مدیریت اکوسیستم‌های طبیعی
Management of Natural Ecosystems
دوره ۴، شماره ۱، بهار ۱۴۰۳، ۱۹-۱
Volume 4, Issue 1, Spring 2024, 1-19
http://emj.ardakan.ac.ir/article_722926.html

توسعه برنامه‌ریزی فضایی و ارزیابی توان اکولوژیک با استفاده از ارزشگذاری خدمات اکوسیستمی (مطالعه موردی: جزیره قشم)

محمدحسین محمدی‌اشنانی[۱و۲*]، افشین دانه‌کار[۳]، مجید مخدوم فرخنده[۴]

CC BY

مقاله پژوهشی

۱. استادیار، گروه علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکده کشاورزی و محیط زیست، دانشگاه اراک، اراک، ایران.
۲. پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه اراک، اراک، ایران.
m-ashnani@araku.ac.ir
* نویسنده مسئول
۳. استاد، گروه محیطزیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.
danehkar@ut.ac.ir
۴. استاد، گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.
mmakhdom@ut.ac.ir

شناسه مقاله: ۲۴۱۱-۱۰۸۱
شماره صفحه پیاپی: ۶۵۵-۶۷۳

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۹/۰۹
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۱۱/۲۰
انتشار آنلاین: ۱۴۰۴/۰۲/۲۹
زمان پذیرش: ۷۲ روز

استناددهی:
محمدی‌اشنانی، م. ح.، دانه‌کار، ا.، و مخدوم فرخنده، م. (۱۴۰۳). توسعه برنامه‌ریزی فضایی و ارزیابی توان اکولوژیک با استفاده از ارزشگذاری خدمات اکوسیستمی (مطالعه موردی: جزیره قشم). مدیریت اکوسیستم‌های طبیعی، (۱)۴، ۱۹-۱.

شاپا: ۲۸۲۱-۰۱۸۲
DOI: 10.22034/emj.2025.722926

چکیده

بحران‌های محیطزیستی و عدم قطعیت‌های مرتبط با پیامدهای فعالیت‌ها و برنامه‌های توسعه‌ای، ضرورت سیاستگذاری بر مبنای اصول پایداری را بیش از پیش نمایان ساخته است. علی‌رغم کوشش‌های ارزنده‌ای که برای ارزشگذاری خدمات متنوع اکوسیستمی انجام گرفته است، چگونگی به‌کارگیری این یافته‌ها در نظام برنامه‌ریزی و ارزیابی توان اکولوژیک همچنان به‌عنوان یک چالش جدی بی‌پاسخ مانده است. هدف از این مطالعه، استفاده از نتایج ارزشگذاری خدمات اکوسیستمی در فرآیند برنامه‌ریزی فضایی و ارزیابی توان اکولوژیک می‌باشد. با توجه به اهمیت مناطق ساحلی، جزیره قشم به‌عنوان مطالعه موردی انتخاب گردید. در این پژوهش، ارزیابی توان اکولوژیک با به‌کارگیری تحلیل‌های مکانی مبتنی بر سیستم اطلاعات جغرافیایی و مدل‌های ارزیابی اکولوژیک چند عامله انجام شده است. ارزش خدمات اکوسیستمی هر یک از کاربری/پوشش‌های منطقه مطالعاتی برآورد و نتایج آن در تعیین اولویت کاربری‌ها، مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان داد که جنگل‌های مانگرو بیشترین ارزش خدمات اکوسیستمی را در واحد سطح دارند و پس از آن، کاربری‌های آب‌بند، سواحل، ساخت و ساز، آبزی‌پروری دریایی، کشاورزی، مرتع، ژئوپارک و زمین‌های بایر به ترتیب دارای بالاترین خدمات اکوسیستمی هستند. با افزایش ارتباط و نزدیکی کاربری/پوشش‌ها به منابع آبی دریا، خدمات اکوسیستمی آنها افزایش می‌یابد. مراتع به دلیل وسعتی که در منطقه مطالعاتی دارند، دارای بیشترین ارزش کل خدمات اکوسیستمی را در جزیره قشم به خود اختصاص داده‌اند. برنامه‌ریزی فضایی و ارزیابی توان اکولوژک جزیره قشم با استفاده از داده‌های ارزشگذاری خدمات اکوسیستمی نشان می‌دهد کاربری توریسم بیشترین وسعت کاربری پیشنهادی را دارد و کاربری/پوشش‌های کشاورزی-مرتعداری، ساحل، توسعه کشاورزی-توریسم، کشاورزی، توسعه شهری، روستایی و صنعتی، جنگل‌های مانگرو، ژئوپارک، آبزی پروری دریایی، شهر، روستا و صنعت-توریسم و آب‌بند در رتبه‌های بعدی قرار دارند. تلفیق نتایج ارزشگذاری اقتصادی خدمات اکوسیستمی در ارزیابی توان اکولوژیک و برنامه‌ریزی فضایی، موجب افزایش اثربخشی سیاستگذاری‌های آمایشی می‌گردد.

واژگان کلیدی:

ارزیابی توان اکولوژیک، برنامه‌ریزی فضایی، جزیره قشم، خدمات اکوسیستمی، سیستم اطلاعات جغرافیایی.

۱- مقدمه

امروزه جهان با شرایط بحرانی محیط زیستی مواجه است که از نظر مقیاس، شدت و سرعت در تاریخ بی‌سابقه است. اکوسیستم جهانی تحت تأثیر عدم تعادل شدید در تولید و توزیع خدمات و کالاها قرار دارد، که منجر به فقر گسترده و نابرابری‌های عمیق اجتماعی–اقتصادی شده است. این نابرابری‌ها شکاف قابل توجهی بین جوامعی که از مزایای توسعه اقتصادی و فناوری بهره‌مند می‌شوند و جوامعی که از این مزایا محروم هستند، ایجاد کرده است. علاوه بر این، تغییرات پرشتاب و گسترده در مقیاس جهانی، از جمله پیشرفت‌های اقتصادی و اجتماعی، با سرعتی فراتر از توافقات بین‌المللی جهت حفاظت از محیط زیست در حال وقوع است. در نتیجه طیف گسترده از مشکلات محیط‌زیستی شامل تغییرات آب و هوایی (گرمایش جهانی)، تخریب لایه ازن استراتسفر، اسیدی شدن آب‌های سطحی، نابودی جنگل‌های استوایی، افزایش آلودگی پلاستیکی و پسماندها، تخلیه و تخریب منابع طبیعی، تخریب زیستگاه‌ها و انقراض گونه‌ها و کاهش چشم‌گیر تنوع زیستی مشاهده می‌گردد. این بحران‌های محیط زیستی و عدم قطعیت‌های ناشی از پیامدهای فعالیت‌ها و برنامه‌های توسعه‌ای، اهمیت توسعه بر اساس اصول پایداری، را بیش از پیش آشکار کرده است و توسعه پایدار به‌عنوان چارچوبی ضروری برای کاهش اثرات منفی فعالیت‌ها انسانی و حفظ تعادل اکوسیستم‌های جهانی مطرح می‌شود (Hariram et al., 2023؛ Sachs et al., 2023؛ Vargas and Cooper, 2024).

در سال‌های اخیر، مسائل محیط زیستی به یکی از اولویت‌های اصلی سیاست‌های ملی در کشورهای پیشرفته و همچنین کشورهای در حال توسعه تبدیل شده است. مفهوم توسعهٔ پایدار یا توسعهٔ پایدار اکولوژیک، تقریبا از سوی تمام دولت‌های جهان به‌عنوان یک هدف راهبردی خردمندانه و پراهمیت‌ترین مسأله جهانی پذیرفته شده است (Asafu-Adjaye, 2005؛ محمدی اشنانی، ۱۳۹۹)، به‌طوری که آگاهی‌های محیط زیستی منجر به شکل‌گیری قوانین محیط زیستی مختلف در سطح ملی، توافقات بین المللی و اسناد مهمی مانند دستور کار ۲۱ شده است.

توسعهٔ پایدار در برگیرنده‌ی توازن ظریفی از سیاست‌ها و تعیین اولویت‌هایی است که در جهت حصول به توسعهٔ اجتماعی، اقتصادی و محیط زیستی به‌کار گرفته می‌شود. توسعهٔ پایدار به‌عنوان هدفی جهانی مستلزم هدایت سیاست‌های عمومی به سمت ایجاد توازن در وضعیت سیاسی، اقتصادی، اجتماعی و محیط زیست در حال و آینده است. در جغرافیای ویژه ایران، دستیابی به توسعهٔ پایدار، بهبود اقتصاد کشور، کاهش و ترمیم آسیب‌های اجتماعی، افزایش کیفیت آموزش، بهداشت، رفاه و رضایت جامعه بدون رعایت اصول مناسب آمایش سرزمین و تدوین برنامه‌ای جامع و موزون برای توسعه، غیرممکن و ناشدنی است.

مسأله اساسی در مطالعات آمایش سرزمین، شناخت دقیق ویژگی‌های زمین، چگونگی آماده‌سازی و بهره‌برداری از زمین و مدیریت پایدار زمین است. این فرآیند مستلزم بهره‌گیری از مطالعات مقایسه‌ای و تحلیل‌های جامع برای درک بهتر تعاملات بین انسان و محیط زیست است. لذا انتخاب دیدگاه مناسب برای تحلیل صحیح موقعیت پدیده‌ها، شرط اولیه و لازم است. بنابراین تجزیه و تحلیل سیستماتیک و متعاقب آن طراحی فرآیند برنامه‌ریزی توسعه پایدار سرزمین با در نظر داشتن جنبه‌های اقتصادی، گامی ضروری و مهم در جهت حرکت به سمت بهره‌برداری پایدار از خدمات آن می‌باشد. هدف از این پژوهش، با توجه به اهمیت نتایج برنامه‌ریزی آمایشی و تأثیرات آن بر فرآیند توسعه مناطق، عبارتست از اینکه ضمن تجزیه و تحلیل نمایه‌های اصلی در ارزیابی اکولوژیک و تطبیق آن با نتایج حاصل از بررسی‌های اقتصادی، ارائه الگویی نوین و یکپارچه برای ارزیابی اکولوژیک ارائه شود. به دلیل اهمیت مناطق ساحلی، در این مطالعه جزیره قشم به‌عنوان مطالعه موردی مورد بررسی قرار گرفته شده است.

ارزش‌گذاری اقتصادی کارکردها و خدمات سیستم‌های طبیعی، از جمله مناطق ساحلی یک ضرورت است؛ زیرا خدمات و کارکردهای محیط زیستی آنها رایگان نبوده و ارزش و بهای اقتصادی به ظاهر نهفته‌ای دارند که بسیار قابل ملاحظه است و در صورتی که این خدمات رایگان تلقی شوند، اکوسیستم‌های ساحلی مورد بهره‌برداری و سودجویی بی‌رویه قرار گرفته و تخریب شده یا به کاربری‌های دیگر تبدیل می‌شوند (Barbier et al., 2008). چنین رویکرد اقتصادی همچنین در طرح‌های جبران خسارت و تعیین غرامت از اهمیت زیادی برخوردار است و به‌رغم انسان مدار بودن تا حدودی می‌تواند فقدان داده‌های اقتصادی را برای سیاستگذاری‌های توسعه‌ای جبران نماید. خدمات اکوسیستمی و سرمایه طبیعی ذاتاً ماهیت فضایی دارند (Schägner et al., 2013). اگرچه شناسایی ارزش‌های مختلف اکوسیستم‌ها و مقادیر کمی آنها، اهمیت فراوان دارد، اما نحوه کاربرد نتایج آن در تصمیمات فضایی با چالش مواجه است.

بنابراین این پژوهش روشی برای کاربرد نتایج ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستمی در فرآیند ارزیابی اکولوژیک ارائه می‌دهد. لازم به ذکر است ویژگی‌های اکولوژیک سرزمین مرتبط با منابع اکولوژیک است و با منابع محیط زیستی تفاوت دارند. منابع محیط زیستی، علاوه بر منابع اکولوژیک، منابع انسانی (فعالیت‌ها وکاربری‌ها، زیرساخت‌ها، واحدهای مدیریت، ضوابط و مقررات، فناوری و سرمایه) را نیز شامل می‌شود که این دسته از منابع در فرآیند ارزیابی توان اکولوژیک مداخله ندارند، ولی در صورت لزوم در ارزیابی توان محیط زیستی مداخله آن ها مورد توجه قرار می‌گیرد (دانه‌کار و همکاران، ۱۴۰۰).

اگرچه رویکرد اکوسیستمی به‌عنوان چارچوبی فراگیر برای گفتمان مدیریت محیط زیست به‌طور گسترده پذیرفته شده است و مطالعات مربوط به ارزشگذاری خدمات اکوسیستمی به‌طور مداوم در حال افزایش است (Hauck et al., 2013)، اما حوزه خدمات اکوسیستمی اغلب از طریق مفاهیم

سرمایه و ذخایر طبیعی و ارزش‌های آنها مورد بررسی قرار گرفته است و کاربرد عملی ارزشگذاری خدمات اکوسیستم و سودمندی آن در سیاستگذاری، کمتر مورد توجه قرار گرفته است (Tammi et al., 2017؛ Galler et al., 2016؛ Brander et al., 2024؛ Bauler and Pipart, 2013). Eggenberger et al. (۲۰۰۰) بر لزوم تلفیق یکپارچه موضوعات اقتصادی اجتماعی در برنامه‌ریزی فضایی تاکید کردند و پیشنهاد دادند که برای هر منطقه، ارزیابی‌های راهبردی محیط زیست[1]صورت بگیرد و نتایج این ارزیابی، در فرآیند برنامه‌ریزی فضایی مورد استفاده قرار گیرد. Sandhu (۲۰۰۷) در رساله دکتری خود به ارزشگذاری خدمات اکوسیستمی زمین‌های زراعی در نیوزلند پرداخت که نتایج تحقیقات وی نشان داد که ارزش غیربازاری ۱۲۵ هزار هکتار از اراضی زراعی بالغ بر صد میلیون دلار در سال می‌باشد. همچنین نتایج این تحقیق نشان داد که شیوه کشاورزی ارگانیک نسبت به شیوه مرسوم کشاورزی، سبب ۱/۸ ارزش بیشتر در خدمات اکوسیستمی اراضی کشاورزی می‌شود. Karimzadegan et al. (۲۰۰۷) اولین مطالعه را برای ارزشگذاری خدمات اکوسیستمی جنگل و مراتع ایران را انجام دادند. آنان با ارزشگذاری ۱۰ خدمت اکوسیستمی از ۵ منطقه بزرگ جنگلی و مرتعی، ارزش حدود ۱۶۲ میلیون هکتار از این اراضی را برابر با ۴۷/۹ میلیارد دلار برآورد کردند. این ارزش برابر است با ۴۳ درصد تولید ناخالص داخلی و ۴ برابر ارزش افزوده کشاورزی در سال ۱۳۸۲ است.

Goldstein et al. (۲۰۱۲) در تحقیقی که با هدف تلفیق خدمات اکوسیستمی برای تصمیم‌گیری در مورد کاربری ها انجام دادند، به ارزیابی بازگشت سرمایه و ارزشگذاری سناریورهای مختلف برنامه‌ریزی کاربری زمین شامل تولید مواد برای سوخت زیستی، تولید محصولات کشاورزی، جنگداری، دامداری و توسعه ساخت و ساز مسکونی پرداختند. سناریوی برگزیده کاربری کشاورزی–جنگلداری بود که با نرخ بازگشت مالی ۱۰/۹ دلاری، ضمن بهبود ذخایر کربن به میزان ۰/۵٪ بیشتر از حالت کنونی، به بهبود وضعیت تغییر اقلیم، امنیت غذایی و افزایش فرصت‌های اقتصادی–اجتماعی در جامعه روستایی کمک کند می‌کند گرچه ممکن است به میزان کمی بر کیفیت آب اثر منفی داشته باشد.

Ausseil et al. (۲۰۱۲) در نیوزلند و صبائی و همکاران (۱۳۹۵) در گرگان با استفاده از سامانه به‌گزینی[2]، تغییر در میزان فرسایش خاک و قابلیت نگهداشت آب را به‌عنوان خدمات اکوسیستمی در به‌گزینی کاربری اراضی مورد استفاده قرار دادند. مشایخی و همکاران (۱۳۹۴)، تحقیقی را با هدف برآورد اقتصادی بهبود وضعیت محیط زیستی جنگل‌های حرا قشم با استفاده از روش‌های ترجیح بیان شده انجام داد. پنج گروه از خدمات اکوسیستمی مورد شناسایی این تحقیق شامل تولید ماهی، تولید سرشاخه، فرصت تفرج، چشم‌انداز طبیعی و تنوع گونه‌ای بود که بر اساس دیدگاه جوامع محلی و گردشگران مورد ارزیابی قرار گرفت. وی ارزش کل سالانه جنگل‌های حرا جزیره قشم را در حدود ۶۱۵ میلیارد ریال برآورد کرد. Frank et al. (۲۰۱۴) در مطالعه‌ای که در زاکسن آلمان انجام دادند به بررسی اثر سه روش کنترلی کاهش فرسایش آبی به‌عنوان یک خدمت تنظیم کننده، بر شش خدمت اکوسیستمی دیگر پرداختند تا از طریق کاهش فرسایش خاک و بهبود خدمات اکوسیستمی، برنامه‌ریزی فضایی و مدیریت کاربری اراضی را بهبود بخشند. نتایج آنها نشان داد که ترکیبی از سه روش کنترل فرسایش، اگرچه اثر منفی اندکی بر خدمات تأمینی دارد، ولی به‌طور مؤثری می‌تواند فرسایش خاک را کاهش داده و اثرات مثبتی بر سایر خدمات اکوسیستم داشته باشد. Galler et al. (۲۰۱۶) خدمات اکوسیستمی تنظیمی را با استفاده از مدل PRESET[3]از طریق ارزیابی ظرفیت ذخیره‌سازی کربن خاک و تأثیر تغییر کاربری زمین بر کیفیت آب در منطقه هانوفر آلمان بررسی کردند. آن‌ها با استفاده از تحلیل GIS نشان دادند که علفزارهای حفاظت‌شده نقش کلیدی در کاهش انتشار کربن دارند، در حالی که تبدیل این مناطق به زمین‌های زراعی می‌تواند انتشار CO_2 را تا ۳/۷۸ میلیون تن افزایش داده و منجر به افزایش ۳۳ درصدی انتشار گازهای گلخانه‌ای در منطقه شود. علاوه بر این، تغییر کاربری زمین باعث افزایش ورود نیتروژن به منابع آبی شد که کیفیت آب را تهدید می‌کند. این یافته‌ها اهمیت حفاظت از علفزارها را به‌عنوان بخشی از خدمات اکوسیستمی تنظیمی نشان می‌دهد و تأکید می‌کند که اطلاعات حاصل از ارزیابی خدمات اکوسیستمی می‌تواند در برنامه‌ریزی منطقه‌ای برای کاهش تغییرات اقلیمی و مدیریت پایدار منابع آب به‌کار رود. به‌منظور ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستمی در منطقه کوهستانی کارلوو در بلغارستان، Koulov et al. (۲۰۱۷) کلاس‌ها و زیرکلاس‌های این اکوسیستم کوهستانی را شناسایی نموده و خدمات اکوسیستمی کلیدی مانند محصولات کشاورزی، منابع آب، ذخیره‌سازی کربن و گردشگری را ارزشیابی کرده و سپس با استفاده از GIS، توزیع مکانی آن‌ها را تحلیل کردند. نتایج این پژوهش شامل نقشه‌های توزیع خدمات اکوسیستمی، تحلیل هم‌افزایی و تعارضات[4]بین خدمات، و محاسبه ارزش کل اقتصادی (TEV) بود که می‌تواند در برنامه‌ریزی فضایی مورد استفاده قرار گیرد. در زمینه استفاده از نتایج ارزیابی‌های خدمات اکوسیستمی در پشتیبانی تصمیم در سیاستگذاری برنامه‌ریزی کاربری اراضی، Zarandian et al. (۲۰۱۷) با استفاده از مدل‌های InVEST و در بررسی که در مناطقی از جنگل‌های هیرکانی شمال ایران که نرخ بالای تبدیل اراضی جنگلی به کشاورزی و بخش سکونتگاهی را دارند، مدلی را ارائه نمودند. سه سناریو در این پژوهش مورد ارزیابی قرار گرفت که شامل، ادامه روند کنونی، منطقه‌بندی حفاظتی که مبتنی بر گسترش مرز حفاظتی برای جلوگیری از تغییر کاربری و منطقه‌بندی بر اساس رویکرد مشارکتی که در آن مرز حفاظتی بر اساس تعریف مداخله و مشارکت جامعه محلی بازتعریف می‌شود. نتایج این تحقیق نشان داد که سناریوی سوم بهترین گزینه برای سیاست‌گذاری کاربری اراضی می‌باشد که همچنین باعث کاهش اثرات محیط زیستی و مناقشات دولت و جامعه محلی نیز می‌شود. Tammi et al. (۲۰۱۷)، با هدف یکپارچه‌سازی نتایج ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستم در برنامه‌ریزی و توسعه منطقه‌ای در منطقه

1. Strategic environmental assessment (SEA)
2. Land-use management support system
3. Practice-oriented ES evaluation
4. Dysergy

تامپر فنلاند انجام دادند. در این تحقیق طیفی از خدمات اکوسیستمی به ارزش ۰/۸ تا ۱ میلیارد یورو مورد ارزشگذاری قرار گرفت. در مقایسه با برنامه‌ریزی کاربری زمین، محدوده‌های اصلی شبکه‌های اکولوژیک از لحاظ ارزشگذاری فقیر بودند، اما قسمت‌ها مهم تعامل انسان و طبیعت مثل قسمت‌های تفریحی، آب‌های زیرزمین و مناطق دارای چشم اندازه (ترکیبی ازمناطق جنگلی، کشاورزی و تفریحی) بسیار ارزشمند ارزیابی گردید. این تحقیق نشان می‌دهد در مکان‌ها با تراکم جمعیت بالاتر تقاضا برای خدمات اکوسیستمی نیز بالاتر می‌باشد و همچنین در مناطق کم جمعیت، ارزش سرانه خدمات اکوسیستیم به‌طور قابل توجهی افزایش می‌یابد. این محققان بر برخی عدم هماهنگی‌ها در چارچوب استفاده از نتایج ارزشگذاری‌های خدمات اکوسیستمی در ابعاد مختلف، تاکید نمودند. عبدالهی و همکاران (۱۳۹۹) به ارزیابی و تعیین مناطق همگن عرض خدمات اکوسیستمی در بخش مرکزی استان اصفهان پرداختند. نتایج نشان داد کاربری‌های اراضی دارای بیشترین تأثیر در عرض خدمات اکوسیستمی هستند. بر این اساس بررسی مناطق همگن عرض خدمات اکوسیستمی می‌تواند در بهبود برنامه‌ریزی و مدیریت کاربری سرزمین مؤثر باشد. اسماعیل‌زاده و همکاران (۱۳۹۹) الگوی برنامه‌ریزی فضایی منطقه‌ای مبتنی بر عرضه و تقاضای خدمات اکوسیستمی را پیشنهاد نمودند که بر اساس آن، میزان عرضه خدمات اکوسیستمی برمبنای کاربری/پوشش اراضی و میزان تقاضا خدمات اکوسیستمی بر اساس فعالیت‌ها و جمعیت منطقه تعیین و پهنه‌های مورد نیاز توسعه، تثبیت و بهبود از منظر کمبود یا مازاد خدمات اکوسیستمی مشخص می‌گردد. Xia et al. (۲۰۲۳) در پژوهشی که بر روی شش خدمت اکوسیستمی انجام شد، الگوهای تأمین این خدمات در مقیاس‌های شبکه‌ای و زیرحوضه‌ای نقشه‌برداری شده و تعارضات و هم‌افزایی‌ها خدمات بررسی گردید. نتایج این پژوهش نشان داد که برخی از رابطه هم افزایی یا تعارضی خدمات اکوسیستمی در دوره‌های مختلف زمانی و در مقیاس‌های مختلف تغییر می‌کند. این پژوهش پیشنهاد می‌دهد که گروه‌های خدمات اکوسیستمی که الگوی فضایی مشابه و وابسته به یکدیگر دارند، به‌عنوان مبنایی برای برنامه‌ریزی فضایی مورد استفاده قرار گیرند.

مرور مطالعات پیشین در بخش اقتصاد محیط زیست و خدمات اکوسیستمی نشان می‌دهد که ارزشگذاری تمامی خدمات اکوسیستمی یک حوضه آبریز مشخص به‌طور جامع، با واحدی یکسان و قابل مقایسه صورت نگرفته است و موارد انجام شده، همه کاربری‌ها را شامل نمی‌شود و امکان مقایسه بین کاربری‌ها را فراهم نمی‌آورد. بنابراین جهت مقایسه ارزش خدمات اکوسیستمی کاربری‌های مختلف، نیاز به مطالعه‌ای جامع همراه با فهرستی از خدمات اکوسیستمی مشابه، روش‌شناسی مشخص و مشابه می‌باشد. همچنین علی‌رغم کوشش‌های ارزنده‌ای که جهت ارزشگذاری خدمات مختلف اکوسیستمی صورت گرفت، چالش استفاده از این نتایج در نظام برنامه‌ریزی فضایی سرزمین هنوز بی پاسخ مانده است. بنابراین این مطالعه با یک روش نظام‌مند، مدلی را جهت استفاده از نتایج ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستمی در فرآیند نظام برنامه‌ریزی سرزمین در منطقه قشم ارائه می‌نماید.

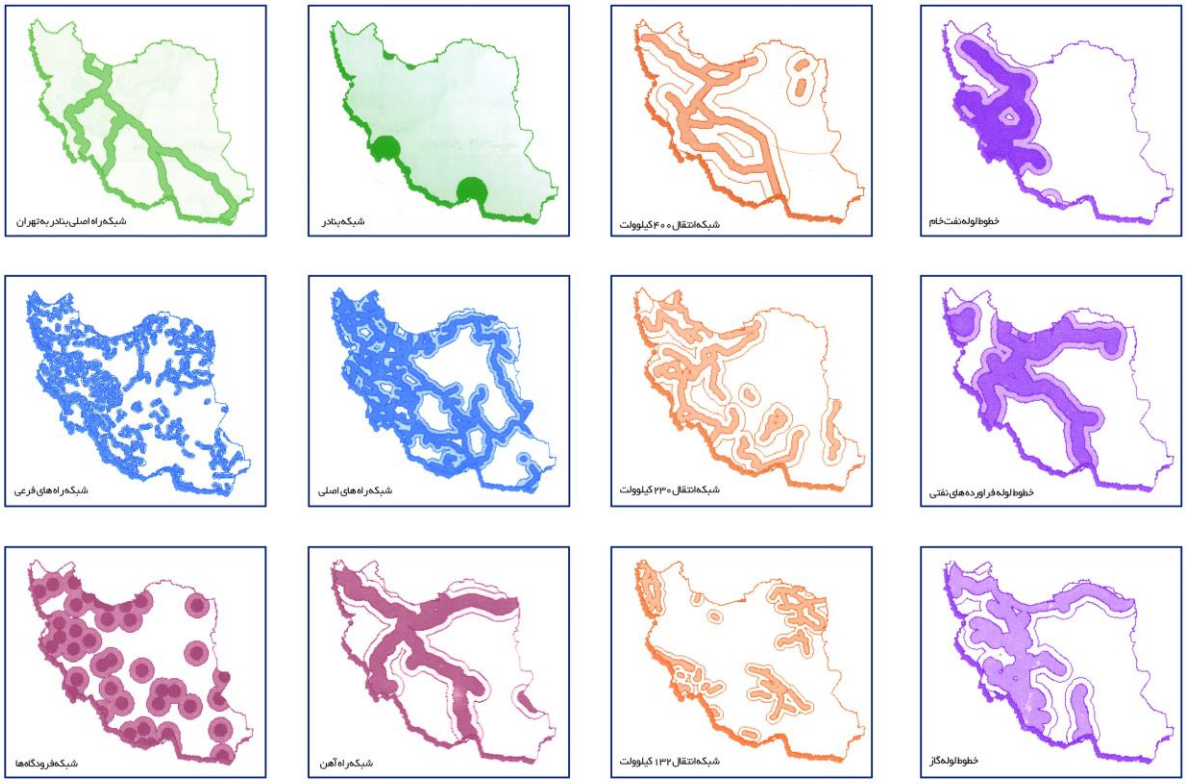
۲- مبانی نظری

۲-۱- مدیریت پایدار سرزمین

مدیریت پایدار سرزمین با توزیع عادلانه جمعیت و فعالیت‌ها از طریق فرآیند آمایش سرزمین، تلاش دارد با افزایش کارآیی[1]منابع، برنامه اثربخشی[2] برای دستیابی به توسعه پایدار ارائه دهد. آمایش سرزمین به دنبال چیدمان منطقی کاربری‌ها و توزیع جمعیت براساس تعامل انسان، فضا و فعالیت است. در این ارتباط ارتقأ کارآیی برنامه آمایش سرزمین در گرو استفاده بهینه و مناسب از منابع ورودی این فرآیند است. این منابع شامل منابع طبیعی (آب، خاک، گیاه، جانور)، منابع انسانی (نیروی انسانی ماهر)، منابع مالی (سرمایه) و زیرساخت‌های توسعه (شبکه راه، نیرو، انرژی) است (دانه کار، ۱۳۹۳).

برنامه‌ریزی مدیریت کاربری زمین با دید اکولوژیک یا آمایش سرزمین در مقیاس‌های ملی، منطقه‌ای و محلی، تنها راه حل منطقی گسستن چرخه فقر جامعه و بحران محیط زیست و ایجاد بستر لازم برای نیل به توسعه پایدار است (Ramakrishna, 2003 ؛Das, 1998). توسعه فضایی متعادل از اصلی‌ترین ماموریت‌های برنامه‌ریزی اکولوژیک در کشور است تا ضمن تدوین نقشه راه توسعه، انطباق ملموسی با ساختار جغرافیای طبیعی و سازمان فضایی منابع طبیعی کشور فراهم شود و از طریق سازگاری کاربری و فعالیت‌ها با ظرفیت‌های بوم شناختی، پایداری این توسعه تضمین شود. توسعه فضایی فعالیت و جمعیت در کشور، از بی تعادلی رنج می‌برد. در حال حاضر حدود ۹۰ درصد از جمعیت کشور در ۴۵ درصد از وسعت جغرافیایی ایران سکنا گزیده‌اند و بالغ بر ۱۰ درصد باقی مانده آن در ۵۵ درصد از پهنه سرزمین زندگی می‌کنند. همچنین ۸۷ درصد از شاغلان ایران در نیمه غربی ـ شمالی و ۱۳ درصد مابقی در نیمه شرقی ـ جنوبی فعالند. حدود ۸۹ درصد از بزرگراه‌های کشور در نیمه غربی ـ شمالی و تنها کمی بیش از ۱۱ درصد در نیمه شرقی ـ جنوبی توسعه یافته است. برق رسانی ۶۹ درصد در نیمه غربی ـ شمالی و ۳۱ درصد در نیمه شرقی ـ جنوبی صورت گرفته است و غیره (وردی‌نژاد و کریمی آشتیانی, ۱۳۸۷؛ مرکز ملی آمایش سرزمین, ۱۳۸۵) . شکل (۱) عدم تعادل در نحوه توزیع زیرساخت‌های اصلی توسعه در کشور را نشان می‌دهد که ضرورت توسعه متعادل در پهنه سرزمین را اجتناب‌ناپذیر می‌سازد.

1. Efficiency
2. Effectiveness



شکل(١): سازمان فضایی زیرساخت‌های توسعه در ایران

در هر نوع مدیریت و برنامه‌ریزی از نوع آمایش سرزمین و برنامه‌ریزی منطقه‌ای سؤال اصلی انتخاب مناطق است و به دنبال آن فرآیند تهیه طرح آمایش سرزمین مطرح می‌شود. آمایش سرزمین، به دنبال یک مسیر منطقی و عملیاتی برای ایجاد تعادل بین سه عنصر انسان، فضا و فعالیت است (وحیدی، ١٣٧٣). آمایش سرزمین بدون در نظر گرفتن ظرفیت توسعه‌پذیری سرزمین، فاقد الگوی پایدار خواهد بود. این فرآیند تلاش می‌کند تا از طریق مهندسی رابطه انسان با طبیعت و درک آستانه‌های محیطی، به شکلی از برنامه‌ریزی مدیریتی دست یابد که نیازمندی‌های توسعه را با توان‌های بوم‌شناختی سرزمین هماهنگ سازد. این رویکرد به مدیریت پایدار سرزمین یا توسعه سبز منجر می‌شود، که در آن تعادل بین توسعه اقتصادی–اجتماعی و حفظ محیط‌زیست برقرار می‌گردد. مدیریت پایدار سرزمین یک رویکرد جامع و یکپارچه است که به‌طور استراتژیک توسعه سازمان فضایی اقتصادی و اجتماعی را با سازمان فضایی خدمات اکوسیستمی همگام می‌سازد. در این فرآیند، علاوه بر متغیرهای زمانی وابسته به اقلیم و پدیده‌های زیستی، عوامل دیگری همچون ویژگی‌های جغرافیایی، ظرفیت‌های اکولوژیکی، زیرساخت‌های اقتصادی و اجتماعی، الگوهای سکونتگاهی، سیاست‌های توسعه‌ای و ملاحظات فرهنگی نیز مورد توجه قرار گرفته و بر این اساس، تقویم فعالیت‌ها انسانی تدوین می‌شود. در این فرآیند برنامه‌ریزی فضایی[1] و برنامه‌ریزی اجرایی[2] به صورت هم‌افزا عمل کرده و منجر به ایجاد یک برنامه جامع مدیریت سرزمین می‌شوند.

٢-٢- آمایش سرزمین و سواحل

اجرای «توسعه پایدار» مؤثرترین روش غیر تکنولوژیکی برای توسعه آینده جامعه است (Ehrlich, 1994). در عین حال انجام توسعه از نوع «پایدار و درخور» (مخدوم، ١٣٩٠) در چارچوب طرح‌های آمایش سرزمین بهترین، ارزانترین و مؤثرترین راه حل مشکل تخریب محیط زیست، بازدهی اقتصادی و رفاه اجتماعی است (Myers, 1994). برنامه‌ریزی فضایی، به مفهوم هدفمندی در بهره‌برداری بهینه از تلفیق سه عامل انسان، فضا و فعالیت در کشورهای مختلف به‌ویژه پس از جنگ دوم جهانی عمومیت یافته است لیکن علی‌رغم ویژگی‌های مشترک، شکل‌های متفاوتی به لحاظ میزان توسعه یافتگی، تجربه تاریخی، تفاوت‌های جغرافیایی و نظام‌های سیاسی به خود گرفته است.

از اولین تعاریف آمایش سرزمین توسط منشور آمایش سرزمین اروپا ارائه گردیده است که توسط وزیران بخش برنامه‌ریزی منطقه‌ای و آمایش اتحادیه اروپا تصویب شد. بر اساس این تعریف، آمایش سرزمین، بیان جغرافیایی از سیاست‌های اقتصادی، اجتماعی، فرهنگی و اکولوژیک جامعه است. در عین حال یک رشته علمی، یک روش اداری و یک سیاست توسعه یافته به‌عنوان یک رویکرد بین رشته‌ای و جامع است که در راستای توسعه متوازن

1. Planning
2. Programming

منطقه‌ای و سازمان فیزیکی فضا و مطابق با استراتژی کلی طراحی شده است (Council of Europe, 1984). بنابراین به‌طور کلی آمایش سرزمین، تنظیم رابطه بین انسان، سرزمین و فعالیت‌ها انسان در سرزمین به‌منظور بهره‌برداری در خور و پایدار از جمیع امکانات انسانی و فضایی سرزمین در جهت بهبود وضعیت مادی و معنوی اجتماع در طول زمان است (مخدوم، ۱۳۹۰).

طی بیست سال گذشته اصطلاح «آمایش سرزمین»، به‌طور فزاینده‌ای خصوصا در اتحادیه اروپا، برای توصیف آنچه قبلا تحت عناوینی چون برنامه‌ریزی استفاده از زمین[2] برنامه‌ریزی شهری و منطقه‌ای[3] و برنامه‌ریزی شهر و روستا[4] بوده، مورد استفاده قرار گرفته است. این اصطلاح جدید نه تنها در جوامع دانشگاهی بلکه در قوانین اتحادیه اروپا نیز رایج گردیده است. به‌عنوان مثال قانون برنامه‌ریزی فضایی در سال ۲۰۰۵ جایگزین قانون برنامه‌ریزی کالبدی در هلند شد. همچنین رویکرد برنامه‌ریزی فضایی در سال ۲۰۰۴ جایگزین برنامه‌ریزی شهر و روستا و برنامه‌ریزی کاربری زمین کشور انگلیس شد (Taylor, 2010). در واقع، در اروپا، کشورها مدت‌ها پیش یک سلسله مراتب قانونی از برنامه‌ریزی را، که شامل سطح برنامه‌ریزی منطقه‌ای (پایین‌تر از سطح ملی) برای ایجاد یک چارچوب فضایی که از نظر «استراتژیک» از برنامه‌ریزی شهری وسیع‌تر بود، ایجاد کرده‌اند. این مقیاس استراتژیک‌تر در فرانسه aménagement du territoire و در آلمان Raumplanung نامیده می‌شود (Taylor, 2010). در حالی که برنامه‌ریزی شهری توجهش به فرم فیزیکی زمین و نحوه استفاده‌های مختلف از زمین در ارتباط با مباحث حمل و نقل بود و اصطلاح برنامه‌ریزی استفاده از زمین را ترجیح می‌دادند، محققان دیگری اصطلاح برنامه‌ریزی محیط زیست[5] را ترجیح می‌دهند به‌خصوص که در برنامه‌ریزی شهر و روستایی، توجه به شکل کلی فیزیکی است در حالی که باید توجه به برنامه‌ریزی و مدیریت تمام جنبه‌های محیطی، به‌ویژه محیط زیست طبیعی و ظرافت‌های اکولوژیک آن و همچنین الگوهای زیستگاهی آن باشد. بنابراین نوع برنامه‌ریزی مد نظر در زمان‌ها و مکان‌های مختلف تحت عناوین مختلف به‌طور مثال برنامه‌ریزی شهر و روستا (Keeble, 1952)، برنامه‌ریزی استفاده از سرزمین شهری (Kaiser , 1995)، برنامه‌ریزی شهری و منطقه‌ای (Hall, 1974 ؛ McLoughlin, 1969) و برنامه‌ریزی محیط زیست (Allison, 2021) و در کتاب‌های مرجع مختلفی بیان شده و مشروعیت به دست آورده است. گرچه برخی معتقد به تغییر فرهنگ برنامه‌ریزی در برنامه‌ریزی فضایی، نسبت به آنچه برنامه‌ریزی کاربری زمین نامیده می‌شود، هستند (Nadin, 2006؛ Taylor, 2010). تحقیقات نشان می‌دهد که برنامه‌ریزی فضایی دارای ویژگی‌های زیر است: ۱. این برنامه‌ریزی بر خلاف برنامه‌ریزی استفاده از زمین، جنبه‌های اقتصادی، اجتماعی و محیط زیستی را شامل می‌شود. ۲. یک نوع برنامه‌ریزی به‌طور افقی یکپارچه و میان بخشی است. ۳. یک نوع برنامه‌ریزی است که به صورت عمودی در نظام برنامه‌ریزی دولتی دارای سلسله مراتب می‌باشد. ۴. برنامه‌ریزی فضایی دارای رویکردی مشارکتی، مبتنی بر چشم انداز و بر اساس توسعه، کنترل و شناسایی چگونگی انجام برنامه توسط سازمان‌های دارای قدرت و منابع مختلف جهت ایجاد تغییرات است (Taylor, 2010).

آمایش سرزمین در مناطق ساحلی نیز دارای رویکردهای مختلفی است. اهداف متعدد مربوط به دستیابی به اقتصاد و پایداری محیط زیستی و نیاز به کاهش تضادهای این دو، تنها با رویکرد یکپارچه قابل حل است. رویکردهای یکپارچه که ابتدا در سال ۱۹۳۰ معرفی شدند، تحت تأثیر مفاهیم تجزیه و تحلیل سیستمی اواخر دهه ۱۹۵۰ و جنبش‌های محیط زیستی دهه ۱۹۶۰ و اوایل دهه ۱۹۷۰، در زمینه مناطق ساحلی توسعه یافتند و نهایتا در دهه ۱۹۸۰ تا ۱۹۹۰ در قالب مدیریت یکپارچه مناطق ساحلی[6] بیان شدند. در دهه اخیر با تغییر پارادایم، رویکرد مبتنی بر مدیریت اکوسیستم محور[7] گسترش یافت و برخی از محققان، ICZM را مابین رویکرد تک بخشی و رویکرد مبتنی بر اکوسیستم می‌دانند و بیان می‌کنند که ماهیت طبیعت خود یکپارچه است[8] و آن را متعلق به دوره‌ای که نیاز به رویکردهای یکپارچه بود می‌دانند و یکی از راه‌های اجرای رویکرد مبتنی بر مدیریت اکوسیستم محور در اجرا را، برنامه‌ریزی فضایی حوزه دریایی[9] یا همان آمایش سرزمین در بخش دریا می‌دانند (Douvere, 2008). برخی از محققان نیز معتقدند ICZM برای مواقعی که ظرفیت‌های مدیریت کافی نیست و روابط داخلی ادارات ضعیت می‌باشد و برای حمایت از یک اقدام جمعی، در نبود آمایش سرزمین سواحل به‌عنوان یک جایگزین مطرح می‌شود (Osthorst and Lange, 2007).

کمیته بین المللی اقیانوس‌شناسی[10] مدیریت یکپارچه مناطق ساحلی و آمایش سرزمین دریایی را دو رویکرد و ابزار مدیریتی برای حل چالش‌های مناطق ساحلی می‌داند و هر دو آنها را به‌عنوان یکی از بخش‌های اصلی برای یک سیستم پشتیبان تصمیم در مورد توسعه سواحل در نظر گرفته شده است (Intergovernmental Oceanographic Commission, 2015). در مطالعات مدیریت یکپارچه مناطق ساحلی ایران، برنامه‌ریزی استفاده از سرزمین به‌عنوان یکی از مطالعات هفت گانه پایه که شامل مطالعات سیاسی و امنیتی، مطالعات ساختار و سازمان و اهداف و استراتژی، مطالعات مدیریت نوار ساحلی[11] برنامه مدیریت محیط زیست[12]، مطالعات حقوقی و قانونی و برنامه پایش و ارزیابی قرار گرفته است. در این رویکرد تلفیق داده‌ها و نتیجه نهایی مطالعات ICZM ، به صورت پهنه‌بندی سواحل ارائه می‌گردد. پهنه‌بندی مناطق ساحلی شامل چهار لایه کلی پهنه عملکردی، پهنهٔ مخاطرات، پهنهٔ مدیریتی و معرفی لایهٔ قوت‌ها و ضعف‌های منطقهٔ ساحلی (به‌صورت لایه‌ای خطی) می‌باشد (سازمان بنادر و دریانوردی, ۱۳۹۳).

1. Spatial planning
2. Land use planning
3. City and regional planning
4. Town and country planning
5. Environmental planning
6. Integrated coastal zone management (ICZM)
7. Ecosystem-based management
8. The nature of nature itself is integrated
9. Marine spatial planning (MSP)
10. Intergovernmental oceanographic commission
11. Shoreline management plan (SMP)
12. Environmental management plan (EMP)

مهمترین چالش‌های سواحل خلیج فارس و دریای عمان را تسلط نامطلوب اقلیمی و تنوع شدید آن در مناطق ساحلی، اجتناب ناپذیر بودن توسعه صنایع نفت و گاز و توزیع ناموزون جمعیت در ناحیه ساحلی، تجربه آسیب‌پذیری آلودگی ساحلی، احداث سازه‌های ساحلی- دریایی بدون مجوزهای قانونی با توجه به اهمیت ژئوپلیتیک خلیج فارس و دریای عمان می‌توان دانست.

۲-۳- اقتصاد محیط زیست و خدمات اکوسیستمی

پیاده‌سازی مداخله جنبه‌های محیط زیست در برنامه‌ریزی، سیاستگذاری و فعالیت‌ها اجرایی، از طریق استفاده از مفاهیم خدمات اکوسیستمی صورت می‌گیرد (Tammi et al., 2017). بسیاری از محققان به ظهور سبز شدن بازارها به‌عنوان بخشی از تغییر کلی پارادایمی تکنواقتصادی (Freeman, 1992; Kemp, 2004) از مسیر «مصرفی» به معنای بهره‌برداری کم از منابع طبیعی در فعالیت‌ها، به سوی «مسیر کارآمدی منابع» که تمرکز بر استفاده بهینه از منابع (عملکردهای منبع و مصرف[1] اثرات چرخه حیات[2]) اشاره کرده‌اند.

کاهش ناخواسته و بدون برنامه‌ریزی قبلی رشد اقتصادی، به‌طور موثر مشکلات زیست محیطی را حل نمی‌کند و فقط می‌تواند به‌عنوان یک مسکن برای وضعیت وخیم جاری سودمند باشد. این کار خسارت‌های زیست محیطی که قبلا صورت گرفته را حذف و یا معکوس نمی‌کند و لزوماً از ادامه نرخ فعلی تخریب محیط زیست جلوگیری نمی‌کند. علاوه بر این، این نوع کاهش رشد اقتصادی، می‌تواند بیشتر به محیط زیست صدمه بزند تا کمک کند. برای مثال سرمایه‌گذاری در فن آوری‌های پاک به تعویق می‌افتد، سوخت‌های ارزان‌تر و آلوده‌تر جایگزین سوخت‌های پاک که گران‌تر هستند، می‌شود. علاوه بر این، تئوری اقتصاد رفاه، از یک نوع ایدئولوژی بازار حمایت می‌کند که به تمام اقدامات جدی سیاست‌های محیط زیستی به جز آنهایی که سبب «شکست بازارند»، مقاومت می‌کند. از طرفی خود دولت‌ها نیز با نرخ‌های تنزیل بالا در سرمایه‌گذاری‌های عمومی نشان داده‌اند که بیش از حد بر مسائل کوتاه مدت متمرکز شده‌اند. رشد صفر یا رشد خیلی کم کنترل شده، تحت نظام سرمایه‌داری در دراز مدت، به یک سیستم تنظیم سیاستی با قدرت و پخته نیاز دارد و بدون چنین سیستم تنظیمی، سناریوی رشد کم در دراز مدت همراه با جلوگیری از افزایش بیکاری خاص منطقه‌ای و بخشی و مشکلات مربوط به توزیع درآمد، ثروت و قدرت ممکن نخواهد بود (محمدی اشنانی و همکاران، ۱۳۹۵).

خدمات اکوسیستمی منافع ارزشمندی هستند که یک محیط طبیعی به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم برای انسان فراهم می‌آورد (Daily et al., 2009). این خدمات معمولا به صورت تولیدی، تنظیمی، حمایتی و فرهنگی طبقه‌بندی می‌شوند (Millennium Ecosystem Assessment, 2005؛ Carpenter et al., 2006). خدمات اکوسیستم شامل جریان مواد، انرژی و اطلاعات از ذخیره سرمایه طبیعی است که با خدمات تولیدی و سرمایه انسانی همراه است تا رفاه انسانی را تولید کند. بنابراین می‌توان طبقه کلی سرمایه طبیعی را به‌عنوان ضرورت برای رفاه انسانی در نظر گرفت. صفر شدن سرمایه طبیعی به معنی صفر شدن رفاه انسانی است زیرا امکان جایگزینی سرمایه صرفا غیرطبیعی با سرمایه طبیعی وجود ندارد. زنجیره اثرات خدمات اکوسیستمی بر رفاه انسانی می‌تواند بسیار ساده یا فوق العاده پیچیده باشد (Costanza et al., 1997).

مانع عمده‌ای که موجب جلوگیری از پیشرفت تلاش‌ها در جهت وارد کردن کارکردهای اکولوژیک در مدل‌های اقتصادی می‌شود، نحوه ارزشگذاری کالاها و خدمات تولیدی بوم نظام‌ها در قالب پول است. وجه مشترک مدل‌های اقتصادی قیمت است و اغلب کالاها و خدمات بوم نظام در بازارها معامله نمی‌شوند و بنابراین قیمتی هم ندارند. از آنجایی که خدمات اکوسیستم به‌طور کامل در بازار ارائه یا به اندازه کافی در شرایط قابل مقایسه با سرمایه تولید شده یا خدمات اقتصادی و محاسبه نمی‌گردد، اغلب در تصمیمات و سیاستگذاری‌ها وزن کمی دارند و این غفلت ممکن است پایداری را در بیوسفر به خطر بی‌اندازد. بدون سیستم‌های پشتیبان حیات و خدمات اکوسیستمی، اقتصاد زمین متوقف می‌شود، بنابراین به عبارتی ارزش کل آنها بی نهایت می‌باشد (Costanza et al., 1997). ارزشگذاری کارکردهای محیط زیست که عموما بدون قیمت هستند گام مهمی برای تصحیح آن نوع تصمیمات اقتصادی محسوب می‌گردد که به محیط طبیعی به‌عنوان کالا و خدمات رایگان می‌نگرند و در نتیجه به استفاده بی رویه و بیش از حد آن‌ها ادامه می‌دهند (Vega and Alpízar, 2011).

به دلیل عدم وجود بازارهای مستقیم برای کالاها و خدمات محیط زیستی از روش‌های جایگزین برای اندازه‌گیری منافع بهبود محیط زیست استفاده می‌شود. مطالعات گوناگون جهت تعیین ارزش خدمات اکوسیستمی، در کاربری‌های مختلف را انجام داده‌اند. اکثر این مطالعات در محاسبات خود از ارزش کل اقتصادی بهره می‌برند. ارزش اقتصادی کل[3] اکوسیستم‌ها شامل ارزش‌های استفاده‌ای[4] و غیراستفاده‌ای[5] می‌باشد. ارزش استفاده‌ای یعنی ارزش بسیاری از کالاها و خدمات فراهم شده توسط اکوسیستم‌ها که می‌توانند به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم استفاده شوند. ارزش استفاده‌ای شامل ارزش‌های استفاده‌ای مستقیم[6] غیرمستقیم[7] است. ارزش‌های غیراستفاده‌ای، شامل ارزش‌های میراثی[8] و ارزش‌های وجودی[9] و ارزش‌های انتخابی[10] می‌باشد که ارزش‌های انتخابی می‌تواند جزئی از ارزش‌های استفاده‌ای نیز باشد (Munasinghe, 1993). برای توسعه فرآیند برنامه‌ریزی سرزمین به‌طور پایدار، نیاز است که ساختار فیزیکی و نتایج عملکردی سرزمین به جنبه‌های اقتصادی-اجتماعی کاربری متصل و هماهنگ باشد. برای

1. The sink and the source functions
2. Life cycle impacts
3. Total economic value (TEV)
4. Use values (UV)
5. Non use values (NUV)
6. Direct use values (DUV)
7. Indirect use values (IUV)
8. Bequest values (BV)
9. Existence values (EV)
10. Option values (OV)

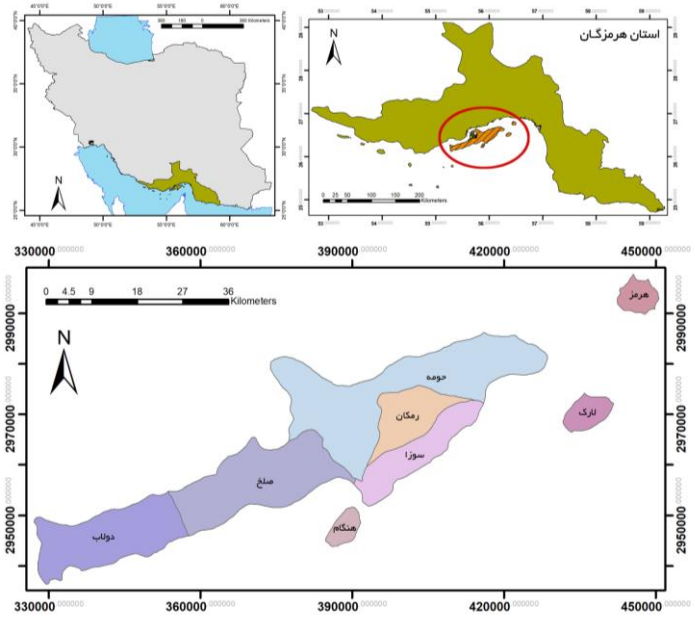
رسیدن به این هدف تحقیقات گسترده‌ای انجام شده و روش‌ها و تکنیک‌های مختلفی در سال‌های اخیر برای سیستم‌های مختلف برنامه‌ریزی سرزمین پیشنهاد شده است.

اگرچه مطالعات بر روی خدمات اکوسیستمی و اقتصاد محیط زیست به‌طور فزاینده‌ای افزایش پیدا کرده است، اما کاربرد نتایج حاصل از این مطالعات در فرآیندهای سیاست‌گذاری هنوز با چالش‌های عمده‌ای مواجه می‌باشد (Tammi et al., 2017). خدمات اکوسیستم به‌طور ذاتی دارای بعد فضائی هستند (Schägner et al., 2013) زیرا عرضه این خدمات و ارزش آن‌ها در مناطق جغرافیایی مختلف به‌طور قابل‌توجهی می‌تواند متفاوت باشد (Zhang et al., 2007)، اگرچه نشان دادن بعضی از خدمات اکوسیستم بر روی نقشه از بعضی دیگر مشکل‌تر می‌باشد. یکی از اشتباهات احتمالی در مراحل اولیه برنامه‌ریزی استفاده از سرزمین، تمرکز تنها بر منابع سرزمین و نادیده گرفتن راه‌های ممکن استفاده از سرزمین و خدمات اکوسیستم آن می‌باشد (Tallis et al., 2024). برنامه‌ریزی مؤثر کاربری اراضی باید این ویژگی‌های فضایی را در نظر بگیرد تا از نادیده گرفتن کاربردهای بالقوه سرزمین و خدماتی که ارائه می‌دهد، جلوگیری شود (Ronchi, 2018). در حقیقت بزرگترین چالش برای آمایش سرزمین، تصمیم در مورد گزینه‌های کاربری سرزمین می‌باشد (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1993؛ Mohammadi Ashnani et al., 2018؛United Nations, 1999). بنابراین بعد از ارزیابی توان سرزمین، فرآیند تصمیم‌گیری در مورد انتخاب هر یک از کاربری‌های ممکن برای هر واحد سرزمینی از اهمیت زیادی برخوردار است. ترجیحات سیاست‌گذاری از طریق وزن‌دهی می‌تواند در تصمیم‌گیری نهایی دخالت داده شود. روش‌های وزن‌دهی، چهار روش کلی شامل روش فاصله تا هدف سیاست‌گذاری، روش فاصله تا اهداف علمی، روش اقتصادی، و وزن‌دهی از طریق پرسش از پنل می‌باشد (Brilhuis-Meijer, 2014). در این تحقیق سعی شده، با استفاده از نتایج ارزشگذاری‌های خدمات اکوسیستم، روشی جهت دخالت این نتایج در فرآیند تخصیص کاربری به سرزمین ارائه گردد.

۳- مواد و روش‌ها

۳-۱- منطقه مورد مطالعه

قشم، پهناورتری جزیره خلیج فارس در حد فاصل ۵۵ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۵۶ درجه و ۳۰ دقیقه طول شرقی به طول تقریبی ۱۱۰ کیلومتر و ۲۶ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۲۷ درجه و ۰۶ دقیقه عرض شمالی با عرض متوسط ۱۱ کیلومتر می‌باشد. طول مرز آبی شهرستان قشم (مجموع چهار جزیره) ۴۴۱ کیلومتر بوده و وسعت جزیره قشم حدودا ۱۷۵۹ کیلومتر مربع، دارای سه بخش، شش شهر و هفت دهستان می‌باشد. شکل (۲) موقعیت جغرافیایی منطقه مطالعاتی را نشان می‌دهد. جزیره قشم بر اساس آخرین تقسیمات کشوری در محدوده استان هرمزگان قراردارد و نسبت شهرنشینی در شهرستان قشم از سال ۱۳۷۵ از حدود ۲۵ درصد به حدود ۴۰ درصد در سال ۱۳۹۰ افزایش یافته است. شهرستان قشم دارای جمعیت ۱۴۸۹۹۳ نفر در قالب ۴۰۵۰۶ خانوار می‌باشد. آهنگ رشد جمعیت در شهرستان قشم معادل ۲/۲ درصد است و ۸/۳۹ درصد جمعیت استان هرمزگان را به خود اختصاص داده است (مرکز آمار ایران، ۱۴۰۲؛ معاونت پژوهشی دانشگاه هرمزگان، ۱۳۹۵).



شکل(۲): موقعیت منطقه مطالعاتی قشم و دهستان‌های آن

۳-۲- روش پژوهش

نقشه‌های مورد نیاز بر مبنای مرز منطقه و سیستم تصویر UTM با مبنای WGS 84 مربوطه به Zone 40N مورد استفاده قرار گرفت. آماده‌سازی لایه‌های این پارامترها با عملیات ئورفرنس، تصحیح و ویرایش، رقومی‌سازی، تعریف سیستم مختصات و به هنگام‌سازی انجام گرفت. در این مطالعه از روش پارامتریک و به‌منظور دستیابی به یگان‌های همگن اکولوژیک، از روش روی هم گذاری لایه‌ها (McHarg and Mumford, 1969) و روش ارزیابی چند عامله[1]و مقایسه بین ویژگی‌های واحدهای محیط زیستی و مدل‌های اکولوژیک حرفی و بر اساس روش پیشنهادی در مدل‌های اکولوژیک ایران و دقیقا تا قبل از مرحله تعیین اولویت کاربری استفاده شده است. در این تحقیق نتایج تحلیل‌های حاصل از ارزشگذاری‌های خدمات اکوسیستم، جهت تعیین اولویت کاربری سرزمین مورد استفاده قرار گرفت.

در این مطالعه از روش تمایل به پرداخت (Hanemann, 1989) و تجزیه و تحلیل ثانوی (Boslaugh, 2007) در بخش ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستمی، همراه با روش تجزیه و تحلیل سیستمی و استفاده از ابزار GIS[2]جهت ارایه مدل جدیدی جهت برنامه‌ریزی فضایی در جزیره قشم، استفاده گردید. این پژوهش تلاشی جهت استفاده از نتایج حاصل از تحقیقات اقتصاد محیط زیست در برنامه‌ریزی‌های فضایی و آمایشی، به‌عنوان پاسخی به چالش‌ها و کمبودها در این زمینه می‌باشد.

عملکرد اکوسیستم به‌طور مختلفی به زیستگاه، مشخصات بیولوژیکی و سیستمی یا فرآیندهای اکوسیستم‌ها بر می‌گردد. کالاهای اکوسیستم و خدمات اکوسیستم، منافعی را برای جمعیت انسانی به‌طور مستقیم یا غیر مستقیم دارند که حاصل عملکرد اکوسیستم‌ها می‌باشد (De Groot, 1987, 1992). در این مقاله برای سادگی، کالاهای اکوسیستمی و همچنین خدمات اکوسیستمی، به‌طور کلی با عنوان خدمات اکوسیستمی در نظر گرفته می‌شود. خدمات اکوسیستمی در ۱۷ دسته‌بندی اصلی گروه‌بندی شدند که در جدول (۱) نشان داده شده است. خدمات اکوسیستمی و عملکرد اکوسیستم لزوماً مطابقت یک به یک ندارد، به‌طوری که در بعضی از موارد یک خدمت اکوسیستمی محصول دو یا چند عملکرد اکوسیستمی می‌باشد یا ممکن است یک عملکرد اکوسیستمی در چندین خدمت اکوسیستمی مشارکت کند. در این تحلیل فقط خدمات اکوسیستمی تجدیدپذیر در نظر گرفته شده است.

در این تحقیق از پایگاه‌های مختلف داده برای ارزشگذاری‌های اکوسیستم‌های مختلف مورد استفاده قرار گرفت (Costanza et al., 1997 ؛ Costanza et al., 2014؛ De Groot et al., 2012؛ De Groot, 1987, 1992؛ Liu et al., 2010؛ Schmitt and Brugere, 2013). همچنین ارزش اکوسیستم زمین‌های بایر و همچنین ژئوپارک‌ها بر اساس نتایج ارزش‌گذاری‌های اکوسیستم‌های مذکور بر اساس میانگین ارزش‌های آنها در مطالعات داخلی (ثروتی و همکاران، ۱۳۹۴؛ روستا، ۱۳۹۰؛ شرکت مهندسین جامع ایران، ۱۳۹۰؛ فتاحی و فتح‌زاده، ۱۳۹۲؛ نویدی، ۱۳۹۲) و بر اساس نرخ دلار در سال انجام تحقیق و نرخ تنزیل ۱۰٪ و اصلاحات در اریب‌های اقتصادی مختلف استخراج و در فرآیند نقشه‌سازی استفاده گردیده است. در استخراج ارزش خدمات اکوسیستمی پوشش/کاربری‌های مختلف برای تبدیل ارزیابی خدمات اکوسیستمی به معادل دلاری، از سرانه نسبت قدرت خرید GNP نسبت به آمریکا استفاده شد تا اثرات درآمدی تعدیل گردد. در این مطالعه ارزش هر خدمت اکوسیستمی را بر اساس واحد مساحت بر اساس نوع اکوسیستم ارزیابی گردید.

روش‌های مختلفی برای برآورد اجزای بازاری و غیربازاری خدمات اکوسیستم وجود دارد. ارزش‌های مصرفی به وسیله قیمت‌های بازار یا ابزارهای دیگر اندازه‌گیری و در فرآیندهای تصمیم‌گیری دخالت دارد اما تلفیق ارزش‌های غیرمصرفی به دلیل اینکه مبادله نمی‌شوند و نمی‌توان با قیمت‌های بازاری ارزش‌گذاری نمود، در فرآیندهای تصمیم‌گیری چالش برانگیز است. در سال‌های اخیر تکنیک‌های مختلفی برای برآورد ارزش غیربازاری منابع محیط‌زیستی توسعه یافته است، که این روش‌ها در دو دسته کلی روش‌های ارجحیت آشکار شده[3]و روش‌های ارجحیت اظهار شده[4]قرار می‌گیرند (Pearce and Turner, 1990)، که بر اساس برآورد میزان تمایل به پرداخت[5]می‌باشند.

در نمودار عرضه و تقاضا برای خدمات اکوسیستمی، به دلیل عدم امکان افزایش یا کاهش مستقیم این خدمات توسط سیستم‌های اقتصادی، منحنی عرضه آن‌ها تقریباً عمودی است. این ویژگی نشان‌دهنده محدودیت در تأمین خدمات اکوسیستمی به دلیل وابستگی آن‌ها به عوامل طبیعی و زیست‌محیطی است. از این رو، ارزش‌گذاری این خدمات معمولاً بر اساس مجموع اضافه رفاه مصرف‌کننده (سود حاصل از تفاوت میان ارزش ادراک‌شده و قیمت پرداختی) و اضافه رفاه تولیدکننده (سود ناشی از تفاوت میان قیمت دریافت‌شده و هزینه تأمین) انجام می‌شود. در این ارزیابی، ارزش کل خدمات به‌صورت حاصل‌ضرب قیمت در مقدار استفاده‌شده محاسبه می‌گردد، که بیانگر نقش کلیدی این خدمات در تأمین منافع اقتصادی و رفاهی جامعه است (United Nations, 2024). بسیاری از تکنیک‌های ارزیابی استفاده شده در مطالعاتی که در این تحقیق مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند، مستقلا یا غیرمستقیم، «تمایل به پرداخت» را برای خدمات اکوسیستمی ارزیابی کردند، گرچه در کنار سایر روش‌های تکمیلی نیز مد نظر قرار گرفته است.

1. Multiple evaluation
2. Geographic information system (GIS)
3. Revealed preferences methods (RP)
4. Stated preferences methods (SP)
5. Willingness-to-pay (WTP)

جدول(۱): گروه‌بندی خدمات اصلی اکوسیستمی مورد استفاده در این مطالعه

ردیف	خدمات اکوسیستم	عملکرد اکوسیستم	مثال
۱	تنظیم گازها	تنظیم ترکیب شیمیایی اتمسفر	تعادل CO_2/O_2، O_3 برای حفاظت UVB و سطح SO_x
۲	تنظیم آب و هوا	تنظیم دمای جهانی، بارش و سایر فرآیندهای محیط زیستی اقلیم در سطوح جهانی یا محلی	تنظیم گازهای گلخانه ای، تولد DMS که در شکل‌گیری ابرها موثر است
۳	تنظیم اختلالات	تنظیم ظرفیت و یکپارچگی پاسخ اکوسیستم به نوسانات محیط زیستی	محافظت در برابر طوفان، کنترل سیل، بازیابی خشکسالی و جنبه های دیگر پاسخ زیستگاه به تغییرات محیط زیست که توسط ساختار گیاهی کنترل می‌شود
۴	تنظیم آب	تنظیم جریان‌های هیدرولوژیکی	تأمین آب برای فرآیندهای کشاورزی، حمل نقل یا صنعتی
۵	تأمین آب	ذخیره و نگهداری آب	ذخیره و تامین آب بوسیله حوضه‌های آبخیز، مخازن و آبخوان‌ها
۶	کنترل فرسایش و نگهداری رسوب	نگهداری خاک در اکوسیستم	جلوگیری در برابر از دست دادن خاک بوسیله باد، رواناب یا دیگر فرآیندهای حذفی، ذخیره‌سازی رسوبات در دریاچه‌ها و تالاب‌ها
۷	تشکیل خاک	فرآیندهای تشکیل خاک	هوازدگی سنگ و تجمع مواد آلی
۸	چرخه مواد مغذی	ذخیره‌سازی، چرخه داخل و پردازش و استخراج مواد مغذی	تثبیت نیتروژن، چرخه‌های N، P و دیگر عناصر مواد مغذی
۹	تصفیه پسماند	بازیابی مواد مغذی محرک و حذف یا تجزیه مواد اضافه و ترکیباتشان	تصفیه پسماندها، کنترل آلودگی و سم زدایی
۱۰	گرده افشانی	حرکت گامت‌های گیاهی	گرده افشانی جهت ازیاد جمعیت گیاهی
۱۱	کنترل بیولوژیکی	تنظیم تروفیک–دینامیکی جمعیت	کاهش گیاهخواران توسط جمعیت شکارچی
۱۲	پناهگاه‌ها	ایجاد امنیت و پناه برای جمعیت ساکن و مهاجر گونه‌ها	نگهداری و حفاظت از گونه‌های مهاجر، زیستگاه منطقه‌ای برای گونه‌های محلی یا محلی برای زمستان گذرانی
۱۳	تولید غذا	تولید ناخالص اولیه قابل استخراج به‌عنوان غذا	تولید ماهی، محصولات کشاورزی، میوه‌ها
۱۴	مواد اولیه	مقدار تولید ناخالص اولیه قابل استخراج به‌عنوان مواد اولیه	تولید چوب، سوخت یا علوفه
۱۵	منابع ژنتیکی	منابع مواد و محصولات منحصر به فرد بیولوژیکی	داروها، محصولات برای مواد با کاربرد علمی، ژن‌ها برای مقاومت به پاتوژن‌های گیاهی و آفات کشاورزی، گونه‌های زینتی
۱۶	تفریح	ساختارهای بیوفیزیکی با ثبات جذاب (فرصت‌ساز برای فعالیت‌های تفریحی)	اکوتوریسم، ماهیگیری ورزشی و دیگر فعالیت‌های تفریحی در فضای باز
۱۷	فرهنگی	ساختارهای بیوفیزیکی معرف (فرصت‌ساز برای رشد فرهنگ و استفاده‌های غیرتجاری)	ارزش‌های زیبایی شناسی، هنری، آموزشی، معنوی و همچنین ارزش‌های علمی اکوسیستم‌ها

در این مطالعه، برای ارزشگذاری خدمات اکوسیستم هر نوع از کاربری‌ها، از فرمول تمایل به پرداخت (Hanemann, 1989) در رابطه (۱) استفاده گردید:

$$WTP = \int_{Q1}^{Q0} P(Q)\, dQ$$ رابطه (۱)

Q_0سطح اولیه (یا وضعیت اولیه محیط زیستی)، Q_1 سطح نهایی (تغییر وضعیت یافته محیط زیستی) و $P(Q)$ تابع قیمت یا ارزش مرزی[1]برای هر واحد سطح Q.

مطالعات بر اساس ارزش کل خدمات محیط زیست صورت گرفته است بدون در نظر گرفتن اینکه آیا آن خدمت در حال حاضر در بازار عرضه می‌شود یا نمی‌شود. ارزش اقتصادی کل یک محیط زیست از رابطه (۲) محاسبه گردید:

$$EV = DU + IU + OV + EV$$ رابطه (۲)

که در آن DU استفاده مستقیم، IU استفاده غیرمستقیم، OV ارزش انتخابی و EV ارزش موجود است.

در این تحقیقات، ارزش خدمات اکوسیستمی بر اساس واحد سطح و بر اساس بیوم محاسبه شده و سپس برای بدست آوردن ارزش کل خدمات بیوم‌ها و خدمات اکوسیستمی کل، در مجموع مساحت آن بیوم ضرب شده و در نهایت ارزش‌های کل هر بیوم با هم جمع شده است.

برای برآورد ارزش کل خدمات اکوسیستم، به برآورد کل میزان هر یک از اکوسیستم‌ها نیاز می‌باشد. بنابراین یک طبقه‌بندی تلفیقی با ۱۷ دسته اولیه طراحی گردید. تقسیم‌بندی کلی مابین اکوسیستم‌های خشکی و دریایی ایجاد شد. بخش دریایی شامل قسمت‌های اقیانوسی و ساحلی می‌باشد که خود به زیر قسمت‌های مصب، بستر جلبکی و صخره‌های مرجانی تقسیم می‌شود. بخش خشکی به جنگل (گرمسیری و معتدل)، مرتع/علفزار، تالاب‌ها، رودخانه/دریاچه، کویر، تندرا، یخچال/سنگ، زمین‌های کشاورزی و زمین‌های شهری تقسیم گردید. همچنین در این پژوهش فرض شد: الف) بوته‌زار و استپ به‌عنوان مرتع در نظر گرفته شدند و در کنار علفزار قرار گرفته است و ب) انواع جنگل‌های گرمسیری و گونه‌های بیشه‌زار در کنار یکدیگر به‌عنوان جنگل‌های استوایی در نظر گرفته شدند.

1. Marginal value

همه نتایج بر اساس شاخص قیمت مصرف کننده ایالات متحده و دیگر فاکتورهای تبدیل، به واحد دلار/هکتار/سال تبدیل شد. جهت تعدیل اثرات درآمدی، در برخی ارزیابی‌ها برای تبدیل ارزیابی خدمت اکوسیستمی به معادل دلاری، از سرانه نسبت قدرت خرید GNP در کشور مبدأ نسبت به آمریکا استفاده شد.

در این پژوهش، از یافته‌های حاصل از ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستمی و به‌طور کلی اقتصاد محیط‌زیست به‌عنوان وزن‌های نرمال‌شده استفاده شد. این رویکرد امکان تعیین اولویت‌های انتخاب بین کاربری‌های مختلف را برای سیاست‌گذاران در هر منطقه فراهم می‌کند. نتایج به‌دست‌آمده از این مرحله به‌عنوان نقشه وزن‌دهی در فرآیند تلفیق و تفسیر نهایی نقشه‌ها مورد استفاده قرار گرفت و در فرآیند تصمیم‌گیری در مورد کاربری‌های اراضی مورد استفاده قرار گرفت.

٤- نتایج

ارزش خدمات اکوسیستمی کاربری‌های مختلف بر اساس نتایج حاصل از تحلیل‌ها در جدول (٢) نشان داده شده است. بر اساس این نتایج جنگل مانگرو با ارزش ١٥٦٩۴ دلار، دارای بیشترین ارزش خدمات اکوسیستمی در واحد سطح هکتار در یکسال می‌باشد. همچنین کاربری‌های آب‌بند، سواحل، ساخت و ساز، آبزی پروری دریایی، کشاورزی، مرتع، ژئوپارک و زمین‌های بایر به ترتیب دارای بیشترین خدمات اکوسیستمی می‌باشند.

جدول(٢): ارزش خدمات اکوسیستمی استخراجی جهت کاربری‌های مختلف منطقه مطالعاتی

پوشش/ کاربری	ارزش (دلار / هکتار / سال)
ژئوپارک	١٢٩١
آب بند	١٢٥١٢
ساخت وساز	۶۶۶١
آبزی پروری دریایی	۶١۴٩
جنگل مانگرو	١٥۶٩۴
زمین‌های بایر/ بیابانی	٨٢٨
مرتع	۴١۶۶
نوار ساحلی	٨٩۴۴
کشاورزی	۵۵۶٧

شکل (٣) نقشه پهنه‌بندی ارزش خدمات اکوسیستم جزیره قشم را نشان می‌دهد. در جزیره قشم به میزانی که ارتباط کاربرهای با آب دریا بیشتر است، ارزش خدمات اکوسیستمی آنها بیشتر می‌باشد و جنگل‌های مانگرو در شمال غربی جزیره و آب‌بند در بخش غربی جزیره دارای بیشترین ارزش هستند. همچنین پهنای سواحل در مناطق شمال غربی و غربی جزیره بیشتر و در نتیجه دارای خدمات اکوسیستمی بیشتری می‌باشند.

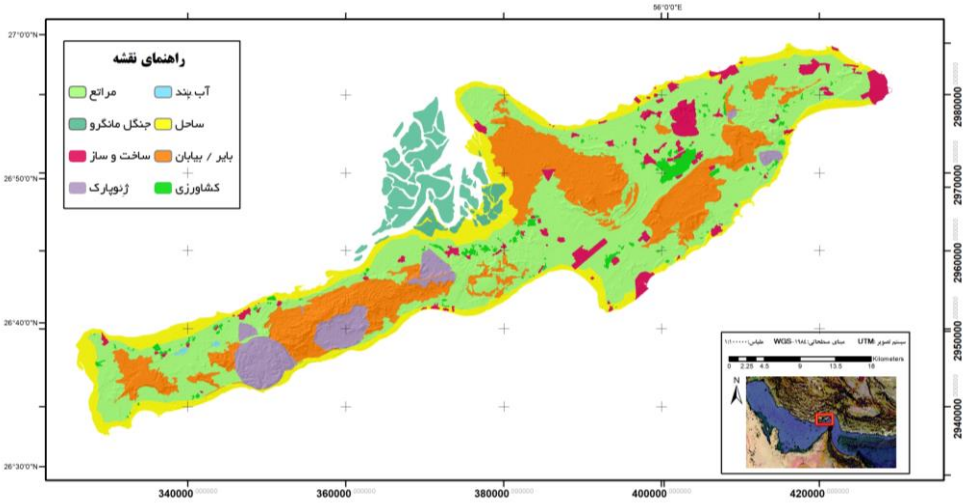
در این مطالعه، ارزش خدمات اکوسیستمی بر اساس معیارهای اقتصاد محیط‌زیست ارزیابی و به‌صورت نقشه پهنه‌بندی ارزش خدمات اکوسیستمی قشم در شکل (٣) ارائه شده است. بر اساس این پهنه‌بندی، کاربری مراتع دارای بیشترین مساحت خدمات اکوسیستمی در جزیره قشم می‌باشد. جدول (٣) ارزش خدمات اکوسیستمی هر یک از کاربری/پوشش‌های اراضی را در منطقه مطالعاتی نشان می‌دهد. این نتایج نشان می‌دهد که کاربری/پوشش مراتع با ارزش خدمات اکوسیستمی در حدود ٣٠٠ میلیون دلار در سال دارای بیشترین خدمات اکوسیستمی در جزیره قشم می‌باشد. کاربری/پوشش‌های سواحل و جنگل‌های مانگرو به ترتیب با ارائه خدمات اکوسیستمی به ارزش حدود ٢١٠ و ١٧٨ میلیون دلار در هکتار در مدت سال در رتبه‌های بعدی قرار دارند.

شکل (۴) ارزش خدمات هر کاربری/ پوشش را بر اساس مساحت آن کاربری در جزیره قشم نشان می‌دهد. گرچه از نظر مساحت زمین‌های بایر/ بیابانی بعد از مراتع بیشترین مساحت را به خود اختصاص داده‌اند اما نوارساحلی بعد از مراتع، بیشترین ارزش خدمات اکوسیستمی را داراست. آب‌بند گرچه دارای خدمات بالای اکوسیستمی هست اما به دلیل مساحت کمی که در جزیره قشم دارد، دارای کمترین مجموع ارزش خدمات اکوسیستمی در این جزیره می‌باشد.

نقشه پهنه‌بندی ارزش خدمات اکوسیستمی منطقه مطالعاتی، به‌عنوان نقشه وزن‌دهی برای تعیین اولویت کاربری‌ها در مرحله تلفیق و تصمیم‌گیری در مورد کاربری‌ها استفاده قرار گرفته شد. شکل (۵) نقشه نهایی تلفیق کاربری منطقه مطالعاتی قشم را نشان می‌دهد.

شکل (۶) ترتیب سطح اشغال کاربری‌های مختلف در نقشه نهایی تلفیق اراضی بر اساس نتایج خدمات اکوسیستمی در منطقه مطالعاتی قشم نشان می‌دهد. بر اساس جمع‌بندی حاصل از نتایج ارزیابی توان اکولوژیک همراه با تعیین اولویت بر اساس ارزش خدمات اکوسیستمی در منطقه مطالعاتی قشم از نظر وسعت، پهنه‌های دارای توان برای توریسم با اختصاص حدود ٢١ درصد از وسعت منطقه مطالعاتی قشم، در رتبه نخست جای دارند، در حالی که کاربری/پوشش آب‌بند دارای کمترین سهم از وسعت منطقه را داراست.

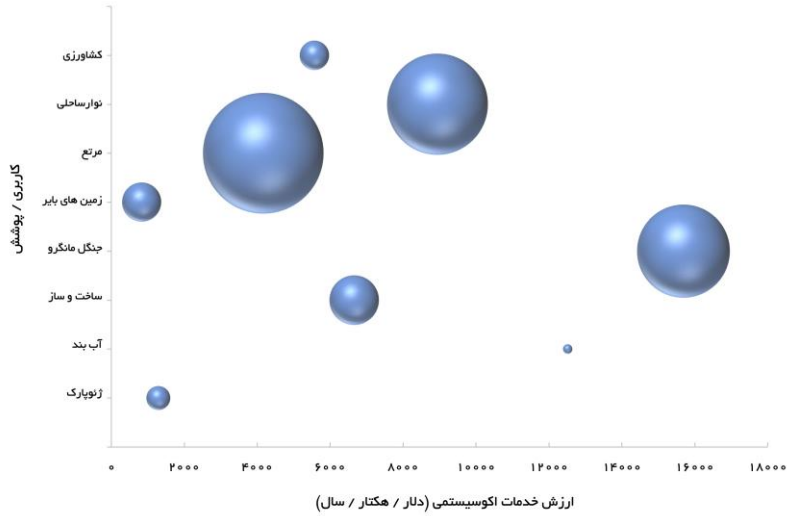
جدول (۴) وسعت و درصد هر یک از کاربری‌ها را در نقشه تلفیقی نهایی ارائه می‌دهد. بعد از کاربری توریسم، کاربری کشاورزی–مرتعداری با بیش از ۱۵ درصد وسعت و ساحل با حدود ۱۲ درصد وسعت، کاربری‌های دوم و سوم از نظر وسعت هستند. پهنه‌های دارای توان برای توسعه کشاورزی–توریسم، کشاورزی، توسعه شهری، روستایی و صنعتی، شهر، جنگل‌های مانگرو، ژئوپارک، آبزی پروری دریایی، شهر، روستا و صنعت–توریسم و آب‌بند در رتبه‌های بعدی از نظر وسعت جای گرفته‌اند.



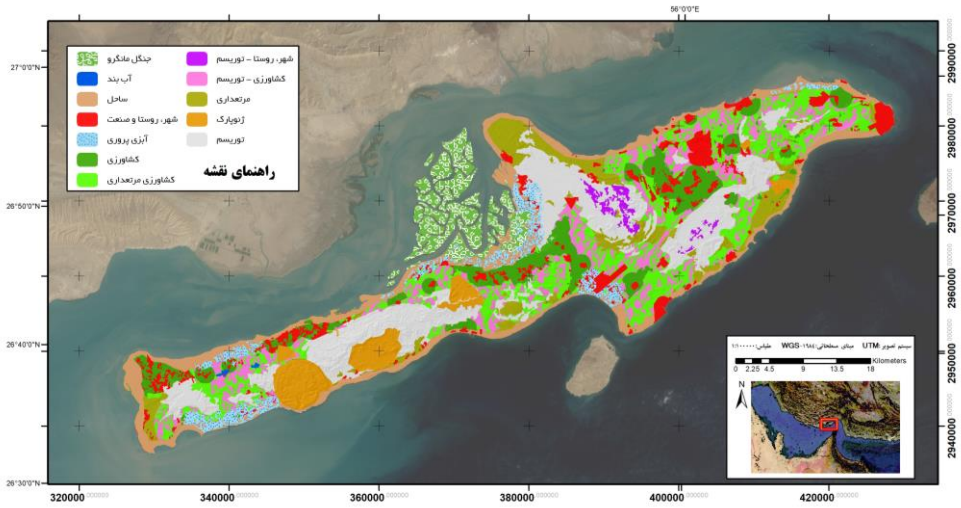
شکل(۳): پهنه‌بندی ارزش خدمات اکوسیستمی در منطقه مطالعاتی

جدول(۳): ارزش خدمات اکوسیستمی هر یک از کاربری / پوشش در منطقه مطالعاتی

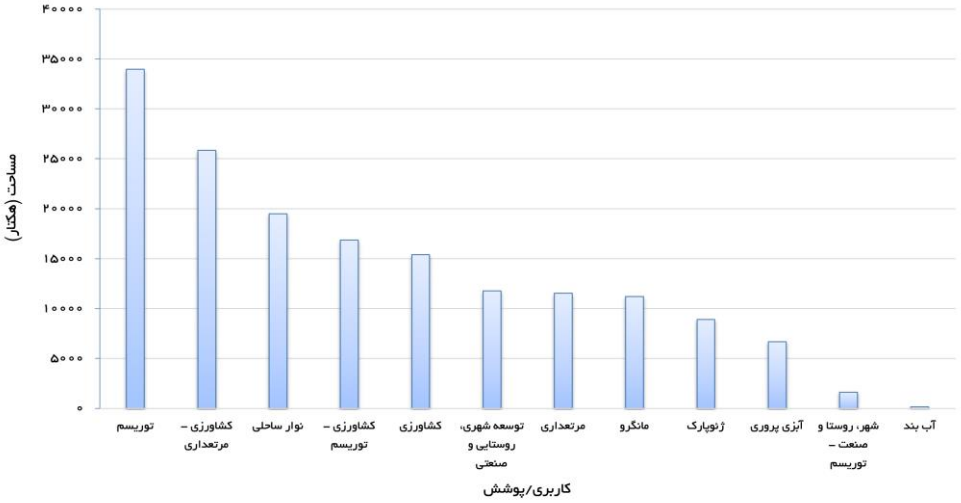
پوشش/کاربری	مساحت	ارزش خدمات اکوسیستمی
آب‌بند	۱۳۷/۵۱۹	۱۷۲۰۶۳۴/۱۱۲
جنگل مانگرو	۱۱۲۹۱/۱۱۹	۱۷۷۲۰۲۸۲۲/۲
زمین‌های بایر	۳۷۸۶۵/۳۵۳	۳۱۳۵۲۵۱۲/۵۱
ژئوپارک	۸۹۸۴/۱۹۹	۱۱۵۹۸۶۰۰/۷۵
ساخت و ساز	۷۵۳۸/۴۱۴	۵۰۲۱۳۳۷۸/۲۷۰
کشاورزی	۳۱۳۳/۷۵۵	۱۷۴۴۵۶۱۶/۵
مرتع	۷۱۹۱۶/۴۲۲	۲۹۹۶۰۳۸۱۵/۷
نوار ساحلی	۲۳۴۸۲/۱۸۷	۲۱۰۰۲۴۶۸۳/۵



شکل(٤): ارزش کل هر کاربری در منطقه مطالعاتی



شکل(٥): نقشه تلفیق کاربری اراضی منطقه مطالعاتی جزیره قشم



شکل(٦): مساحت کاربری‌های مختلف در نقشه نهایی تلفیق اراضی بر اساس نتایج خدمات اکوسیستمی در منطقه مطالعاتی

جدول(٤): وسعت و درصد هر یک از کاربری‌های پیشنهادی بر اساس ارزش خدمات اکوسیستم

کاربری	درصد	مساحت (هکتار)
آب‌بند	۰/۰۰۱	۱۳۶/۲۱۶
آبزی پروری	۰/۰۴۱	۶۶۷۹/۳۹
توریسم	۰/۲۰۸	۳۳۹۷۰/۱۶
توسعه شهری، روستایی و صنعتی	۰/۰۷۲	۱۱۷۵۲/۶۷
ژئوپارک	۰/۰۵۴	۸۸۹۸/۹۸
شهر، روستا و صنعت – توریسم	۰/۰۱۰	۱۵۹۸/۱۴
کشاورزی	۰/۰۹۴	۱۵۳۸۹/۸۰
کشاورزی – توریسم	۰/۱۰۳	۱۶۸۵۵/۳۳
کشاورزی – مرتعداری	۰/۱۵۸	۲۵۸۳۷/۴۴
مانگرو	۰/۰۶۹	۱۱۱۸۹/۹۳
مرتعداری	۰/۰۷۱	۱۱۵۴۰/۸۸
نوار ساحلی	۰/۱۱۹	۱۹۴۹۰/۸۲

۵- بحث و نتیجه‌گیری

تحقیقات بر روی خدمات اکوسیستمی در سال‌های اخیر توجه بسیار زیادی را به خود جلب کرده است و تبدیل به یکی از مهمترین و سریعترین حوزه‌های در حال تکامل در علوم محیط زیست و اقتصاد اکولوژیکی شده است. تحقیقات بر روی خدمات اکوسیستمی به دلیل تمرکز بر روی رابطه طبیعت و جامعه به‌عنوان «سنگ بنای علوم پایداری»[1] تعریف می‌شود (Geneletti, 2011). با توجه به اینکه عرضه و تقاضای خدمات اکوسیستمی ممکن است از نظر جغرافیایی مختلف باشد، مدیریت این ناهمگنی مکانی مستلزم ارزیابی و پهنه‌بندی خدمات اکوسیستم (Inácio et al., 2020) و استفاده از نتایج آن در برنامه‌ریزی‌های فضایی می‌باشد. اما علی‌رغم رشد دانش و افزایش تحقیقات بر روی خدمات اکوسیستمی در سال‌های اخیر، استفاده از نتایج آن در برنامه‌ریزی‌های علمی و پشتیبانی از فرآیند تصمیم‌گیری در عمل بسیار محدود بوده و در مراحل اولیه می‌باشد (Albert et al., 2014؛ Qiu et al., 2022) و هنوز چالش‌های مفهومی، روش شناختی، هماهنگی بین‌بخشی و نهادی را در پیش رو دارد (De Groot et al., 2010). این مطالعه با هدف، تحلیل کاربرد نتایج حاصل از مطالعات اقتصاد محیط زیست و به کارگیری نتایج این مطالعات در فرآیند برنامه‌ریزی فضایی انجام شد. از آنجایی که هدف از برنامه‌ریزی فضایی ایجاد یک سازمان معقول و منطقی استفاده از زمین و ایجاد ارتباط بین این کاربری‌ها می‌باشد به‌طوری که بتواند به مطالبات توسعه‌ای، همراه با ملاحظات محیط زیستی و توسعه اقتصادی-اجتماعی پاسخ دهد بنابراین تلفیق این نتایج در این فرآیند ضروری به نظر می‌رسد. از آنجا که فرآیند برنامه‌ریزی محیط زیست با واحدهای ژئوسیستمی در ارتباط می‌باشد، ایده روش تحقیق حاضر استفاده از داده‌ها و اطلاعاتی بود که بتواند وجه مشترک بین واحدهای کاری برنامه‌ریزی محیط زیستی و ارزیابی های خدمات اکوسیستمی را برقرار کند. بنابراین در این تحقیق، به تحلیل اطلاعات حاصل از ارزشگذاری خدمات اکوسیستمی تحقیقاتی که بر اساس مرز پوشش یا کاربری در سرزمین صورت گرفته بودند پرداخته شد. همچنین از آنجایی که در فرآیند ارزیابی توان، نیاز به مقایسه بین کاربری‌ها و تصمیم در مورد اولویت بندی بین کاربری‌های دارای توان برای یک واحد ژئوسیستمی یکسان بود، نیاز بود که داده‌های اقتصاد محیط زیست برای مجموعه ای از خدمات اکوسیستمی یکسانی به دست آمده باشد. در این مطالعه برای دستیابی به واحدهای همگن اکولوژیک، از دو روش پارامتریک شامل روی‌هم‌گذاری لایه‌ها و ارزیابی چندعامله، طبق مدل‌های اکولوژیک ایران استفاده شد. خدمات اکوسیستمی که برای هر کاربری مورد ارزیابی قرار گرفت و نتایج ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستمی، پس از نقشه‌سازی با کمک GIS و تصاویر ماهواره‌ای، برای تعیین اولویت کاربری سرزمین به کار رفت و نقشه کاربری اراضی پیشنهادی با توجه به خدمات اکوسیستمی به دست آمد.

نتایج این مطالعه نشان داد که در بین کاربری‌های منطقه قشم، جنگل‌های مانگرو با ارزش خدمات اکوسیستمی در طول یک سال، دارای بیشترین ارزش هستند. نتایج مطالعات مشایخی و همکارانش (۱۳۹۷) در مورد جنگل‌های مانگرو در جزیره قشم موید نتایج تحقیق حاضر است. این جنگل‌ها حداقل ۱۱ مورد از جدول ۱۷ گانه خدمات اکوسیستمی را ارائه می‌کنند. مطالعات نشان می‌دهد که علی‌رغم افزایش مساحت این جنگل‌ها طی دو دهه گذشته، کیفیت این زیستگاه و در نتیجه ارایه خدمات اکوسیستمی آنها کاهش یافته است (Dashtbozorgi et al., 2023 ؛ Feyzolahpour et al., 2023). ارزش کل خدمات اکوسیستمی جزیره قشم برابر ۷۹۹۱۶۲۰۶۳/۵۴ دلار در سال می‌باشد. در جزیره قشم، ارتباط بیشتر و نزدیکتر کاربری‌ها با منابع آب دریا منجر به افزایش ارزش خدمات اکوسیستمی این مناطق می‌شود، به‌طوری که جنگل‌های مانگرو در شمال غربی جزیره و آب‌بندها در بخش غربی آن دارای بالاترین ارزش خدمات اکوسیستمی هستند. ژئوپارک و زمین‌های بایر/بیابانی نیز دارای کمترین خدمات اکوسیستمی می‌باشند. اگرچه ارزش خدمات اکوسیستمی جنگل‌های مانگرو در واحد سطح نزدیک به سه برابر ارزش خدمات اکوسیستمی مرتع می‌باشد، اما به دلیل مساحت بیشتر مراتع در جزیره قشم، مراتع بیشترین میزان ارزش خدمات اکوسیستمی در مجموع کل جزیره قشم دارا می‌باشند.

نتایج تحلیل برنامه‌ریزی فضایی جزیره قشم با ملاحظات خدمات اکوسیستمی کاربری‌ها، نشان می‌دهد که کاربری توریسم دارای بیشترین وسعت کاربری پیشنهادی برای جزیره قشم می‌باشد. مجموع کاربری توریسم همراه با سایر کاربری‌های تلفیقی ۴۴/۴ درصد از کل اراضی قشم را شامل می‌شود که هم راستا با نتایج تحقیقات رشیدی‌نژاد و همکاران (۱۳۹۲) و پورابراهیم و یاوری (۱۳۸۲) است. کاربری‌های کشاورزی-مرتعداری و ساحل به ترتیب در رتبه‌های بعدی بیشترین وسعت کاربری پیشنهادی برای جزیره قشم با توجه به ارزش خدمات اکوسیستمی هستند. مقایسه نتایج تلفیق اراضی با ملاحظات اقتصاد محیط زیست با نتایج حاصل از ارزیابی به روش معمول مطالعات محیطی نشان می‌دهد که ۴۶۸۹/۴۸ هکتار تفاوت در کاربری‌های دو روش وجود دارد، به‌طوری که به‌عنوان مثال، وسعت کاربری‌های توریسم و مرتعداری در نقشه تلفیقی همراه با خدمات اکوسیستمی کاهش یافته و در عوض وسعت کاربری‌های آبزی پروری و کشاورزی افزایش یافته است. کاربری‌های حفاظت و حفاظت-توریسم در نقشه تلفیقی ارزیابی به روش معمول مطالعات محیطی، در نقشه تلفیقی بر اساس خدمات اکوسیستمی در غالب کاربری‌های جنگل‌های مانگرو، ژئوپارک، ساحل و قسمت‌های محدودی از بخش شرقی جزیره می‌باشند. با توجه به ارزش حفاظتی منطقه مورد مطالعه، توسعه اقدامات حفاظتی در کاربری‌های مختلف ضروری است. این اقدامات همراه با رویکردی مشارکتی، نه تنها به افزایش پایداری محیط‌زیست کمک می‌کنند، بلکه سبب ارتقای کیفیت زیستی منطقه نیز می‌گردند (Abidin et al., 2023؛ پورابراهیم و یاوری, ۱۳۸۲؛ صیامی و سیرجانی، ۱۳۹۴). نکته قابل توجهی که در تلفیق نقشه

1. Cornerstone of sustainability science

نهایی با توجه به ارزش خدمات اکوسیستمی وجود دارد نگاه ویژه و اولویت ژئوپارک در این تلفیق است که بر اساس معیارهای مدل اکولوژیک ایران این مکان‌ها در اراضی بدون توان یا با توان‌های پایین توریستی قرار می‌گرفتند.

تصمیم‌گیری براساس نتایج ارزیابی توان اکولوژیک بدون در نظر گرفتن مزیت‌های نسبی اقتصادی، از اثربخشی لازم برخوردار نخواهد بود. از سوی دیگر، ارزشگذاری اقتصادی برپایه منافع حاصل از خدمات اکوسیستمی صورت می‌گیرد، لذا توصیه می‌شود فرایند ارزیابی توان اکولوژیک، مدل‌های خود را در تلفیق با نتایج ارزشگذاری اقتصادی خدمات اکوسیستمی ارتقاء دهد، زیرا به تعادل بین سلامت اکولوژیک و نیازهای توسعه انسانی کمک می‌کند. ابزارهایی همچون ارزیابی راهبری محیط زیست، می‌توانند این ادغام را تسهیل کنند و تضمینی برای ارائه بلندمدت خدمات اکوسیستم باشند. همچنین، با توجه به اینکه در فرآیند آمایش سرزمین، طیف گسترده‌ای از اطلاعات در مقیاس‌های مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرد و ضروری است که این اطلاعات از سطح خرد تا کلان قابل تحلیل و تلفیق باشند، لازم است در روند انجام آمایش مناطق، آمار و اطلاعات مربوط به ارزش‌گذاری خدمات اکوسیستمی نیز استانداردسازی و صحّت‌سنجی شوند که ایجاد یک سیستم حسابداری محیط زیستی- اقتصادی در سطح ملی می‌تواند آغازی برای این سازوکار باشد.[1] این فرآیند شامل رفع تناقضات و ارائه داده‌های مدون در نتایج ارزیابی‌های توان و برنامه‌ریزی فضایی است تا به‌عنوان پایه‌ای قابل اعتماد برای تصمیم‌گیری‌های کلان مورد استفاده قرار گیرند.

منابع

اسماعیل‌زاده، ح.، مبرقعی، ن.، کاشف، م.، و اکبری، ن. ا. (۱۳۹۹). برنامه‌ریزی فضایی منطقه‌ای مبتنی بر عرضه و تقاضای خدمات اکوسیستمی. پژوهش‌های برنامه و توسعه، ۱(۴)، ۶۷–۹۰.

پورابراهیم، ش.، و یاوری، ا. (۱۳۸۲). برنامه‌ریزی توسعه آتی جزیره قشم در چارچوب آمایش سرزمین. محیط‌شناسی، ۲۹(۳۱)، ۸۸–۷۱.

ثروتی، م. ر.، مزبانی، م.، و ارجمند، ا. (۱۳۹۴). برآورد عیار اقتصادی – توریستی ژئومورفوسایت‌های جزیره قشم و واکاوی عوامل مؤثر بر تمایل به پرداخت بازدیدکنندگان با روش ارزش‌گذاری مشروط. مطالعات برنامه‌ریزی سکونتگاه‌های انسانی، ۱۰(۳۳)، ۱۰۵–۹۱.

دانه‌کار، ا. (۱۳۹۳). رویکرد گروه منابع طبیعی و محیط زیست در تنظیم فصل پنجم طرح آمایش فارس. استانداری فارس.

دانه‌کار، ا.، داور، ل.، طاهری‌سرتشنیزی، ف.، جعفری، ش.، و مشهدی‌رفیعی، م. (۱۴۰۰). ارزیابی توان اکولوژیک ناحیه ساحلی استان هرمزگان: برگرفته از مطالعات طرح تدقیق مدیریت یکپارچه مناطق ساحلی استان هرمزگان. سازمان بنادر و دریانوردی، ۲۱۸ ص.

دانه کار، ا. (۱۳۹۳). رویکرد گروه منابع طبیعی و محیط زیست در تنظیم فصل پنجم طرح آمایش فارس. استانداری فارس.

رشیدی‌نژاد، ح.، کوهپایه، م.، دهقانی، م.، و رشیدی‌نژاد، ف. (۱۳۹۲). تعیین توان اکولوژیک و مدیریت راهبردی اکوتوریسم به روش MADM (مطالعه موردی: جزیره قشم). دومین کنفرانس بین‌المللی مدیریت، کارآفرینی و توسعه اقتصادی، ۴۶۱–۴۴۹.

روستا، ا. (۱۳۹۰). ارزش‌گذاری اقتصادی منابع زیست‌محیطی (مطالعه موردی: پارک ملی کویر). دومین همایش ملی مقابله با بیابان‌زایی و توسعه پایدار تالاب‌های کویری ایران. اراک، ۱۳۹۰، ۹۰–۷۱.

سازمان بنادر و دریانوردی. (۱۳۹۳). طرح جامع مدیریت یکپارچه مناطق ساحلی ایران. معاونت توسعه و تجهیز وزارت راه و شهرسازی.

سعیدصبائی، م.، ماهینی، ع.، غریبی، ر.، و سعیدصبائی، ا. (۱۳۹۵). بهگزینی کاربری اراضی با رویکرد خدمات اکوسیستم به کمک برنامه‌ریزی خطی. محیط زیست طبیعی، ۶۹(۳)، ۷۱۳–۶۹۷.

شرکت مهندسین جامع ایران. (۱۳۹۰). ارزش‌گذاری اقتصادی منابع زیست‌محیطی پارک ملی کویر. مجموعه مقالات همایش طرح ملی ارزش اقتصادی منابع. سازمان محیط زیست، ۱۱۶–۱۱۲.

صیامی، ق.، و سیرجانی، س. (۱۳۹۴). مقایسه تطبیقی مبتنی بر شاخص‌های پایداری محیطی در ساختار فضایی پیشنهادی طرح جامع شهرهای ساحلی دریای مازندران (مطالعه موردی: شهرهای ساری و رشت). مطالعات برنامه‌ریزی سکونتگاه‌های انسانی، ۱۰(۳۱)، ۱۴۰–۱۲۱.

عبدالهی، ص.، ماهینی، ع.، فاخران، س.، و ایلدرمی، ع. (۱۳۹۹). تعیین مناطق همگن عرضه خدمات اکوسیستمی در بخش مرکزی استان اصفهان. سنجش از دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی در منابع طبیعی، (۱)۱۱، ۴۷–۲۹.

فتاحی، ا.، و فتح‌زاده، ع. (۱۳۹۲). تبیین ارزش گردشگری محیط‌زیست طبیعی در مناطق بیابانی (مطالعه موردی: منطقه بنادک‌سادات یزد). محیط زیست طبیعی، (۱)۶۶، ۵۹–۴۹.

محمدی اشنانی، م. ح. (۱۳۹۹). حسابرسی سبز و انرژی. تهران: پژوهشکده دانشنامه نگاری، پژوهشگاه علوم انسانی و مطالعات فرهنگی.

محمدی اشنانی، م.، میرعمادی، ط.، دانه‌کار، ا.، مخدوم، ف. م.، و ماجد، و. (۱۳۹۹). سیاست‌های اقتصاد یادگیرنده جهت دستیابی به توسعه پایدار. علوم و تکنولوژی محیط زیست، (۲)۲۲، ۲۷۴–۲۵۳.

مخدوم، م. (۱۳۹۰). شالوده آمایش سرزمین. تهران: انتشارات دانشگاه تهران، ۲۸۹ ص.

مرکز آمار ایران. (۱۴۰۲). سالنامه آماری استان هرمزگان. ۷۱۴ ص.

مرکز ملی آمایش سرزمین. (۱۳۸۵). راهنمای انجام مطالعات آمایش سرزمین. سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی کشور.

مشایخی، ز. (۱۳۹۴). شناسایی، کمی‌سازی و ارزش‌گذاری اقتصادی محیط‌زیستی خدمات اکوسیستمی جنگل‌های مانگرو جزیره قشم. پایان‌نامه دکتری تخصصی محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ۲۱۲ ص.

مشایخی، ز.، شرزه‌ای، غ.، دانه‌کار، ا.، و ماجد، و. (۱۳۹۷). مقایسه روش‌های ترجیح بیان‌شده در ارزش‌گذاری اقتصادی خدمات اکوسیستمی (بررسی موردی: جنگل‌های حرا قشم). علوم محیطی، (۱)۱۶، ۸۸–۶۹.

معاونت پژوهشی دانشگاه هرمزگان. (۱۳۹۵). گزارش آمایش سرزمین استان هرمزگان. دانشگاه هرمزگان.

1. System of environmental-economic accounting – Ecosystem accounting (SEEA EA)

نویدی، ح. (۱۳۹۲). برآورد ارزش تفرجی مناطق کویری ایران. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ۹۰ ص.

وحیدی، پ. (۱۳۷۳). آمایش سرزمین: راهنمایی برای برنامه‌ریزی آموزش عالی. پژوهش و برنامه‌ریزی در آموزش عالی، (۷،۸)۲، ۱۰۴–۷۵.

وردی‌نژاد، ف.، و کریمی‌آشتیانی، ح. (۱۳۸۷). شناخت محیط زیست و آمایش سرزمین. تهران: انتشارات مدیریت شهری، ۲۷۰ ص.

Abidin, Z., Nuryani, F. E., Saputra, D. K., Fattah, M., Harahab, N., and Kusumawati, A. (2023). Mangrove potential assessment for determining ecotourism attraction and strengthening destination branding and marketing: Gunung Pithing Mangrove Conservation, Indonesia. GeoJournal of Tourism and Geosites, 47(2), 388–396.

Albert, C., Aronson, J., Fürst, C., and Opdam, P. (2014). Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. Landscape Ecology, 29(8), 1277–1285.

Allison, L. (2021). Environmental planning: A political and philosophical analysis. Routledge. 134p.

Asafu-Adjaye, J. (2005). Environmental economics for non-economists: Techniques and policies for sustainable development (2nd ed.). World Scientific. 392p.

Ausseil, A.-G., Herzig, A., and Dymond, J. (2012). Optimising land use for multiple ecosystem services objectives: A case study in the Waitaki Catchment, New Zealand. Proceedings of the International Congress on Environmental Modelling and Software, 6(1), 249–256.

Barbier, E. B., Koch, E. W., Silliman, B. R., Hacker, S. D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E. F., Polasky, S., Aswani, S., and Cramer, L. A. (2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. Science, 319(5861), 321–323.

Bauler, T., and Pipart, N. (2013). Ecosystem services in Belgian environmental policy making: Expectations and challenges linked to the conceptualization and valuation of ecosystem services. In S. Jacobs, N. Dendoncker, and H. Keune (Eds.), Ecosystem services: Global issues, local practices (pp. 121–133). Elsevier.

Boslaugh, S. (2007). An introduction to secondary data analysis. In S. Boslaugh (Ed.), Secondary data sources for public health: A practical guide (pp. 2–10). Cambridge University Press.

Brander, L. M., de Groot, R., Schägner, J. P., Guisado-Goñi, V., van 't Hoff, V., Solomonides, S., McVittie, A., Eppink, F., Sposato, M., Do, L., Ghermandi, A., Sinclair, M., and Thomas, R. (2024). Economic values for ecosystem services: A global synthesis and way forward. Ecosystem Services, 66, 101606.

Brilhuis-Meijer, E. (2014). Weighting: Applying a value judgement to LCA results. PRé Consultants BV.

Carpenter, S. R., Bennett, E. M., and Peterson, G. D. (2006). Scenarios for ecosystem services: An overview. Ecology and Society, 11(1), 29.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., and van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387(6630), 253–260.

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., and Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. Global Environmental Change, 26, 152–158.

Council of Europe. (1984). Recommendation No. R (84) 2: Report of the Committee of Ministers to member states on the European Regional/Spatial Planning Charter. Council of Europe.

Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Salzman, J., and Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: Time to deliver. Frontiers in Ecology and the Environment, 7(1), 21–28.

Das, S. (1998). Watershed development—Planning and strategy. Journal of Rural Development, 17, 463–480.

Dashtbozorgi, F., Hedayatiaghmashhadi, A., Dashtbozorgi, A., Ruiz–Agudelo, C. A., Fürst, C., Cirella, G. T., and Naderi, M. (2023). Ecosystem services valuation using InVEST modeling: Case from southern Iranian mangrove forests. Regional Studies in Marine Science, 60, 102813.

De Groot, R. S. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. Environmentalist, 7(2), 105–109.

De Groot, R. S. (1992). Functions of nature: Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff BV. xviii+315p.

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., and Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecological Complexity, 7(3), 260–272.

De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., and Hein, L. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosystem Services, 1(1), 50–61.

Douvere, F. (2008). The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. Marine Policy, 32(5), 762–771.

Eggenberger, M., and Partidário, M. R. (2000). Development of a framework to assist the integration of environmental, social and economic issues in spatial planning. Impact Assessment and Project Appraisal, 18(3), 201–207.

Ehrlich, P. R. (1994). Too many rich people: Weighing relative burdens on the planet. Paper presented at the International Conference on Population and Development, Cairo, Egypt.

Feyzolahpour, M., Ghasemlu, H., and Fard, M. (2023). The impact of human activities on the mangrove forests of the Qeshm Island, Iran. AUC Geographica, 58(2), 96–112.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), and United Nations Environment Programme (UNEP). (1999). The future of our land: Facing the challenge – Guidelines for integrated planning for sustainable management of land resources. FAO. 88 pages.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1993). Guidelines for land-use planning (FAO Development Series No. 1). Rome: FAO, 96p.

Frank, S., Fürst, C., Witt, A., Koschke, L., and Makeschin, F. (2014). Making use of the ecosystem services concept in regional planning—Trade-offs from reducing water erosion. Landscape Ecology, 29(8), 1377–1391.

Freeman, C. (1992). The economics of hope: Essays on technical change, economic growth and the environment. London: Pinter Publishers.

Galler, C., Albert, C., and von Haaren, C. (2016). From regional environmental planning to implementation: Paths and challenges of integrating ecosystem services. Ecosystem Services, 18, 118–129.

Geneletti, D. (2011). Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 7(3), 143–149.
Goldstein, J. H., Caldarone, G., Duarte, T. K., Ennaanay, D., Hannahs, N., Mendoza, G., Polasky, S., Wolny, S., and Daily, G. C. (2012). Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. Proceedings of the National Academy of Sciences, 109(19), 7565–7570.
Hall, P. (1975). Urban and regional planning. Harmondsworth: Penguin Books.
Hanemann, W. M. (1991). Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ? The American Economic Review, 81(3), 635–647.
Hariram, N. P., Mekha, K. B., Suganthan, V., and Sudhakar, K. (2023). Sustainalism: An integrated socio-economic-environmental model to address sustainable development and sustainability. Sustainability, 15(13), 10682.
Hauck, J., Görg, C., Varjopuro, R., Ratamäki, O., and Jax, K. (2013). Benefits and limitations of the ecosystem services concept in environmental policy and decision making: Some stakeholder perspectives. Environmental Science & Policy, 25, 13–21.
Inácio, M., Karnauskaitė, D., Baltranaitė, E., Kalinauskas, M., Bogdzevič, K., Gomes, E., and Pereira, P. (2020). Ecosystem services of the Baltic Sea: An assessment and mapping perspective. Geography and Sustainability, 1(4), 256–265.
Intergovernmental Oceanographic Commission. (2015). Progress in the implementation of the Integrated Coastal Area Management (ICAM) Strategy, including marine spatial planning and Large Marine Ecosystems. Paris: UNESCO. 36 pages.
Kaiser, E. J., Godschalk, D. R., and Chapin, F. S., Jr. (1995). Urban land use planning (4th ed.). University of Illinois Press. 505p.
Karimzadegan, H., Rahmatian, M., Dehghani Salmasi, M., Jalali, R., and Shahkarami, A. (2007). Valuing forests and rangelands–ecosystem services. International Journal of Environmental Research, 1(4), 368–377.
Keeble, L. B. (1952). Principles and practice of town and country planning. London: Estates Gazette. xvi, 594 pages.
Kemp, R., and Arundel, A. (2004). Strategies for eco-efficiency innovation: Strategy paper for the Informal Environmental Council Meeting. Maastricht: MERIT, University of Maastricht. 25 pages.
Koulov, B., Ivanova, E., Borisova, B., Assenov, A., and Ravnachka, A. (2017). GIS-based valuation of ecosystem services in mountain regions: A case study of the Karlovo Municipality in Bulgaria. One Ecosystem, 2, e14062.
Liu, Y.-Y., Wang, W.-N., Ou, C.-X., Yuan, J.-X., Wang, A.-L., Jiang, H.-S., and Sun, R. (2010). Valuation of shrimp ecosystem services–a case study in Leizhou City, China. International Journal of Sustainable Development & World Ecology, 17(3), 217–224.
McHarg, I. L., and Mumford, L. (1969). Design with nature. New York: Natural History Press. viii, 198 pages.
McLoughlin, J. B. (1969). Urban & regional planning: a systems approach. London: Faber and Faber. 331 pages.
Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press. 137p.
Mohammadi Ashnani, M. H., Danehkar, A., Makhdoum, M., and Majed, V. (2018). Integrating the concept of ecosystem services and values in land use planning. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 167, 012026.
Munasinghe, M. (1993). Environmental economics and sustainable development (Vol. 3). Washington, DC: World Bank Publications. vi, 112 pages.
Myers, N. (1994). The Cairo crunch. People and the Planet, 3(3), 37.
Nadin, V. (2006). The role and scope of spatial planning: Literature review. In Baker, J., Talljard, L., Clayden, J., Baker, M., Nadin, V., and Shaw, D. (Eds.), Spatial planning in practice: Supporting the reform of spatial planning. London: Department for Communities and Local Government. pp. 1–45.
Osthorst, W., and Lange, H. (2007). Integrated coastal zone management (ICZM) as a challenge to spatial planning: On vision-building and decision-making. An empirical evaluation of applied planning in Germany. Planning Practice and Research, 22(3), 331–350.
Pearce, D. W., and Turner, R. K. (1990). Economics of natural resources and the environment. Baltimore: Johns Hopkins University Press. 392 pages.
Qiu, L., Dong, Y., and Liu, H. (2022). Integrating ecosystem services into planning practice: Situation, challenges and inspirations. Land, 11(4), 545.
Ramakrishna, N. (2003). Production system planning for natural resource conservation in a micro-watershed. Electronic Green Journal, 1(18).
Ronchi, S. (2018). Ecosystem services and planning. In S. Ronchi (Ed.), Ecosystem services for spatial planning (pp. 1–26). Cham: Springer.
Sachs, J. D., Lafortune, G., Fuller, G., and Drumm, E. (2023). Sustainable development report 2023: Implementing the SDG Stimulus. Sustainable Development Solutions Network. 508 pages.
Sandhu, H. S. (2007). Quantifying the economic value of ecosystem services on arable farmland: a bottom-up approach. Lincoln University. 230 pages.
Schägner, J. P., Brander, L., Maes, J., and Hartje, V. (2013). Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects. Ecosystem Services, 4, 33–46.
Schmitt, L. H. M., and Brugere, C. (2013). Capturing ecosystem services, stakeholders' preferences and trade-offs in coastal aquaculture decisions: a Bayesian belief network application. PLOS ONE, 8(10), e75956.
Tallis, H., Guerry, A., Daily, G. C., and Pascual, U. (2024). Ecosystem services. In S. A. Levin (Ed.), Encyclopedia of Biodiversity (3rd ed., Vol. 3, pp. 753–763). Oxford: Academic Press.
Tammi, I., Mustajärvi, K., and Rasinmäki, J. (2017). Integrating spatial valuation of ecosystem services into regional planning and development. Ecosystem Services, 26, 329–344.
Taylor, N. (2010). What is this thing called spatial planning? An analysis of the British government's view. Town Planning Review, 81(2), 193–208.
United Nations. (2024). System of Environmental-Economic Accounting – Ecosystem Accounting (Statistical Papers Series F, No. 124). Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division. 409 pages.
Vargas, C. M., and Cooper, P. J. (2024). Implementing sustainable development: From global policy to local action. Rowman & Littlefield. 320 pages.
Vega, D. C., and Alpízar, F. (2011). Choice experiments in environmental impact assessment: the case of the Toro 3 hydroelectric project and the Recreo Verde tourist center in Costa Rica. Impact Assessment and Project Appraisal, 29(4), 252–262.

Xia, H., Yuan, S., and Prishchepov, A. V. (2023). Spatial-temporal heterogeneity of ecosystem service interactions and their social-ecological drivers: Implications for spatial planning and management. Resources, Conservation and Recycling, 189, 106767.

Zarandian, A., Baral, H., Stork, N. E., Ling, M. A., Yavari, A. R., Jafari, H. R., and Amirnejad, H. (2017). Modeling of ecosystem services informs spatial planning in lands adjacent to the Sarvelat and Javaherdasht protected area in northern Iran. Land Use Policy, 61, 487–500.

Zhang, H.-F., Ouyang, Z., and Zheng, H. (2007). Spatial scale characteristics of ecosystem services. Chinese Journal of Ecology, 26(9), 1432–1437.

Management of Natural Ecosystems
Volume 4, Issue 1, Spring 2024, 1-19
http://emj.ardakan.ac.ir/article_722926.html

Development of Spatial Planning and Ecological Capability Assessment Using Ecosystem Services Valuation (A Case Study of Qeshm Island)

Mohammad Hossein Mohammadi Ashnani[1,2*], Afshin Danekar[3], Majid Makhdoum Farkhondeh[4]

CC BY

Research Article

1. Department of Environmental Science and Engineering, Faculty of Agriculture and Environment, University of Arak, Arak, Iran.

2. Environmental Sciences Research Institute, Arak University, Arak, Iran

m-ashnani@araku.ac.ir

*Corresponding author

3. Professor, Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran.

danehkar@ut.ac.ir

4. Professor, Department of Forestry and Forest Economics, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran.

mmakhdom@ut.ac.ir

Article Code: 2411-1081
Countinus Pagination: 655-673

Received: 29 November 2024
Accepted: 08 February 2025
Online: 19 May 2025
Review speed: 72 days

Citation:
Mohammadi Ashnani, M. H., Danekar, A., and Makhdoum Farkhondeh, M. (2024). Development of Spatial Planning and Ecological Capability Assessment Using Ecosystem Services Valuation: A Case Study of Qeshm Island. Management of Natural Ecosystems, 4(1), 1-19.

Abstract

Environmental crises and the uncertainties tied to the outcomes of development projects have underscored the pressing need for policies grounded in sustainability principles. While significant strides have been made in valuing the diverse services provided by ecosystems, a persistent and complex challenge remains: how to translate these insights into actionable strategies within spatial planning and ecological Capability assessment systems. This study aims to bridge that gap by applying ecosystem service valuation results directly to spatial planning and ecological assessments. Given the ecological sensitivity and strategic importance of coastal zones, Qeshm Island was selected as a case study for this research. Using spatial analysis tools within a Geographic Information System (GIS) framework, alongside multi-criteria ecological assessment models, the ecological capability of the island was evaluated. The research involved estimating the ecosystem service value of various land use and land cover types across the island. These valuations were then employed to prioritize land uses in planning decisions. Findings revealed that mangrove forests offer the highest ecosystem service value per unit area. They were followed by areas associated with barrage, beaches, built environments, marine aquaculture, agriculture, rangelands, geoparks, and finally, barren lands. A key trend observed was the correlation between proximity to seawater and higher ecosystem service values. Despite their relatively lower value per unit area, rangelands emerged with the highest overall ecosystem service value due to their extensive coverage across the island. Spatial planning outcomes, informed by ecosystem valuation, suggest that tourism occupies the largest proposed land use area, followed respectively by land use/covers of agricultural-rangeland, beach, agricultural-tourism development, agriculture, urban-rural and industrial development, mangrove forests, geopark, marine aquaculture, urban-rural-industry-tourism, and barrage. Ultimately, integrating ecosystem service valuation into ecological capability assessments and spatial planning not only enhances the scientific basis of land use decisions but also strengthens the long-term effectiveness of planning policies in regions like Qeshm Island.

Key Words:

Spatial planning, Ecological Capability Assessment, Ecosystem Services, Qeshm Island, Geographic Information System.

ISSN: 2821-0182
DOI: 10.22034/emj.2025.722926