منطقه

میزان آسیب پذیری اکولوژیکی	دامنه تغییرات	طبقه	مساحت (کیلومتر مربع)	تعداد شبکه	درصد مساحت
مقاوم	۴۱-۶۵	۴	۴۲۲۵/۲۶	۶۰	۳۰/۰۹
نیمه حساس	۶۵-۸۹	۳	۴۲۳۱/۴۱	۴۶	۳۰/۱۳
حساس	۸۹-۱۱۳	۲	۴۹۳۰/۸۱	۶۴	۳۵/۱۱
آسیب پذیر	۱۱۳-۱۳۷	۱	۶۵۵/۲۷	۱۳	۴/۶۷

پایین بودن شدت عوامل تخریب و یا عدم توسعه در برخی از شبکه ها به علت کاهش تراکم فیزیولوژیک است که این امر در نتیجه باعث کاهش ضرایب تخریب در بسیاری از شبکه ها شده است و این مطابق یافته های بدست آمده توسط Mansouri و Makhdoum (۱۹۹۹) می باشد در برخی از شبکه ها به علت تراکم فیزیولوژیک و آسیب پذیری بالا، علیرغم کم بودن شدت عوامل تخریب، رقم تخریب بالایی را دارند. با توجه به یافته های بدست آمده از پژوهش حاضر، برخی از شبکه ها، به دلیل عدم حضور انسان و زمین های کشاورزی (تراکم فیزیولوژیک برابر صفر) و یا شرایط نامناسب برای توسعه، فاقد ضریب عوامل تخریب انسانی

بوده و دارای ضریب تخریب صفر هستند و این مطابق یافته های Makhdoum و Mansouri (۱۹۹۹) است.

۳-۲. مدل های رگرسیونی

با استفاده از داده های ۳۸ شبکه اندازه گیری، پنج مدل مدل تخریب محیط زیست بدست آمده. رابطه های ۶ تا ۱۰ چند مدل رگرسیون خطی هستند که با استفاده از آن می توان تغییرات مقادیر تخریب محیط زیست را با اندازه گیری سنجه های سیمایی سرزمین مربوط به ساختار سیمایی سرزمین توضیح داد. سایر آمارهای مدل های پیش بینی مقادیر تخریب محیط زیست را می توان در جدول ۴ مشاهده کرد.
رابطه (۶)

$$\text{Log(LDM)} = 0.16 - 1.118 UR_{rcc} + 3.817 CF2_{rcc} - 1.930 A_{rcc}$$

محاطی مربوطه برای نوع پوشش سرزمین مربوطه،
 (*shp*) میانگین وزنی شاخص شکل برای نوع پوشش
 سرزمین مربوطه، (UR) کاربری مسکونی، (CF2)
 پوشش زمین جنگل مخلوط بسته درجه دو، (A)
 کاربری کشاورزی، (DF1) پوشش زمین جنگل بسته
 پهن برگ برگ ریز درجه یک و (S) پوشش زمین
 درختچه‌ای. مدل‌های رگرسیونی نشان می‌دهند که
 مقدار تخریب محیط‌زیست می‌تواند با استفاده از
 میانگین وزنی سنجه‌های مرتبط با ساختار سیمای
 سرزمین پیش‌بینی شود که عبارتند از: دایره محاطی
 مربوطه ($r^2 = 0.437, p \leq 0.05$)، نمایه دیوار به
 دیواری ($r^2 = 0.615, p \leq 0.05$)، نمایه بعد فرکتال ($r^2 =$
 $0.499, p \leq 0.05$)، نمایه شکل ($r^2 = 0.505, p \leq 0.05$)
 و نمایه نسبت محیط به مساحت ($r^2 = 0.672, p \leq 0.05$)
 (رابطه‌های ۱۰ - ۶ و جدول ۴).

رابطه (۷)

$$\text{Log}(LDM) = 1.521 - 1.871 A_{contig} + 0.873 DF1_{contig}$$

رابطه (۸)

$$\text{Log}(LDM) = 1.880 - 16.304 \text{Log}A_{frac}$$

رابطه (۹)

$$\text{Log}(LDM) = 1.658 - 1.412 \text{Log}A_{shp}$$

رابطه (۱۰)

$$\text{Log}(LDM) = -7.001 + 1.171 \text{Log}A_{para} + 1.205 \text{Log}UR_{para} + 1.181 \text{Log}S_{para}$$

در این معادلات: (*LDM*) مقدار عددی تخریب
 محیط‌زیست، (*contig*) میانگین وزنی شاخص
 پیوستگی تکه برای نوع پوشش سرزمین مربوطه،
 (*frac*) میانگین وزنی شاخص درجه پیچیدگی شکل
 تکه برای نوع پوشش سرزمین مربوطه، (*para*) میانگین
 وزنی نسبت محیط به مساحت برای نوع پوشش
 سرزمین مربوطه، (*rcc*) میانگین وزنی سنجه دایره

جدول ۴- آمارهای مدل‌های رگرسیون محاسبه مقدار تخریب محیط‌زیست با استفاده از سنجه‌های سیمای سرزمین

متغیر مدل		ضرایب		آماره‌های هم‌خطی	
B	Std. Error	Beta	r^2	t	p -value
Cons.	۰/۱۶۰	۰/۳۰۹	۰/۲۴۰	۰/۸۱۲	
UR_{rcc}	-۱/۱۱۸	-۰/۴۶۶	۰/۴۳۷	-۳/۶۱۱	۰/۰۰۱
$CF2_{rcc}$	۳/۸۱۷	۰/۵۱۸		۳/۳۱۱	۰/۰۰۲
A_{rcc}	-۱/۹۳۰	-۰/۳۸۲		-۲/۴۴۸	۰/۰۲۰
Cons	۱/۵۲۱	۰/۴۳۹		۳/۴۶۱	۰/۰۰۱
A_{contig}	-۱/۸۷۱	-۰/۶۶۵	۰/۶۱۵	-۵/۹۸۷	۰/۰۰۰
$DF1_{contig}$	۰/۸۷۳	۰/۳۸۶		۲/۲۶۳	۰/۰۳۰
Cons	۱/۸۸۰	۰/۱۷۱	۰/۵۰۵	۱۱/۰۰۰	۰/۰۰۰
A_{frac}	-۱۶/۳۰۴	-۰/۷۱۱		-۶/۰۶۴	۰/۰۰۰
Cons	۱/۶۵۸	۰/۱۳۹	۰/۴۹۹	۱۱/۹۰۰	۰/۰۰۰
A_{shp}	-۱/۴۱۲	-۰/۲۳۶		-۵/۹۸۶	۰/۰۰۰
Cons	-۷/۰۰۱	۱/۵۱۵		-۴/۶۲۰	۰/۰۰۰
A_{para}	۱/۱۷۱	۰/۲۰۱	۰/۶۷۲	۵/۸۲۵	۰/۰۰۰
UR_{para}	۱/۲۰۵	۰/۳۶۰		۳/۳۴۷	۰/۰۰۲
S_{para}	۱/۱۸۱	۰/۴۳۴		۲/۷۲۱	۰/۰۱۰

یک می‌دهد. در حالت حاضر، مقدار تخریب محیط‌زیست رابطه منفی با مماس بودن پیکسل‌های تکه‌های زمین کشاورزی و رابطه مثبت با مماس بودن پیکسل‌های زمین جنگل بسته از نوع پهن برگ درجه یک را دارد.

در رابطه ۸: سنجه بعد فرکتال (frac) $(r^2 = 0.505, p \leq 0.05)$ به معنی نسبت محیط به مساحت، در شکل‌های ساده هندسی (مانند دایره و مربع) بعد فرکتال برابر ۱ و هرچه که شکل پیچیده‌تر شود، مقدار آن به سمت دو میل می‌کند. مقدار تخریب محیط‌زیست رابطه منفی با مقدار سنجه بعد فرکتال تکه‌های زمین کشاورزی دارد. بر این اساس، هرچه تکه‌های زمین کشاورزی به صورت ساده‌تر از لحاظ هندسی باشند، مقدار تخریب محیط زیست بیشتر می‌شود.

در رابطه ۹: که سنجه شکل (shape) $(r^2 = 0.499, p \leq 0.05)$ پیچیدگی شکل تکه را در مقایسه با شکل استاندارد (مربع) اندازه‌گیری می‌کند. هرچه تکه‌های زمین کشاورزی به شکل استاندارد (مربع) نزدیک باشند، مقدار تخریب محیط‌زیست بیشتر می‌شود.

در رابطه ۱۰: مقدار تخریب محیط‌زیست رابطه مثبت با دورتر شدن شکل تکه‌های زمین کشاورزی، زمین مسکونی و درختچه‌ها از شکل منظم را دارد. به عبارت دیگر هرچه مقدار سنجه بیشتر شود و شکل تکه از شکل منظم دورتر باشد، مقدار تخریب محیط‌زیست افزایش پیدا می‌کند. که سنجه (para) $(r^2 = 0.672, p \leq 0.05)$ نسبت محیط به مساحت اندازه‌گیری می‌کند.

در رابطه ۶ میتوان مقادیر تخریب محیط‌زیست با استفاده از سنجه (rcc) $(r^2 = 0.437, p \leq 0.05)$ مربوط به کاربری‌های مسکونی و جنگل بسته مخلوط درجه دو و کشاورزی پیش‌بینی کرد. این سنجه به معنی نسبت مساحت تکه به مساحت کوچک‌ترین دایره است که کشیدگی کلی تکه را اندازه‌گیری می‌کند. معنی آن این است که یک تکه به شکل پیچ در پیچ ولی باریک، سنجه (rcc) بیشتری نسبت به تکه با شکل فشرده‌تر دارد. این سنجه برای تشخیص و تمایز تکه‌های به شکل خطی (باریک) و کشیده مفید است. در رابطه مذکور، مقدار تخریب محیط زیست رابطه منفی با سنجه (rcc) پوشش مسکونی دارد به نحوی که وقتی تکه‌های مسکونی که شکل باریک و کشیده بیشتری دارند، مقدار تخریب کاهش پیدا می‌کند. همین تحلیل برای پوشش زمین کشاورزی نیز صادق است. برای پوشش جنگلی مخلوط بسته درجه دو، این رابطه مثبت است که معنی آن این است که با افزایش کشیدگی تکه و دور شدن از شکل دایره، مقدار تخریب محیط‌زیست افزایش پیدا می‌کند.

در رابطه ۷: مقدار تخریب محیط‌زیست رابطه منفی با اندازه سنجه (contig) $(r^2 = 0.615, p \leq 0.05)$ برای تکه‌های زمین کشاورزی دارد. برای تکه‌های جنگل بسته پهن برگ درجه یک، اما این رابطه مثبت است. با افزایش مقدار سنجه مذکور برای تکه‌های جنگل بسته پهن برگ درجه یک با افزایش مقدار تخریب محیط‌زیست همراه است. سنجه دیوار به دیواری (contig)، به وسیله یک قالب با اندازه 3×3 پیکسل، به پیکسل‌های مماس و دیواری به دیوار در یک تکه مقدار

استفاده از معیار کمکی (W_i) صورت گرفته است. نتیجه گزینش مدل مطلوب در جدول ۵ نشان داده شده است. مقایسه بین مدل‌ها نشان می‌دهد که از پنج مدل توسعه یافته، مناسب‌ترین آن مدل ۵ است که دارای بالاترین (W_i) هست.

هرچه مقدار آن از یک فاصله بگیرد، شکل تکه از شکل منظم دورتر است و به شکل نامنظم نزدیک می‌شود.

۳-۳. نتیجه مقایسه و گزینش مدل توسط معیار اطلاعات آکائیکه

با استفاده از نتایج گام‌های معیار اطلاعات آکائیکه جدول ۵ و اطلاعات بدست آمده و گزینش مدل با

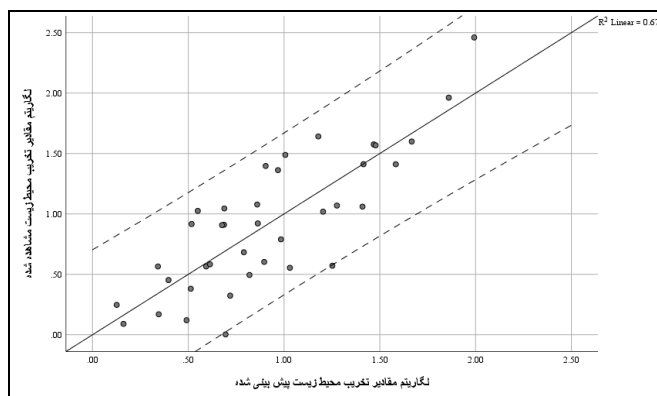
جدول ۵- نتیجه مقایسه و گزینش مدل توسط معیار اطلاعات آکائیکه (* مناسب‌ترین مدل)

رقم مدل	RSS	n	$\log(RSS/n)$	K	2 K	K+1	n-K-1	AIC	Δj	Δj	$EXP(-0.5 * \Delta j)$	W_i
۱	۶/۵۷۷۷	۳۸	-۰/۷۶۱۷	۴	۸	۵	۳۳	-۱۹/۷۳۲۸	۸/۸۵۴۰	۰/۰۱۲۰	۰/۰۰۴۴	
۲	۴/۵۰۶۷	۳۸	-۰/۹۲۵۹	۳	۶	۴	۳۴	-۲۸/۴۷۹۴	۰/۱۰۷۴	۰/۹۴۷۷	۰/۳۴۸۶	
۳	۵/۷۷۳۲	۳۸	-۰/۸۱۸۴	۲	۴	۳	۳۵	-۲۶/۷۵۵۰	۱/۸۳۱۸	۰/۴۰۰۲	۰/۱۴۷۲	
۴	۵/۸۴۹۴	۳۸	-۰/۸۱۲۷	۲	۴	۳	۳۵	-۲۶/۵۳۸۷	۲/۰۴۸۱	۰/۳۵۹۱	۰/۱۳۲۱	
*۵	۳/۴۸۶۶	۳۸	-۰/۹۹۴۷	۴	۸	۵	۳۳	-۲۸/۵۸۶۸	۰/۰۰۰۰	۱/۰۰۰۰	۰/۳۶۷۸	

اعتماد ۹۵٪ قرار گرفته است، به همین دلیل می‌توان مدل را معتبر دانست.

۳-۴. اعتبار سنجی مدل انتخاب شده

در شکل ۳ نمودار یک‌به‌یک ترسیم شده است و بیش از ۷۵ درصد نقاط پیش‌بینی شده توسط مدل در حدود



شکل ۳- نمودار یک‌به‌یک مقادیر مدل‌سازی شده و مقادیر مشاهداتی

لحاظ نمودن مهم‌ترین عوامل اکولوژیک در آن و نیز اعمال درجه اهمیت هر یک از این عوامل، نشان می‌دهد که این روش تا حد زیادی می‌تواند تعیین‌کننده شاخصی برای آسیب‌پذیری اکوسیستم‌ها در هر واحد برنامه‌ریزی و مدیریتی باشد (Makhdoum, 2002).

۴. بحث و نتیجه گیری

در مطالعه حاضر سعی شد تا امکان استفاده از سنجه‌های سیمای سرزمین برای مدل‌سازی آسیب‌پذیری اکولوژیک مورد بررسی قرار بگیرد. تعیین آسیب‌پذیری اکولوژیک با استفاده از روش عینیت‌گرا و

بدست آمده مدل مناسبی بوده ($r^2 = 0.672, p \leq 0.05$) و متغیرهای مستقل مدل منطقی و قابل اجرا در جاهای دیگر هستند. در مدل انتخاب شده رقم تخریب محیط‌زیست رابطه مثبت با افزایش مقدار میانگین وزنی سنجه در حالت پوشش‌های زمین کشاورزی، زمین مسکونی، پوشش درختچه‌ای را دارد. سنجه مذکور (para) به معنی دور بودن شکل یک نوع تکه‌ای از شکل منظم است. هرچه تکه‌های زمین کشاورزی، زمین مسکونی و پوشش درختچه‌ای نامنظم باشند، رقم تخریب محیط‌زیست بیش‌تر می‌شود. به‌کارگیری این شاخص‌های کمی در مدل تخریب، سبب حذف اعمال سلیقه و نظرات کارشناسی مختلف در آن می‌شود. از سوی دیگر به‌کارگیری سنجه‌های بوم‌شناسی سیمای سرزمین که می‌توان آنها را به راحتی و به سرعت از طریق نقشه کاربری سرزمین محاسبه نمود، ضرورت کارهای میدانی سنگین را به میزان زیادی برطرف خواهد کرد و در نتیجه استفاده از مدل تخریب محیط‌زیست جهت ارزیابی اثرات محیط‌زیست، با سهولت بیشتر، در مدت زمانی بسیار کمتر و با هزینه پایین‌تری، قابل اجرا خواهد بود.

۵. سپاسگزاری

نویسندگان مقاله از آقای پروفیسور حسن ابراهیم‌زاده معبود بابت حمایت از انجام تحقیق حاضر از طریق اهدای جایزه به نویسنده اول (مصطفی نور استانبولی)، به نام جایزه پروفیسور حسن ابراهیم‌زاده، سپاسگزاری می‌نمایند. همچنان از بنیاد نخبگان استان گیلان و رئیس محترم آن آقای دکتر مسعود اصفهانی که این تحقیق را تحت پوشش جایزه جناب پروفیسور ابراهیم‌زاده قرار داده‌اند، کمال تشکر و قدردانی دارند.

بر اساس نتایج این تحقیق همان طوری که در جدول ۳ مشاهده می‌شود، ۳۹/۷۸ درصد از منطقه استان گیلان در طبقات حساس و آسیب‌پذیر قرار دارد. بیشتر مناطق آسیب‌پذیر و حساس در دامنه‌های شرقی و جنوبی است. براساس نتایج بدست آمده از اجرای مدل تخریب در استان گیلان، مشخص شد که تغییر کاربری در اکثر واحدهای کاری از عوامل اصلی تخریب است. با توجه به آنچه در رابطه با حساسیت طبیعی اکوسیستم منطقه گفته شد و نیز نتایج اجرای مدل تخریب در این استان به نظر می‌رسد با ادامه روند کنونی، احتمال پیشی گرفتن شدت توسعه و فعالیت‌های اقتصادی از ظرفیت و توان طبیعی محیط‌زیست منطقه وجود دارد که در این صورت احیا و بازگردانی آن به حالت اولیه بسیار سخت و حتی غیر ممکن خواهد بود. به همین دلیل، لازم است از اجرای پروژه‌های عمرانی و توسعه بزرگ مقیاس که اثر تخریبی زیادی دارد، در قسمت‌های غیرقابل توسعه و یا نیازمند بازسازی جلوگیری کرده و آنها را به سمت مناطق دارای اولویت توسعه بیشتر، سوق داده و با انجام ارزیابی توان اکولوژیک، ظرفیت طبیعی استان را برای توسعه سنجید. با کمک اکولوژی سیمای سرزمین و از طریق شناسایی عوامل ساختاری و جریان‌ات و فرآیندهای اصلی و عوامل ایجاد تغییرات در سیمای سرزمین، می‌توان به درک مناسبی از ارتباطات سیمای سرزمین به منظور استفاده در برنامه‌ریزی و مدیریت این تغییرات دست یافت (Leitao & Ahren, 2002). در این تحقیق ثابت شد که می‌توان از سنجه‌های سیمای سرزمین و به ویژه سنجه‌های شکل تکه‌ها در سطح کلاس برای مدل‌سازی مدل تخریب محیط‌زیست استفاده کرد. در این راستا مدلی که در این مطالعه

References

- Amiri, J.B., 2017. Environmental Modeling. University Press, University of Tehran, 150 p.
- Amiri, J.B., 2019. Environmental Impact Assessment 2nd Edition. University Press, University of Tehran, 228 p.
- Bruhn-Tysk, S. Eklund, M., 2002. Environmental impact assessment: a tool for sustainable development? A case study of biofuelled energy plants in Sweden, Environmental Impact Assessment Review, No. 22, pp. 129- 144.
- Buchhorn, M., Smets, B., Bertels, L., Lesiv, M., Tsendbazar, N.-E., Herold, M., Fritz, S., 2019. Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m, epoch "2015", Globe (Version V2.0.2) [10.5281/zenodo.3243509]. Zenodo. DOI: "10.5281/zenodo.3243508".
- Chamani, A., Makhdoum, M., Khorasani., N. Jafari. M., and Cheraghchi, M., 2005. Environmental impact assessment of development on the environment of Hamedan province using the degradation model. Ecology. No. 37. pp. 35-44 (In Persian).
- Economic and Social Commission for Asia and the Pacific (ESCAP). 1990. Environmental impact assessment for water resources development. Environment and Development Series.
- Farina, A., 2006. Principles and Methods in Landscape Ecology. Springer, pp. 412.
- Gao J., Liu, Y., 2010. Determination of land degradation causes in Tongyu County, Northeast China via land cover change detection. Applied Earth Observation and Geoinformation 12: 9–16.
- Governorate of Gilan, 2019. Available from <https://www.gilan.ir/>. Accessed 19th November 2019.
- Heidari Masteali, S., jabbarian amiri, B., Alizadeh Shabani, A., 2019. Environmental Impact Assessment of Development in Torghabeh-Shandiz Township Using Degradation Model. Journal of Environmental Science and Technology, 21(2), 173-187. doi: 10.22034/jest.2019.13960.
- Hosseini Vardei, M., Salman Mahini, A., Monavari, S., Kheirkhah Zarkesh, M., 2012. Using Landscape Metrics in Cumulative Effects Assessment of Road Networkon Tree Cover. Journal of Natural Environment, 65(2), 139-152. doi: 10.22059/jne.2012.29598.
- Leitao, B.A., Ahern, J., 2002. Applying Landscape Ecological Concepts and Metrics in Sustainable Landscape Planning. Journal of Landscape and Urban Planning, 59(2):65-93.
- Makhdoum, M., 2002. Degradation Model: A Quantitative EIA Instrument, Acting as a Decision Support System (DSS) for Environmental Management. Environmental Management 30, 151–156 (2002). <https://doi.org/10.1007/s00267-001-2647-6>.
- Makhdoum.M.F., Mansouri. S.M., 1999. Environmental impact assessment of Hormozgan Province (S. Iran) by degradation model. Journal of Environmental Studies, 25(23). 49-57. (in Persian).
- Matsushita, B. Xu, M. Fukushima, T. 2006. Characterizing Changes in Landscape Structure in the Lake Kasumigaura Basin, Japan Using a High-Quality GIS Dataset. Journal of Landscape and Urban Planning 78(3):241-250.
- McGarigal, K., 2015. Fragstats User Manual, Version 4.2. University of Massachusetts Amherst, 182p.
- Momtaz, S. 2002. Environmental impact assessment in Bangladesh: A critical review. Environmental Impact Assessment 22: 163-179.
- Rutledge, D.T., 2003. Landscape Indices as Measures of the Effects of Fragmentation: Can Pattern Reflect Process? Department of Conservation, Wellington.
- Shrestha, M. A., York, A. M. Boone, C. G. and Zhang, S., 2012. Land Fragmentation Due to Rapid Urbanization in The Phoenix Metropolitan Area: Analyzing the Spatiotemporal Patterns and Drivers. Applied Geography 32: 522- 531.
- Statistical Center of Iran, 2019. Available from <https://www.amar.org.ir/>. Accessed 19th November 2019.