پژوهش‌های محیط‌زیست، سال ۶، شماره ۱۱، پاییز و زمستان ۱۳۹٤، از صفحه ۱۸۳ تا ۱۹٤

مدل‌سازی آثار تغییر پوشش زمین بر کیفیت زیستگاه در سرزمین جنگلی سرولات و جواهردشت

اردوان زرندیان*[۱]؛ احمدرضا یاوری[۲]؛ حمیدرضا جعفری[۳]؛ حمید امیرنژاد[۴]

۱ دانشجوی دکتری برنامه‌ریزی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران
۲ دانشیار گروه برنامه‌ریزی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران
۳ استاد گروه برنامه‌ریزی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران
۴ دانشیار دانشکده اقتصاد کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۵/۱۴؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۴/۱۲/۰۹)

چکیده

تنوع‌زیستی، به‌عنوان یک خدمت اکوسیستمی پشتیبان حیات، به‌دلیل تبدیل و تخریب زمین در پاسخ به نیازهای فزاینده انسان به انواع توسعه، در حال کاهش است. اگرچه، پیش‌بینی چگونگی تغییر بر کیفیت زیستگاه در اثر تغییر در پوشش/ کاربری زمین، یک نیاز ضروری در مواجهه با چنین چالشی است، اما انجام این کار در بسیاری از موارد به دلیل فقدان روش‌های متناسب و داده‌های مکان‌دار فضایی، با مشکلاتی مواجه می‌شود. در این مقاله، با کاربست دو مدل فضایی: سناریوساز و تنوع‌زیستی، از مجموعه مدل‌های یکپارچه ارزشیابی اقتصادی خدمات اکوسیستمی (InVEST) و تلفیق نتایج اجرای آن‌ها، با در نظر گرفتن الگوی فعلی توزیع فضایی انواع پوشش/ کاربری زمین، آثار تغییرات آن‌ها بر کیفیت زیستگاه به‌عنوان یک شاخص برای تنوع‌زیستی، در سرزمین جنگلی سرولات و جواهردشت مورد پیش‌بینی قرار گرفت. در این راستا پس از تعیین کمیت‌های تغییر انواع پوشش/کاربری زمین بر اساس سناریوی پیش‌بینی، درجه تخریب سرزمین و کیفیت زیستگاه در شرایط جاری و آتی مورد مقایسه قرار گرفت. نتایج نشان داد که تغییرات در خارج از منطقه حفاظت‌شده، به‌عنوان منابع جدید تهدیدات و محرکه‌های بیرونی تغییر، بر کیفیت زیستگاه در درون منطقه اثر سوء خواهد داشت. از آن جا که، خدمات اکوسیستمی پشتیبان حیات و به‌طور خاص تنوع‌زیستی، اغلب در برنامه‌ریزی سرزمین به دلیل ماهیت پیچیده نظام‌های طبیعی و سختی کار تحلیل آن مورد چشم‌پوشی قرار می‌گیرد. خروجی‌های مدل‌های ذکرشده که به‌صورت نقشه‌های مکان‌دار فضایی و با کمیت‌های معین برای هر یک از متغیرهای دخیل در کار ارزیابی می‌باشند، می‌تواند به‌صورت مؤثری به درک شفاف الگوی‌های توزیع کیفیت زیستگاه و به‌تبع آن تنوع‌زیستی کمک نماید و منجر به تصمیم‌گیری سازگار با شرایط طبیعی در سطح سرزمین شود.

کلیدواژه‌ها: مدل‌سازی، تنوع‌زیستی، سرولات و جواهردشت، کاربری زمین، InVEST

* نویسنده مسئول: Email: azarandian@ut.ac.ir

سرآغاز

پوشش/کاربری زمین و تغییرات آن به دلیل نیازهای انسان به توسعه کشاورزی و احداث سکونتگاه و رشد بیشتر اقتصادی، یک موضوع بسیار مهم در تحقیقات دنیای امروز محسوب می‌شود. از نگاه خدمات اکوسیستمی (ES)[۱]، پیش‌بینی تغییرات بالقوه در تدارک این خدمات از سوی طبیعت، تحت سناریوهای محتمل آتی که بر اساس اجماع ذی‌نفعان مختلف تعریف شده باشد، می‌تواند به‌عنوان یک روش متناسب در ارزیابی آثار آن‌ها و بازنگری در تصمیم، قبل از اجرای آن و با توجه کافی به پیامدهای احتمالی اتلاف چنین خدماتی به شمار آورده شود (Bennett, 2005). برنامه‌ریزی تغییرات پوشش/کاربری زمین یک ضرورت مبرم و درعین‌حال یک کار پیچیده است که نیازمند در نظر گرفتن همه عوامل اقتصادی، اجتماعی و اکولوژیکی به‌عنوان محرکه‌های چنین تغییراتی است. الحاق این عوامل چندگانه، چندبعدی و جامع در کار برنامه‌ریزی، به‌طورمعمول با موانعی چون مشکلات روش‌شناختی و فقدان داده‌های فضایی، مواجه است (Veldkamp & Lambin, 2001). یک عامل تعیین‌کننده در ارتباط با محل‌های رویداد تغییرات در پوشش/کاربری، استعداد زمین[۲] است. در این زمینه، یک فرض منطقی این است که تغییرات پوشش/کاربری احتمالاً در جاهایی از سرزمین اتفاق می‌افتند که به‌طور نسبی برای اهداف موردنظر مستعدتر باشند. به‌علاوه، کمیت تغییرات به‌طور مستقیم تحت تأثیر علایق و نیازهای ذی‌نفعان مختلف و تقاضای آن‌ها برای زمین در جهت انواع توسعه (مثلاً مزرعه، جاده، نیروگاه و ...) و سایر کاربری‌ها از جمله سکونتگاه‌های شهری و روستایی است.

تحلیل استعداد سرزمین که در دهه‌های گذشته با نقشه‌سازی دستی شروع شده بود، در طول زمان تکامل‌یافته و با کاربست روش‌های پیشرفته‌تر نقشه‌سازی با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS)، روش‌های روی‌هم‌گذاری، ارزشیابی چندمعیاره و کاربست فنون هوش مصنوعی در سال‌های اخیر، بسط یافته‌تر شده است (Malczewski, 2004; Martínez- Harms & Balvanera, 2012). فنون اخیر شامل منطق فازی، شبکه عصبی، خوارزمیک ژنتیک و ماشین‌های سلولی هستند. با این حال، روش‌های ذکر شده به دلیل ماهیت جعبه سیاهی حاکم بر تحلیل آن‌ها، همواره مورد انتقاد بوده‌اند و استفاده آن‌ها توسط برنامه‌ریزان و تصمیم‌گیران به‌آسانی میسر نیست. در پاسخ به چنین چالشی و باهدف تسهیل در فرایندهای ارزیابی محیط‌زیستی، مجموعه مدل‌های یکپارچه ارزشیابی اقتصادی و تحلیل تضادهای خدمات اکوسیستمی (InVEST)[۳]، در چارچوب اجرای یک پروژه علمی بین‌المللی تحت عنوان پروژه سرمایه طبیعی (NCP)[۴]، طراحی و به کاربران هدف ارایه شد (Sharp, 2014; Tallis et al., 2013). در این مقاله، چگونگی کاربست یکی از ابزارهای پشتیبان با عنوان مدل سناریو ساز[۵] از مجموعه مدل‌های ذکرشده را، جهت پیش‌بینی تغییرات پوشش/کاربری زمین در سرزمین سرولات و جواهردشت بر اساس مشارکت ذی‌نفعان محلی و روند تغییرات از گذشته تاکنون تشریح نموده‌ایم.

تنوع‌زیستی به‌عنوان یک جزء پشتیبان از شادابی اکولوژیک[۶] (Burkhard et al., 2012)، به‌طور تنگاتنگی با تدارک سایر انواع خدمات اکوسیستمی ازجمله خدمات تنظیمی[۷] و تولیدی[۸] و کالاهایی[۹] که درنهایت توسط اکوسیستم تولید می‌شوند، در ارتباط است. الگوهای تنوع‌زیستی به‌طور ذاتی، فضایی هستند و بر این اساس می‌توانند از طریق تحلیل نقشه‌های پوشش/کاربری زمین در ترکیب با تهدیدات موجود، مورد برآورد و تحلیل قرار گیرند (Sharp, 2014). بسیاری از مدیران منابع طبیعی، سازمان‌های حفاظتی و حتی شرکت‌های توسعه‌ای علاقه‌مند به درک چگونگی توزیع فضایی خدمات اکوسیستمی و تنوع‌زیستی و شناخت آثار اقدام‌های مدیریتی بر هر دو مورد هستند. با وجود این، تحقیقات منتشرشده انگشت‌شماری وجود دارند که به بررسی هم‌پوشانی فرصت‌های مربوط به حفظ تنوع‌زیستی و پایدارسازی خدمات اکوسیستمی که مباحثی حیاتی در ارتباط با رفاه و رضایت‌مندی انسان هستند، پرداخته‌اند. با وجود اهمیت آن، هنوز برای بسیاری از تصمیم‌گیران، درک الگوهای توزیع و غنای موجود تنوع‌زیستی در سطح یک سرزمین و با هدف پیش‌بینی پیامدهای تصمیماتشان بر قابلیت اکوسیستم در تدارک خدمات چندگانه ذکرشده، مشکل است. یک دلیل اصلی، آن است که به‌دلیل عدم امکان کمی سازی خدمات اکوسیستمی[۱۰]، مباحثی ازجمله تنوع‌زیستی، به طور معمول در ارزیابی‌ها مورد غفلت یا چشم‌پوشی قرار می‌گیرند. به همین دلیل در چند سال اخیر، مدل‌ها و ابزارهای تسهیل‌کننده مختلفی در حال ظهور هستند تا ارزیابان را در جهت انجام یک ارزیابی دقیق‌تر یاری دهند. دو مثال قابل ذکر در این زمینه، به‌غیر از مدل موردنظر در

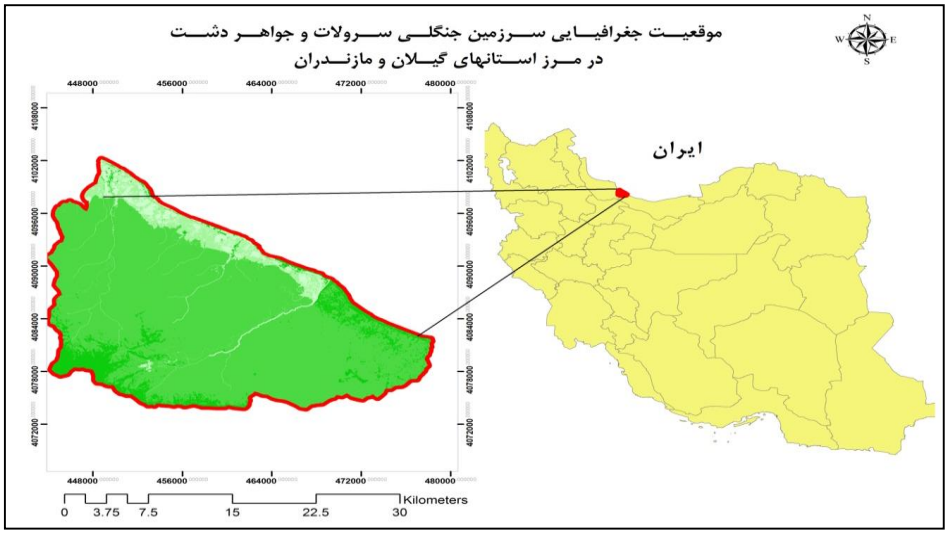
این مقاله، نظام پشتیبان سیاست‌گذاری آب (Mulligan et al., 2009) و مدل SolVES(Sherrouse et al., 2014) می‌باشند که هدف آن‌ها ساده‌سازی ماهیت پیچیده نظام‌های طبیعی در ارزیابی‌ها و کاهش عدم قطعیت‌های مربوط به شرایط آتی سرزمین که احتمالاً زاییده دخالت‌های امروز انسان است، می‌باشد.

بعد دوم این تحقیق، به کشف آثار تغییرات محتمل آتی بر کیفیت زیستگاه به‌عنوان یک شاخص برای تنوع‌زیستی می‌پردازد که برای آن نیز از مدل تنوع‌زیستی[۱۱] InVEST استفاده شد. بر این اساس، خروجی مدل اول (سناریو ساز) که درواقع نقشه پیش‌بینی پوشش/ کاربری سرزمین مورد مطالعه در زمان آتی است، به‌عنوان ورودی در مدل دوم (تنوع‌زیستی) مورداستفاده قرار گرفت تا بتوان الگوهای فضایی کیفیت زیستگاه را در دو شرایط جاری (موجود) و محتمل آتی (سناریو) مورد مقایسه قرارداد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد مطالعه این تحقیق به مساحت تقریبی ۵۵۸ کیلومترمربع (۵۵۸۴۰ هکتار) در عرض جغرافیایی ۳۷/۰۷° شمالی تا ۳۶/۷۹° جنوبی و در طول جغرافیایی ۵۰/۳۵° غربی تا ۵۰/۷۷° شرقی و در مرز استان‌های گیلان و مازندران واقع شده است. ارتفاع آن از ۲۷- متر در شمال در امتداد خط ساحلی دریای خزر تا ۳۶۰۰ متر بالاتر از سطح دریا در جواهردشت واقع در جنوب محدوده مطالعاتی متغیر است (شکل ۱).



شکل (۱): موقعیت جغرافیایی سرزمین سرولات و جواهردشت در مرز استان‌های گیلان و مازندران

میانگین دمای سالانه ۱۴° و بارندگی آن ۱۱۵۰ میلی‌متر است که یک اقلیم معتدل مرطوب را ایجاد می‌نماید. وجود یک دامنه ارتفاعی کامل از جنگل‌های خزری شامل جلگه‌های سیلابی در مناطق پایین‌دست، جنگل‌های نیمه متراکم و متراکم و سپس مراتع ییلاقی در مناطق مرتفع‌تر و بالادست، به‌عنوان ویژگی‌های اصلی طبیعی، در این محدوده در نظر گرفته می‌شود. به لحاظ پوشش طبیعی و کاربری زمین، ۷۷/۷۴٪ محدوده شامل پوشش درختی جنگلی است که تقریباً همه آن در ارتفاع ۴۰۰ تا ۲۰۰۰ متر قرار دارد. سایر کاربری‌ها شامل: مخلوط جنگل- باغ، اراضی زراعی شالیزار و سکونتگاه‌های انسانی است که به ترتیب ۷/۲۶٪، ۲/۱۹٪ و ۵/۱۹٪ اراضی را تشکیل می‌دهند و بیشتر در ارتفاعات پایین واقع شده‌اند. زمین‌های بایر نیز حدود ۶/۷۰٪ از محدوده را تشکیل می‌دهند که بیشتر در ارتفاعات بالاتر از ۲۸۰۰ متر و فراتر از حد رویش گیاهی واقع شده‌اند. به لحاظ اقتصادی اجتماعی، دو شهر مهم رامسر و چابکسر با جمعیت معادل ۱۰۲۴۸۱ و ۲۵۳۰۱ نفر در حاشیه این محدوده مطالعاتی قرار دارند. هم‌چنین، ۱۸۰ نقطه روستایی با جمعیت‌هایی در بازه صفر تا ۲۰۰۰ نفر در داخل محدوده وجود دارند. بیشتر مردم ساکن در محدوده کشاورز بوده و به‌صورت فصلی در ارایه خدمات گردشگری و مسافرتی اشتغال دارند.

روش کار

در این تحقیق، دو مدل مختلف از مجموعه مدل‌های InVEST، با عناوین مدل سناریو ساز و مدل تنوع‌زیستی با هدف ترسیم آینده محتمل از سرزمین مورد مطالعه و نمایش آثار تغییر در پوشش/کاربری بر کیفیت زیستگاه به‌عنوان شاخص تنوع‌زیستی، مورداستفاده قرار گرفت.

روش سناریوسازی

سناریوها شرحی از آینده محتمل، بازتاب‌دهنده توسعه‌ها یا گزینه‌های مهم و عدم قطعی در آینده هستند و باید وقوع آن‌ها ازنظر ذی‌نفعان، قابل قبول و دارای سازگاری و روایی لازم با پرسش‌های مطرح شده درباره آینده یک محل مشخص باشند (Swetnam et al., 2011).

ابتدا نقشه پوشش/کاربری زمین در شرایط پایه (۲۰۰۳) و موجود (۲۰۱۳)، با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای لندست تی ام با قدرت تفکیک ۳۰ متر، مورد تهیه و از طریق مشاهده میدانی مورد تصحیح و تدقیق قرار گرفت. سپس، برای مدل‌سازی و ترسیم نقشه پیش‌بینی پوشش/کاربری زمین طی ۱۵ سال آتی (۲۰۳۰) با استفاده از مدل سناریو ساز، اقدام‌های زیر انجام شد:

الف. کمیت‌های تغییر در هر یک از طبقات مختلف پوشش/کاربری که بستگی به تقاضای زمین از سوی ذی‌نفعان محلی دارد، تعیین شد. بدین‌منظور، یک ارزیابی توصیفی سریع[۱۲] از طریق مصاحبه میدانی با ساکنان محلی در سطح ۱۶ روستای منتخب از سرزمین مورد مطالعه انجام شد. در این راستا، از هر روستای منتخب ۵ خانوار و درمجموع ۸۰ پرسشنامه نظرسنجی از ذی‌نفعان محلی مورد تکمیل قرار گرفت و با در نظر گرفتن کمیت‌های موجود انواع کاربری‌ها در نقشه جاری پوشش/کاربری و لحاظ روند تغییرات طی ده سال گذشته و شرایط حاکم، با توجه به شتاب گرفتن توسعه اراضی باغی و زراعی و ویلاسازی‌ها، در مجموع برای چهار طبقه کاربری زراعی، باغی، سکونتگاهی و جاده‌ای، مقادیر افزایشی به میزان به ترتیب ۶۰، ۷۰، ۹۰ و ۵ درصدی از سطح سرزمین مورد مطالعه ، مورد پیش‌بینی قرار گرفت.

ب. احتمالات تغییر انواع طبقات معین از پوشش/کاربری‌های موجود به همدیگر، با نظرسنجی از ساکنین محلی و در نظر گرفتن روندهای اخیر تغییر، در یک مقیاس عددی صفر تا ده (صفر به معنی عدم احتمال و ۱۰ بالاترین احتمال) مورد امتیازبندی قرار گرفت. امتیازها به شرح زیر بود:

- احتمالات رشد پوشش جنگلی کم‌تراکم به‌واسطه تغییر کاهشی در پوشش جنگلی نیمه‌متراکم و متراکم: به ترتیب ۱۰ و ۹
- احتمال رشد پوشش جنگلی نیمه‌متراکم به‌واسطه تغییر کاهشی در پوشش جنگلی متراکم: ۱۰
- احتمالات رشد کاربری زراعی به‌واسطه تغییرات کاهشی در پوشش‌های جنگلی کم‌تراکم، نیمه‌متراکم و متراکم و باغ، به ترتیب: ۹، ۸، ۷ و ۲
- احتمالات رشد کاربری باغی به‌واسطه تغییرات کاهشی در پوشش‌های جنگلی کم‌تراکم، نیمه‌متراکم و متراکم و زراعی، به ترتیب: ۱۰، ۷، ۵ و ۱
- احتمالات رشد کاربری سکونتگاهی به‌واسطه تغییرات کاهشی در پوشش‌های جنگلی کم‌تراکم، نیمه‌متراکم و متراکم و زراعی و باغ، به ترتیب: ۹، ۸، ۶، ۱۰ و ۹
- احتمال توسعه کاربری جاده‌ای به‌واسطه تغییرات کاهشی در پوشش‌های جنگلی کم‌تراکم، نیمه‌متراکم و متراکم و زراعی و باغ، به ترتیب: ۵، ۳، ۲، ۴ و ۴
- احتمال رشد زمین‌های بایر به‌واسطه تغییرات کاهشی در پوشش‌های جنگلی کم‌تراکم، نیمه‌متراکم و متراکم و زراعی و باغ، به ترتیب: ۲، ۲، ۱، ۱ و ۱
- احتمال تبدیل سایر کاربری‌ها به همدیگر: صفر

ج. چون در بعضی از موارد، کاربری‌های چندگانه (زراعی، مسکونی و...) برای یک قطعه واحد از سرزمین (پیکسل‌های موجود در نقشه‌های رستری) رقابت می‌نمایند، انواع طبقات پوشش/کاربری مورد رتبه‌بندی قرار گرفتند. بدین‌منظور، از یک ماتریس مقایسه‌ای دودویی با امتیازبندی ۹ عددی (Saaty, 1977)، استفاده شد که امکان مقایسه جفت‌جفت انواع کاربری‌ها را با همدیگر به لحاظ اولویت آن‌ها فراهم می‌نماید. ضمن آن که نرم‌افزار به‌کار برده شده، می‌تواند یک فرایند تحلیل سلسله مراتبی را با استفاده از ماتریس مذکور به انجام برساند. بر اساس این ماتریس برای مثال:

- جنگل متراکم دارای اهمیت شدید در مقایسه با جنگل کم‌تراکم (دارای اهمیت خیلی قوی) است.
- سکونتگاه دارای اهمیت خیلی قوی در مقایسه با باغ (دارای اهمیت بیشتر از متوسط) است.
- بایر دارای اهمیت ضعیف در مقایسه با بدنه آبی (اهمیت خیلی خیلی قوی) است.

د. به غیر از متغیرهای بالا که بر اساس نظر ذی‌نفعان و از طریق ارزیابی توصیفی تعیین شدند، یکسری عوامل فیزیکی و محیطی نیز که در تعیین استعداد سرزمین برای تبدیل به اهداف موردنظر نقش دارند، موردتوجه قرار گرفتند. این عوامل نیز در یک مقیاس عددی صفر تا یک (صفر به مفهوم نامساعد و یک بالاترین استعداد)، مورد امتیازبندی قرار گرفتند. عوامل محیطی در نظر گرفته‌شده در این تحقیق عبارت‌اند از:

- ارتفاع به‌عنوان عامل تعیین‌کننده در توسعه سکونتگاه‌های انسانی با وزن ۰/۸
- ارتفاع و فاصله تا جاده به‌عنوان عوامل مؤثر در شکل‌گیری مزارع، به ترتیب با وزن‌های ۰/۹ و ۰/۲
- فاصله تا جاده در ارتباط با توسعه باغی با وزن ۰/۷

هـ. به‌منظور لحاظ اثر عامل هم‌جواری[۱۳] در تبدیل زمین، حداکثر فاصله هم‌جواری مؤثر برای کاربری‌های جنگلی، زراعی و باغی، سکونت‌گاهی و جاده‌ای به ترتیب معادل ۱۰۰۰۰، ۳۰۰۰ و ۵۰۰ متر در نظر گرفته شد. در نظر گرفتن این عامل بر این فرض منطقی استوار است که پیکسل‌های نزدیک به یک نوع مشخص از پوشش/کاربری با احتمال بیشتری به همان نوع پوشش/کاربری تبدیل خواهند شد.

و. با توجه به قرار گرفتن منطقه حفاظت شده سرولات و جواهردشت در درون مرز محدوده موردنظر، این منطقه به‌عنوان مانعی برای تبدیل پوشش/ کاربری در درون مرز تحت حفاظت در نظر گرفته شد.

سپس، بر اساس ملاحظات بالا، کلیه ورودی‌های (داده‌های) لازم برای اجرای مدل سناریو ساز InVEST، برای محدوده مورد مطالعه این تحقیق تدارک و مدل موردنظر اجرا شد.

روش مدل‌سازی تنوع‌زیستی: تعیین کیفیت زیستگاه

مدل تنوع‌زیستی InVEST، یک مدل زیستگاه محور است و داده‌های پوشش/کاربری زمین را با اطلاعات مربوط به انواع تهدیدات تنوع‌زیستی ترکیب می‌نماید تا نقشه کیفیت زیستگاه را تولید کند. چنان چه تغییرات زیستگاه به‌عنوان یک شاخص برای تغییرات در سطوح ژن، گونه‌ها و اکوسیستم‌ها تلقی شود، بنابراین کاربر می‌تواند فرض نماید که یک ناحیه با کیفیت بالای زیستگاه، پشتیبانی بهتری را از همه سطوح تنوع‌زیستی به عمل می‌آورد و نواحی که در آن جا زمینه زیستگاهی در حال اتلاف در طول زمان است، به لحاظ تاب‌آوری[۱۴]، دوام تنوع‌زیستی و زمینه و عمق آن نقصان می‌یابد. مهم‌ترین قابلیت این مدل آن است که حساسیت انواع زیستگاه را نسبت به تهدیدات مختلف مورد شناسایی قرار می‌دهد. کاربر می‌تواند اثر نسبی یک تهدید معین را در میان سایر تهدیدات برآورد نماید. بنابراین، تهدیدات با آثار بیشتر بر تنوع‌زیستی، می‌توانند مورد معرفی قرار گیرند. نحوه و فرایند علمی کار اجرای مدل برای محدوده مورد مطالعه به شرح زیر بوده است:

الف. با استفاده از یک روش ساده تقسیم‌بندی دوتایی، نقش انواع طبقات پوشش/کاربری در تدارک زیستگاه برای گونه‌های گیاهی و جانوری تعیین شد. همه انواع پوشش طبیعی شامل جنگل‌ها، رودخانه‌ها و زمین‌های بایر به‌عنوان زیستگاه در نظر گرفته شده و ارزش عددی ۱ برای آن‌ها در پیکسل‌های موردنظر در داده رستری تعیین شد. برعکس، برای همه انواع کاربری‌های انسان‌ساخت شامل: مزارع، سکونتگاه‌ها، جاده‌ها، باغ‌های مرکبات ارزش عددی صفر به‌عنوان غیرزیستگاه اختصاص داده شد. اساس این روش، متعلق به یک مدل جزیره- اقیانوس است که فرض می‌نماید یک ماتریس مدیریت شده در سرزمین، لکه‌های طبیعی و غیر مدیریت شده اطراف را از منظر گونه‌ها به‌عنوان زیستگاه، غیرقابل استفاده می‌نماید (MacArthur, 1967).

ب. مدل هم‌چنین نیازمند داده‌های مربوط به تهدیدات زیستگاه، شدت و آثار آن‌ها بر کیفیت زیستگاه است. از آن جایی‌که انواع طبقات کاربری انسان‌ساخت منجر به قطعه‌قطعه شدن و شکل‌گیری آثار حاشیه‌ای بر پارسل‌های زیستگاهی از طریق تسهیل در ورود آلاینده‌ها، گونه‌های مهاجم و مانند آن می‌شوند، همه کاربری‌های انسانی در محدوده مورد مطالعه با اختصاص یک ارزش عددی ۱ به‌عنوان منبع حاوی تهدید در نظر گرفته شدند و برای سایر پوشش‌های طبیعی ارزش صفر منظور شد که به مفهوم فقدان تهدید است.

ج. سپس چهار عامل مهم که اثر تهدیدات در یک شبکه رستری می‌توانند به‌واسطه آن‌ها تعیین شود، در نظر گرفته شدند:

- اثر نسبی هر تهدید که معرف شدت هر تهدید است. بعضی از تهدیدات می‌توانند آثار مخرب‌تری بر زیستگاه داشته باشند. در این تحقیق، یک ارزش طیفی بین صفر تا یک در نظر گرفته شد که یک به مفهوم شدیدترین تهدید است. بر این اساس ارزش عددی شدت تهدید برای کاربری‌های

باغی، زراعی، سکونتگاه و جاده‌ای بر زیستگاه‌های طبیعی مجاور، به ترتیب ۰/۶، ۰/۷، ۱ و ۱ تعیین شد.

- فاصله بین زیستگاه و منبع تهدید یک عامل تخفیف دهنده محسوب می‌شود، زیرا، آثار یک تهدید بر زیستگاه‌های مجاور در طول فضا و بر اساس افزایش فاصله از منبع تخریب، کاهش می‌یابد. بر این اساس، انتظار می‌رود در یک نقشه رستری، پیکسل‌های نزدیک‌تر به منابع تهدید به‌واسطه شدت بیشتر آثار مربوطه، بیشتر مورد تخریب قرار گیرند. مدل بر اساس معادله (۱) محاسبه می‌نماید که اثر تهدید در طول فضا با چه سرعتی کاهش یا تنزل می‌یابد. اثر تهدید r که از سلول شبکه‌ای y ریشه می‌گیرد و به‌عنوان r_y تعیین شده است، بر زیستگاه در سلول شبکه‌ای x، به‌صورت i_{rxy} نشان داده می‌شود که در آن d_{xy} عبارت است از فاصله خطی بین شبکه سلولی x و y و $d_{r\ max}$ عبارت است از حداکثر فاصله مؤثر از تهدید r که در طول فضا منتشر می‌شود.

$$\boldsymbol{i}_{\mathbf{rxy=1-\left(\frac{d_{xy}}{d_{r\ max}}\right)}} \qquad (۱)$$

ضمناً حداکثر فاصله مؤثر انتشار تهدیدات برای کاربری‌های باغی و زراعی به ترتیب ۸ و ۱۲ کیلومتر و کاربری‌های سکونتگاهی و جاده‌ای ۲۰ کیلومتر بر مبنای ادبیات موجود در نظر گرفته شد.

- سطح حفاظت قانونی در مقابل بروز آشفتگی در هر پیکسل نیز یک عامل تخفیف دهنده است که در مدل با اختصاص یک ارزش طیفی بین صفر و یک تعیین می‌شود. ارزش یک، معرف دسترسی کامل تهدیدات به داخل منطقه حفاظت‌شده و صفر به مفهوم عدم دسترسی است. چون اقدام‌های مخرب در زیستگاه ازجمله قطعه‌قطعه‌سازی و آثار حاشیه‌ای و پیامدهای آن‌ها ازجمله انتشار آلاینده‌ها، نمی‌توانند به‌طور کامل از طریق حفاظت‌های نهادی و قانونی محدود شوند، ارزش عددی ۰/۵ برای این عامل در نظر گرفته شد که به مفهوم کارایی ۵۰ درصدی منطقه حفاظت‌شده در تخفیف تهدیدات تبدیل زمین بر اساس سناریوی تعریف شده است.
- حساسیت هر یک از انواع زیستگاه‌ها نسبت به هر یک از عوامل تهدید، عامل نهایی برای محاسبه کل تخریب در هر پیکسل است. این عامل نیز با اختصاص ارزش طیفی بین صفر و یک تعیین می‌شود که ارزش‌های نزدیک‌تر به ۱ معرف حساسیت بیشتر است. در محدوده مورد مطالعه، بر اساس روند اخیر، تهدید جنگل‌های کم و نیمه‌متراکم بیشتر از جنگل‌متراکم است که به‌طورمعمول از طریق تبدیل این پوشش‌ها به مزرعه و سکونتگاه صورت می‌پذیرد. هم‌چنین، رودخانه‌ها و بدنه‌های آبی به‌شدت نسبت به منابع غیر نقطه‌ای آلاینده که از هرز آب‌های کشاورزی ناشی می‌شوند، حساس هستند. بنابراین، این پوشش‌ها به‌عنوان پوشش‌های با حساسیت بالاتر و با وزن بیشتر در ارتباط با تهدیدات مربوطه تعیین شدند. مدل با محاسبه ۴ عامل بالا، کل تخریب در هر سلول را با استفاده از معادله (۲) محاسبه می‌نماید که در آن، y معرف همه سلول‌های شبکه‌ای در نقشه رستری r و Y_r نشان‌دهنده یک ست (مجموعه‌ای) از سلول‌های شبکه‌ای در نقشه موردنظر است.

$$\boldsymbol{D}_{\mathbf{xj=\sum_{r=1}^{R}\sum_{y=1}^{Y_r}\left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^{R} w_r}\right) r_y i_{rxy} ß_x s_{jr}}} \qquad (۲)$$

سپس، حین اجرای مدل، امتیاز تخریب یک سلول با استفاده از یک تابع نیمه اشباع (معادله ۳)، به ارزش کیفیت زیستگاه ترجمه می‌شود که در آن کاربر باید ارزش نیمه–اشباع را تعیین نماید. همان‌طور که امتیاز تخریب سلول افزایش می‌یابد، کیفیت زیستگاهی کاهش می‌یابد. کیفیت زیستگاه در پارسل x که در کاربری/پوشش j قرار دارد با Q_{xj} نشان داده می‌شود:

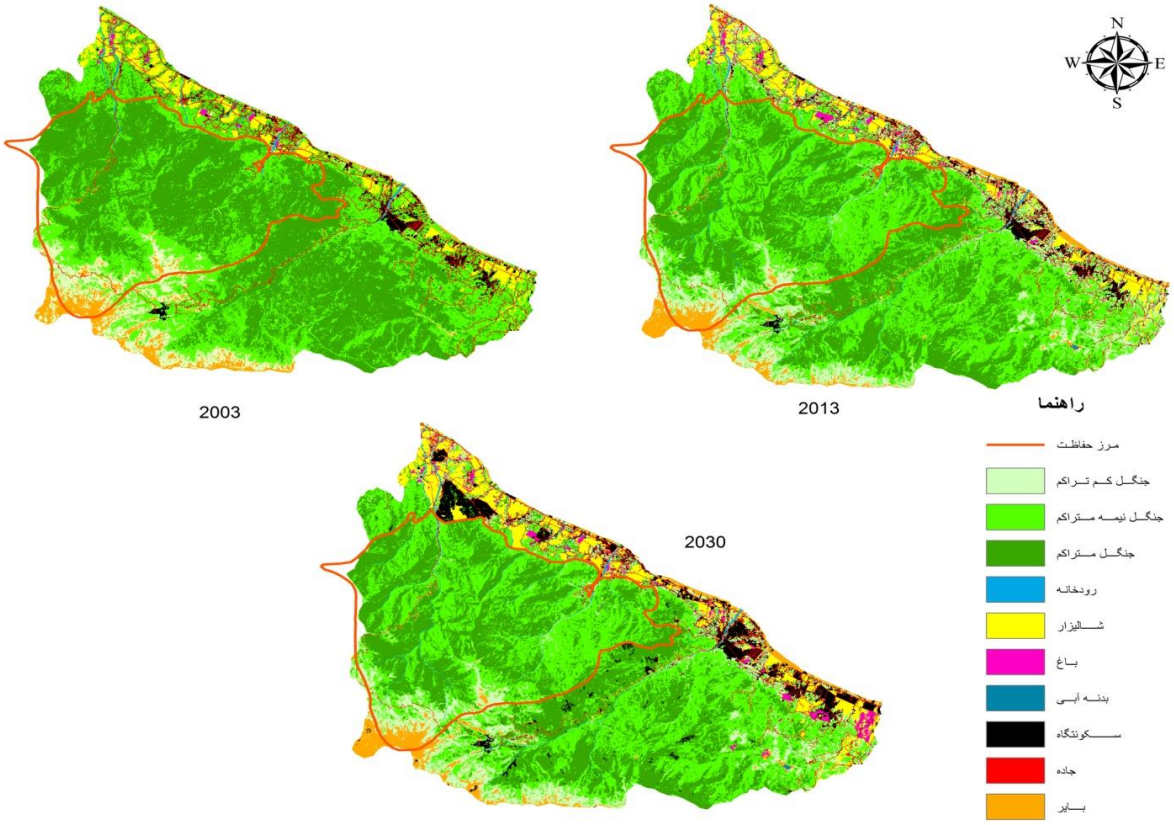
$$Q_{\mathbf{xj=H_j\left(1-\left(\frac{D_{xj}^{z}}{D_{xj}^{z}+K^{z}}\right)\right)}} \qquad (۳)$$

z برابر ۲/۵ و k پارامترهای مقیاسی هستند (ثابت‌ها). Q_{xj} معادل صفراست اگر $H_j=0$ باشد. Q_{xj} با H_j افزایش و با D_{xj} کاهش می‌یابد. Q_{xj} هرگز نمی‌تواند بزرگ‌تر از ۱ باشد. ثابت k، ثابت نیمه اشباع است و توسط کاربر تنظیم می‌شود. به‌طورکلی، این عدد باید به‌اندازه نصف بالاترین ارزش مربوط به تخریب در سرزمین تنظیم شود. برای کالیبره کردن، باید یک‌بار مدل اجرا شود تا بالاترین ارزش تخریب در سطح سرزمین به‌دست آید و از روی آن این مقدار را پیدا کنیم. برای مثال، اگر اجرای اولیه مدل، نقشه تخریبی را به میزان بالاترین ارزش سلولی ۱ تولید کند. آن گاه مقدار k باید روی ۰/۵ تنظیم شود. پس‌ازآن نقشه کیفیت زیستگاه با بزرگ‌ترین میزان تغییرپذیری در مقیاس بین ۰ تا ۱ تولید می‌شود. این ضریب کمک می‌کند که عدم تجانس بصری در کیفیت، در سراسر سرزمین بارز شود.

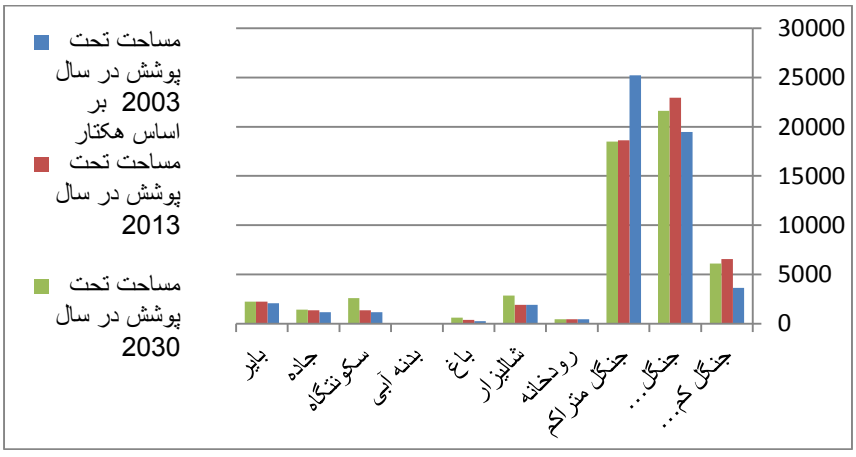
یافته‌ها

پیش‌بینی کمیت تغییرات و توزیع فضایی طبقات پوشش/ کاربری طی دوره زمانی ۲۰۳۰-۲۰۱۳

شکل (۲)، نقشه‌های پوشش/ کاربری زمین در محدوده مورد مطالعه در وضعیت‌های پایه (۲۰۰۳) و جاری (۲۰۱۳) با نقشه مدل‌سازی شده توسط ابزار سناریوساز InVEST را که تحت سناریوی محتمل آتی (۲۰۳۰) تولید شده است، مورد مقایسه قرار می‌دهد.



شکل (۲): پوشش/کاربری زمین در وضعیت سناریو و مقایسه آن با شرایط پایه و جاری (پیش‌بینی وضعیت محتمل آتی بر اساس مدل‌سازی و کاربست ابزار سناریو ساز InVEST جهت تسهیل پیچیدگی و کاهش عدم‌قطعیت‌های مربوط به زمان آینده)



شکل (۳): کمیت‌های تغییریافته پوشش/کاربری زمین در وضعیت سناریو و مقایسه آن با شرایط پایه و جاری

همان‌طور که در شکل (۳) مشاهده می‌شود، در صورت اجرای اهداف توسعه‌ای تعیین شده در سناریو، شاهد یک کاهش کلی در نواحی تحت پوشش همه انواع جنگل‌های طبیعی کم، نیمه‌متراکم و متراکم خواهیم بود؛ اگرچه پوشش نیمه‌متراکم بیشترین مقدار کاهش را به میزان ۱۳۳۴ هکتار تجربه خواهد نمود. در مقابل کاربری‌های انسانی شامل: مزارع، باغ مرکبات، سکونتگاه و جاده به ترتیب به میزان ۹۷۶، ۲۲۵، ۱۲۲۵ و ۶۹ هکتار افزایش سطح خواهند داشت. بر اساس این تغییرات، حدود ۴/۵٪ از سطح سرزمین (معادل ۲۵۰۰ هکتار) که هم‌اکنون با جنگل طبیعی پوشیده شده است، توسط کاربری‌های انسان‌ساخت جایگزین خواهد شد. اگرچه همه این تغییرات در خارج از منطقه حفاظت‌شده اتفاق می‌افتد، اما منابع جدید تهدیدات به‌عنوان محرکه بیرونی تغییر، بر کیفیت زیستگاه در درون منطقه اثر سوء خواهد داشت.

برآورد درجه تخریب زمین و کیفیت زیستگاه در پهنه سرزمین

شکل (۴)، هر دو درجه تخریب و کیفیت برآورد شده توسط مدل را در دو وضعیت جاری و سناریو مورد مقایسه قرار می‌دهد. امتیاز تخریب بر اساس آثار تجمعی تهدیدات تحت نفوذ چهار عامل ذکرشده قبلی محاسبه شده است. در شرایط جاری کمینه تخریب معادل صفر است، درحالی‌که بیشینه و میانگین آن به ترتیب معادل ۰/۰۱۰۷۱۰۹ و ۰/۰۰۲۶۳۱۷۴ در مقیاس صفر تا یک، محاسبه شده است. در مجموع، این عدد تخریب به دلیل آن که هنوز حدود ۹۰٪ سطح سرزمین با پوشش طبیعی اشغال شده است، عدد تخریب بزرگی نیست؛ اما به یقین بر کیفیت زیستگاهی اثرگذار است که در تصویر مشهود است. در صورت تحقق سناریوی تغییر، امتیاز بیشینه و میانگین تخریب پیش‌بینی‌شده توسط مدل به‌صورت افزایشی، به ترتیب معادل ۰/۰۱۴۳۲۷۷ و ۰/۰۰۳۴۶۹۰۸ برآورد شده است. این مقدار افزایش در امتیاز تخریب، می‌تواند کیفیت زیستگاه و به‌تبع آن تنوع‌زیستی را در محدوده مورد مطالعه به‌صورت چشمگیری کاهش دهد.

شکل (۴) هم‌چنین نشان‌دهنده کیفیت زیستگاه بر مبنای درجه تخریب سرزمین است. در حالی‌که، میانگین کیفیت زیستگاه در شرایط جاری در مقیاس صفر تا یک، ۰/۲۶۷۸۵۷ برآورد شده است. این درجه کیفیت در نقشه سناریو به ۰/۱۸۱۹۹۹۲ کاهش می‌یابد. بر این اساس، بالاترین درجات کیفیت زیستگاه در ارتفاعات بالاتر و جنوبی محدوده مورد مطالعه است که شدت تهدیدات تحت تأثیر مسافت بیشتر کاهش می‌یابد. شایان ذکر است که لکه‌های سفید در نقشه‌ها نشان‌دهنده منابع تهدیدات (کاربری‌های انسان‌ساخت) هستند.

طبقه‌بندی کیفیت زیستگاه

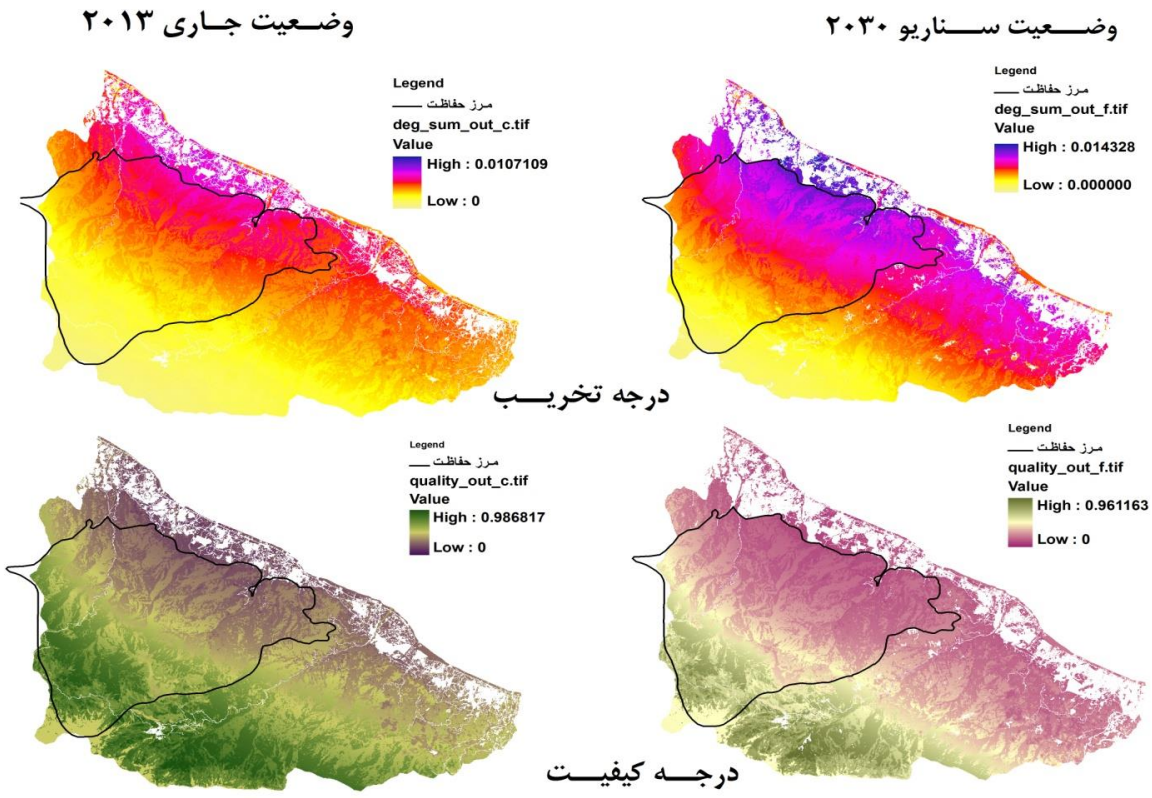
خروجی مدل کیفیت زیستگاه، در نرم‌افزار Arc GIS، باهدف تعیین طبقات و کمیت اراضی تحت پوشش درجات مختلف خدمت اکوسیستمی تنوع‌زیستی مورد طبقه‌بندی قرار گرفت (شکل ۵). برآوردهای مربوطه در جدول (۱)، ارایه شده است که بر این اساس قطعات سرزمینی که باید در برنامه‌ریزی حفاظت و مدیریت سرزمین برای تنوع‌زیستی مدنظر قرار گیرند، هم به لحاظ کمی و هم از نظر توزیع فضایی قابل استنتاج می‌باشند.

جدول (۱): کمیت‌های برآورد شده برای هر یک از طبقات کیفیت زیستگاه در شرایط جاری سرزمین مورد مطالعه

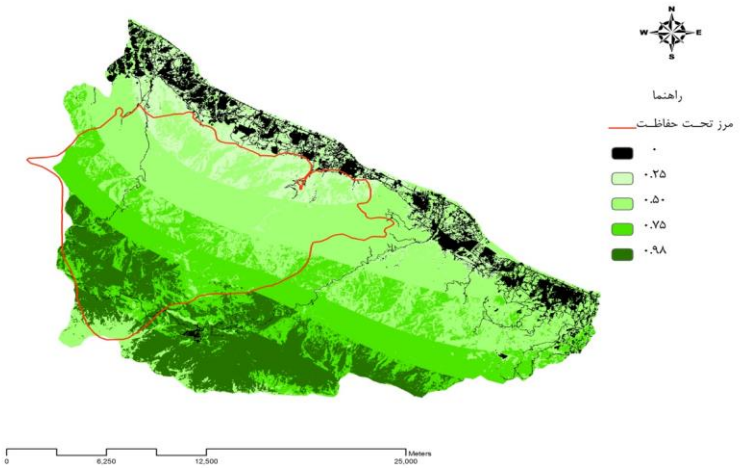
طبقات کیفیت زیستگاه	مساحت سرزمین تحت پوشش (هکتار)
فاقد کیفیت	۵۰۳۷/۶۶
کیفیت ضعیف	۵۵۹۵/۰۳
کیفیت متوسط	۲۱۳۱۴/۸۸
کیفیت خوب	۱۴۳۵۴/۰۱
کیفیت عالی	۹۵۲۷/۵۸

بحث و نتیجه‌گیری

این مطالعه، ثابت می‌نماید که داده‌های فضایی موجود در پیوند با ابزارهای مدل‌سازی می‌تواند بر ارزیابی کیفیت زیستگاه و تنوع‌زیستی در پهنه سرزمین مورد استفاده و سپس برای برنامه‌ریزی حفاظت و توسعه مفید واقع شود. در حالی که، برخی از روش‌های موجود تعیین کیفیت زیستگاه از جمله روش بیومتری (Gibbons et al., 2005) و نقشه‌سازی شرایط زیستی (Parkes et al., 2003) بیشتر بر شرایط پوشش گیاهی تمرکز می‌نمایند و نگاه محدودی نسبت به تهدیدات موجود در محیط اطراف دارند. کاربست روش مدل‌سازی تنوع‌زیستی با استفاده از نرم‌افزار موردنظر در این تحقیق، این محدودیت را برطرف نموده و با تلفیق داده‌های فضایی مربوط به تهدیدات با شـرایط پوشش



شکل (۴): نقشه‌های برآورد و توزیع فضایی تخریب و کیفیت زیستگاه که توسط مدل تنوع‌زیستی InVEST تولید شده‌اند.



شکل (۵): نقشه طبقه‌بندی کیفیت زیستگاه در سرزمین سرولات و جواهردشت در وضعیت موجود، دارای کاربرد در تهیه خط‌مشی‌های حفاظتی و مدیریتی: درجات کیفیت شامل: فاقد کیفیت (۰)، کیفیت ضعیف (۰/۲۵)، کیفیت متوسط (۰/۵)، کیفیت خوب (۰/۷۵) و کیفیت عالی (۰/۹۸) می‌باشند.

گیاهی، نتایج بهتری را در قالب نقشه‌های تولیدشده در اختیار کاربر می‌گذارد. این بدان دلیل است که الگوهای تنوع‌زیستی و کیفیت زیستگاه، به‌طور ذاتی فضایی هستند و باید در پیوند با تهدیدات اطراف (Paukert et al., 2011)، اثر نسبی آن‌ها، حساسیت زیستگاه نسبت به هر تهدید و فاصله بین زیستگاه و منابع تهدید (Pertet al., 2012; Tallis et al., 2013) مورد تجزیه‌وتحلیل قرار گیرند. در این تحقیق، هم‌چنین چگونگی تلفیق نظرات و دانش جامعه محلی باهدف افزایش مشارکت آنان در فرایند برنامه‌ریزی سرزمین و در تلفیق با داده‌های فضایی مکان‌دار و از آن جمله نقشه پوشش/ کاربری زمین، مانند آنچه بورکهارد و دیگران در سال ۲۰۱۲ انجام دادند(Burkhard et al., 2012)، به نمایش گذاشته شد. در مقایسه با کار آنان که تلفیق داده‌های محلی با داده‌های فضایی از طریق تحلیل در سامانه اطلاعات جغرافیایی بوده است، این تحقیق با یک گام فراتر، به تلفیق داده‌های محلی در فرایند مدل‌سازی خدمات اکوسیستمی پرداخته و سپس نتایج مدل‌ها با یقین بیشتری مورد تجزیه‌وتحلیل قرار گرفته‌اند.

از منظر رابطه پوشش/ کاربری زمین با تنوع‌زیستی، نتایج این مدلسازی نشان داد که یک رابطه مثبت بین ساختارهای سالم پوشش گیاهی طبیعی و کیفیت زیستگاه وجود دارد که با یافته‌های بسیاری از مطالعات قبلی انطباق دارد (Baral et al., 2014; Fischer & Lindenmayer, 2007; Nagendra et al., 2013; Newell et al., 2006). در این مطالعه به‌طور خاص نشان داده شد که در جاهایی که پوشش گیاهی قطعه‌قطعه شده و محیط اطراف آن با منابع تهدید انسانی اشغال شده است، میزان افت کیفیت زیستگاه حتی در درون مرز حفاظت‌شده به‌مراتب شدیدتر است.

از نقطه نظر کارایی حفاظت، نقشه‌های حاصل از کار مدل‌سازی نشان داد: با وجودی که هنوز بیش از ۹۰٪ سطح سرزمین مورد مطالعه برخوردار از پوشش‌های طبیعی است، اما به دلیل هم‌جواری تهدیدات انسانی و عدم رعایت فاصله مؤثر در هم‌جواری با منطقه حفاظت شده، کیفیت زیستگاهی آن در حال کاهش است که این مورد بر ضرورت دقت هر چه بیشتر در برنامه‌ریزی و اجرای طرح‌های توسعه کاربری‌های انسانی در زمان حاضر و آتی دارد. نقشه طبقه‌بندی کیفیت زیستگاه (شکل ۵)، می‌تواند به‌عنوان یک راهنمای شاخص برای مدیران توسعه‌ای و محیط‌زیستی در فرایند چنین برنامه‌ریزی مورد استفاده قرار گیرد تا بدانند که قسمت‌های تخریب شده، در معرض خطر، نیازمند احیا دارای کیفیت بالا در کجاها واقع شده است. هم‌چنین، با توجه به این که بخش عمده‌ای از محل‌های زیستگاهی واجد کیفیت بالا در خارج از منطقه حفاظت شده واقع شده است، این نقشه می‌تواند محملی را برای بازنگری و اصلاح مرز حفاظت فراهم نماید. بازنگری در مرز حفاظت به‌صورت توأمان با تعدیل اهداف موردنظر ذی‌نفعان در توسعه کاربری‌های زراعی و سکونتگاهی می‌تواند علاوه بر تقویت فرصت‌های حفاظت محیط‌زیست، زمینه فضایی لازم را برای پاسخ منطقی و البته در حد ظرفیت تحمل محیط، از طریق جانمایی بهتر کاربری‌های جدید انسانی ایجاد نماید.

ارتباط بین تنوع‌زیستی به‌عنوان خدمت پشتیبان اکوسیستمی با سایر انواع خدمات تنظیمی و تولیدی یک موضوع با پشتوانه قوی علمی است (Hector & Bagchi, 2007; Kandziora et al., 2013; Kareiva et al., 2011; Leadley, 2010)؛ بنابراین، در محدوده مورد مطالعه نیز در صورت افزایش تهدیدات تنوع‌زیستی سایر خدمات ازجمله تنظیم تعادل آبی، ترسیب کربن، تنظیم فرسایش خاک و تولید کالاهای اکوسیستمی مختلف می‌تواند تحت تأثیر منفی قرار گیرد. نتایج این مدل‌سازی نشان می‌دهد که مدیریت زمین دارای یک اثر عمده بر تنوع‌زیستی و درنتیجه تدارک سایر خدمات اکوسیستمی است.

با این حال، استفاده از روش‌های زمین- فضایی و سنجش از دوری و از جمله مدل‌های InVEST برای ارزیابی‌های تنوع‌زیستی دارای محدودیت‌هایی نیز است که از آن جمله فقدان ارزیابی با ویژگی‌های خرد- مقیاس[۱۵] و توام با جزییات دقیق مربوط به انواع گونه‌های گیاهی و جانوری است (Spanhove et al., 2012). به‌علاوه، ارزش یک لکه از زیستگاه برای یک گونه بستگی به سایز، کیفیت، شرایط کارکردی، کاربری‌های اطراف و استعداد آن برای گونه‌های در معرض خطر و تهدید دارد. در حالی‌که مدل تنوع‌زیستی InVEST محیط اطراف و منابع تهدید را در نظر می‌گیرد، اما ارزش زیستگاهی یک لکه را بیشتر، به اندازه آن محدود نموده است. البته در کاربست این مدل امکان تعریف زیستگاه در طیف بین صفر تا یک (و نه به‌صورت صفر و یک یا زیستگاه- غیرزیستگاه) نیز وجود دارد که برای مثال می‌توان لکه‌های خاص به‌عنوان زیستگاه گونه‌های خاص را در آن تعیین نمود؛ اما در این تحقیق همان‌گونه که قبلاً ذکر شد از

روش زیستگاه- غیرزیستگاه استفاده کردیم که دلیل آن فقدان داده‌های لازم در ارتباط با نقشه پراکنش گونه‌های جانوری در محدوده مورد مطالعه بود.

با توجه به این که برای بسیاری از مناطق طبیعی کشور، کم و بیش اطلاعات و داده‌های مربوط به پراکنش جغرافیایی گونه‌های گیاهی و جانوری در دسترس است، استفاده از این روش در ترکیب با داده‌های توأم با جزییات بیشتر می‌تواند امکان ارزیابی و پیش‌بینی فضایی- زمانی تنوع‌زیستی در ارتباط با تهدیدات انسانی را در هر دو شرایط جاری و آتی سرزمین با کاهش قابل‌توجه عدم قطعیت، به دلیل بهره‌گیری از سناریوهای محتمل و منطقی فراهم نماید؛ بنابراین، کاربست این مدل در ارزیابی‌های محیط‌زیستی، با توجه به تجارب مثبت کاربرد آن در سایر نقاط دنیا، مورد پیشنهاد است.

تشکر و قدردانی

در پایان، از زحمات آقایان مهندس ابراهیم شکوری و علیرضا دانشی که در فرایند این تحقیق همکاری داشته‌اند، تقدیر و تشکر می‌نماییم.

یادداشت‌ها

1. Ecosystem Services
2. Land Suitability
3. Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade offs
4. Natural Capital Project
5. The Scenario Generator Model
6. Ecological Integrity
7. Regulating Services
8. Provisioning services
9. Ecosystem Goods
10. ES Quantification
11. The Biodiversity: Habitat Quality Model
12. Rapid Qualitative assessment
13. Proximity
14. Resilience
15. Fine Scale

فهرست منابع

Baral, H.; Keenan, R.J.; Sharma, S.K.; Stork, N.E. & Kasel, S. 2014. Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central victoria, australia. Ecological Indicators, 36, 552-562 .

Bennett, E. 2005. Drivers of change in ecosystem condition and services. Current state & Trends assessment. Capt, 7 .

Burkhard, B.; Kroll, F.; Nedkov, S. & Müller, F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets .Ecological Indicators, 21, 17-29 .

Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. Global Ecology and Biogeography, 16(3), 265-280 .

Gibbons, P.; Ayers, D.; Seddon, J.; Doyle, S. & Briggs, S. 2005 . A terrestrial biodiversity assessment tool for the nsw property vegetation plan developer: Operation manual .

Hector, A. & Bagchi, R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. Nature, 448(7150), 188-190 .

Kandziora, M.; Burkhard, B. & Müller, F. 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—a theoretical matrix exercise. Ecological Indicators, 28, 54-78 .

Kareiva, P.; Tallis, H.; Ricketts, T.H.; Daily, G.C. & Polasky, S. 2011. Natural capital: Theory and practice of mapping ecosystem services: Oxford University Press.

Leadley, P. 2010. Biodiversity scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity, and associated ecosystem services: A technical report for the global biodiversity outlook 3: UNEP/Earthprint.

MacArthur, R.H. 1967. The theory of island biogeography (Vol. 1): Princeton University Press.

Malczewski, J. 2004. Gis-based land-use suitability analysis: A critical overview. Progress in planning, 62(1), 3-65 .

Martínez-Harms, M.J. & Balvanera, P. 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: A review. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 8(1-2), 17-25 .

Mulligan, M.; Saenz-Cruz, L.; van Soesbergen, A.; Smith ,V. & Zurita, L. 2009. Global dams database and geowiki. Version 1.

Nagendra, H.; Lucas, R.; Honrado, J.P.; Jongman, R.H.; Tarantino, C.; Adamo, M. & Mairota, P. 2013. Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. Ecological Indicators, 33, 45-59 .

Newell, G.R.; White, M.D.; Griffioen, P. & Conroy, M. 2006. Vegetation condition mapping at a landscape-scale across victoria. Ecological Management & Restoration, 7(s1), S65-S68 .

Parkes, D.; Newell, G. & Cheal, D. 2003. Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. Ecological Management & Restoration, 4(s1), S29-S38 .

Paukert, C.P.; Pitts, K.L.; Whittier, J.B. & Olden, J.D. 2011 .Development and assessment of a landscape-scale ecological threat index for the lower colorado river basin. Ecological Indicators, 11(2), 304-310 .

Pert, P.L.; Butler, J.R.; Bruce, C. & Metcalfe, D. 2012. A composite threat indicator approach to monitor vegetation condition in the wet tropics, queensland, australia. Ecological Indicators, 18, 191-199 .

Saaty, T.L. 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. Journal of mathematical psychology, 15(3), 234-281 .

Sharp, R. 2014 .Invest 3.0. 1 user guide. The natural capital project: Stanford, CA. Available from http://ncp-dev. stanford. edu/~ dataportal/invest-releases/documentation/current_release/(accessed August 2014.)

Sherrouse, B.C.; Semmens, D.J. & Clement, J.M. 2014. An application of social values for ecosystem services (solves) to three national forests in colorado and wyoming. Ecological Indicators, 36, 68-79 .

Spanhove, T.; Borre, J.V.; Delalieux, S.; Haest, B. & Paelinckx, D. 2012. Can remote sensing estimate fine-scale quality indicators of natural habitats? Ecological Indicators, 18, 403-412 .

Swetnam, R.; Fisher, B.; Mbilinyi, B.; Munishi, P.; Willcock, S.; Ricketts, T. & Marshall, A. 2011. Mapping socio-economic scenarios of land cover change :A gis method to enable ecosystem service modelling. Journal of environmental management, 92(3), 563-574 .

Tallis, H.; Ricketts, T.; Guerry, A.; Wood, S.; Sharp, R.; Nelson, E. & Vigerstol, K. 2013. Invest 2.5. 6 user's guide .

Veldkamp, A. & Lambin, E.F. 2001. Predicting land-use change. Agriculture, ecosystems & environment, 85(1), 1-6 .