بررسی روند توالی سرزمینی تالاب انزلی با استفاده از رویکرد اکولوژی سیمای سرزمین

محمد پناهنده[1*]

مهسا عبدلی[2]

۱. استادیار، گروه محیطزیست، پژوهشکده محیطزیست جهاد دانشگاهی، رشت، ایران.

۲. کارشناس پژوهشی پژوهشکده محیطزیست جهاد دانشگاهی، رشت، ایران.

***مسئول مکاتبات:**

m1344_panahandeh@yahoo.com

کد مقاله: ۱۴۰۰۰۲۰۸۱۹

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۹/۱۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۴/۱۰

این مقاله پژوهشی و برگرفته از طرح پژوهشی است.

چکیده

تالاب بین‌المللی انزلی جز تالاب‌های طبیعی و آب شیرین کشور است که در جنوب غربی سواحل دریای خزر در استان گیلان واقع‌شده است. هدف این تحقیق بررسی روند توالی سرزمینی تالاب انزلی از طریق بررسی تغییرات زمانی الگوی سیمای سرزمین و نیروهای محرک این تغییرات می‌باشد. بدین منظور از تصاویر ماهواره‌ای TM و OLI در سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۸ برای تولید نقشه تغییرات پوشش اراضی و جهت کمی سازی و پدیده‌های رخداده در سرزمین از متریک‌های NP, CA, PD, LPI و PLAND استفاده شد. سپس از چارچوب علی-معلولی نیرومحرکه-فشار-وضعیت-اثر-پاسخ (DPSIR) جهت ارائه راهکارهای مناسب حفاظت، احیا و مدیریت تالاب استفاده گردید. طبق نتایج حاصل از این مطالعه از سال ۱۹۹۴ تا ۲۰۱۸ در سطح کلاس کشاورزی-جنگل با افزایش NP و افزایش CA پدیده خلق و ایجاد، در سطح کلاس‌های گیاهان تالابی و زمین‌های تالابی با کاهش NP و افزایش CA پدیده تجمیع و به دلیل کاهش متریک‌های PLAND, PD, NP, CA و LPI برای کلاس آب شاهد پدیده حذف و از بین رفتن این کلاس بوده‌ایم. نیرومحرکه‌های شناسایی‌شده در این تحقیق کشاورزی، رشد جمعیت، صنایع و گردشگری هستند که افزایش آن‌ها اثرات منفی بسیاری ازجمله افزایش سطح زیر کشت حاشیه تالاب، ورود پساب‌های خانگی، صنعتی و کشاورزی به تالاب، کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی، کاهش زیستگاه گونه‌های آبزی، پرندگان را به همراه دارد. بررسی تغییرات الگوی سیمای سرزمین بیانگر وقوع توالی طبیعی با منشأ انسانی در محدوده موردبررسی می‌باشد که به‌تدریج توالی انسانی غالب گردیده است.

واژگان کلیدی: متریک‌های سیمای سرزمین، مدل تجزیه‌وتحلیلی DPSIR، تالاب انزلی، سنجش‌ازدور.

مقدمه

تالاب‌ها ازجمله مهم‌ترین اکوسیستم‌ها و عرصه‌های حیات هستند که به لحاظ اکولوژیک و اقتصادی اهمیت بالایی در جهان دارند. (قربانی و همکاران،۱۳۹۰). تالاب به‌عنوان "کلیه زمین" شناخته می‌شود و یک اکوسیستم ویژه است که بین اکوسیستم خشکی و آبی قرارگرفته است (Holka *et al*. 2016 ؛Lagos *et al*. 2018 ؛Shen *et al*. 2017 ؛Gao and Su, 2017). تالاب‌های ساحلی و اکوسیستم‌های آبی کشور به‌منزله‌ی سرمایه‌های باارزشی هستند که تنظیم آب‌های زیرزمینی محیط پیرامون، جذب و پراکندگی آلودگی، تعدیل میکروکلیما، زیستگاه‌های حیات‌وحش، نگهداری مواد مغذی، صید پرندگان و ماهی‌ها، تأمین منابع آبی موردنیاز برای تولید محصول و تفریح، تنظیم رودخانه و جریان انرژی و غیره، درگرو حفاظت منطقی از آن‌هاست. حفظ این سیستم‌های پیچیده‌ی اکولوژیک و سود جستن از منابع بی‌شمار اقتصادی، تفرجگاهی، ژنتیکی و غیره، تنها منوط به مطالعه و شناخت دقیق هر تالاب است. در کشورهای درحال‌توسعه سیاست‌گذاران، برنامه‌ریزان و همچنین شهروندان و روستاییان برای حفاظت از تالاب‌ها ارزش چندانی قائل نیستند (Bartlett and Harris, 1993؛Zhou, 1993؛ Wong *et al.*, 1997؛ Whigham, 1999؛ Elias *et al*., 2001؛ Hern´andez-Romero *et al*., 2004؛ Crozier and Gawlik, 2003؛ Schuyt, 2005؛ Engelhardt and Ritchie, 2001؛ Adekola and Mitchell, 2011)

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

در سال ۱۹۷۵، تالاب انزلی در کنوانسیون رامسر به‌عنوان تالاب دارای اهمیت بین‌المللی ثبت شد (www.ramsar.org). اهداف اصلی کنوانسیون رامسر که توسط همه طرف‌های متعاهد ازجمله ایران به امضا رسیده است، حفاظت و استفاده عاقلانه از تالاب‌ها برای دستیابی به توسعه پایدار است (Jones *et al*., 2009). ایران با داشتن تعداد کل ۶ تالاب در معرض خطر، ازجمله تالاب انزلی، مقام اول را در فهرست مونترو دارد (عاشوری و عبدوس، ۱۳۹۱). از اصلی‌ترین دلایلی که باعث شده تالاب انزلی در فهرست مونترو قرار بگیرد، میزان رسوب زیاد ورودی به تالاب به دلیل فرسایش خاک ناشی از تخریب مناطق جنگلی بالادستی و مرتع، تخلیه فاضلاب‌های صنعتی و خانگی، رهاسازی سموم دفع آفات و کودهای شیمیایی، مصرف گیاهان تالابی برای سوخت و خوراک دام و به‌طورکلی تغییر کاربری اراضی است. پیامدهای مهم این بارگذاری‌ها، رشد غیرطبیعی گونه‌های گیاهی آبزی و کاهش عمق تالاب بوده است. تهدیدهای مهم دیگر شامل رشد بیش‌ازحد فولیکولوئیدهای آزولا، تغییر زمین‌های اطراف تالاب به مزارع و باغات، پمپ آب به مزارع برنج و استخرهای پرورش ماهی و بازگشت فاضلاب غنی‌شده با کودهای حاوی نیتروژن و فسفات و سموم دفع آفات به تالاب می‌باشد. (Mousazadeh *et al*., 2015). کل رسوب انتقال‌یافته به تالاب تقریباً ۴۰۰۰۰۰ تن در سال تخمین زده می‌شود که ۳۰ درصد (حدود ۱۱۰،۰۰۰ تن در سال) از آن در تالاب باقی می‌ماند و مابقی (تقریباً ۲۹۰،۰۰۰ تن در سال) به دریای خزر تخلیه می‌شود (JICA and DOE, 2005). در طول ۵۰ سال گذشته، میانگین عمق آب تالاب انزلی از ۱۰ به ۲ متر کاهش‌یافته که این امر عمدتاً به دلیل وجود رسوبات رودخانه بوده و توسعه شهری و رشد جمعیت اطراف با آزادسازی فاضلاب شهری و پساب‌های کشاورزی حاوی کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات و همچنین زباله‌ها، اوضاع را تشدید می‌کند (کیانی‌صبا و پورجهان، ۱۳۹۱).

زندگی بشر به‌طور مستقیم و غیرمستقیم تحت تأثیر تغییر کاربری‌ها قرار دارد که اثرات مخرب و منفی بسیاری بر بخش‌های مختلف محیط‌زیست ازجمله منابع فیزیکی (کاهش کمی و کیفی آب، فرسایش خاک، کاهش کیفیت سرزمین)، تغییرات اقلیمی، کاهش کیفیت اکوسیستم‌های طبیعی و تولیدات آن‌ها و کاهش تنوع زیستی در مقیاس محلی و جهانی دارد (Kalnay and Cai, 2003؛ Lambin and Giest, 2003؛ Meyer and Turner, 1994؛ Chapin *et al*., 2000؛ Sala *et al*., 2000؛ Chase *et al*., 1999؛ Houghton *et al*., 1999؛ Tolba and El-Kholy, 1992؛ Vitousek *et al*., 1997).

تغییرات کاربری اراضی از مهم‌ترین مشکلات محیط‌زیست در سطوح جهانی تا محلی است و ارزیابی روند تغییرات کاربری اراضی به‌ویژه با استفاده از سنجش‌ازدور به بررسی تغییرات زیست‌محیطی، مدیریت منابع، نحوه‌ی تعامل انسان و محیط اطرافش کمک می‌کند. این مسئله در مورد محیط‌های زیست حساس ازجمله تالاب‌ها از اهمیت بیشتری برخوردار است (Lambin and Geit, 2003). تغییر کاربری و پوشش اراضی به‌ویژه تبدیل پوشش‌های طبیعی مؤثر مانند جنگل به سایر پوشش‌های مصنوع و نیمه مصنوع مانند توسعه شهری و کشاورزی روند توالی سرزمینی در اکوسیستم‌های ارزشمندی مانند تالاب را تسریع کرده و در فواصل زمانی کوتاه‌تری آن‌ها را به‌طرف تبدیل‌شدن به سازگان‌های خشکی سوق می‌دهد. درنتیجه سیمای سرزمین جدیدی شکل می‌گیرد که در آن سهم لکه‌های مصنوعی بیشتر شده و عناصر زیرساختی سرزمین مانند لکه‌های کانونی آب، جنگل و تغذیه آب‌های زیرزمینی که دارای عملکردهای مهمی بوده و به‌عنوان زیرساخت اکولوژیک در سرزمین‌های پایدار عمل می‌کنند زایل می‌شوند. سیمای سرزمین کنونی بازتابی از کاربری اراضی درگذشته بوده و به‌عنوان قالبی زنده و پویا برای ارائه کاربری پایدار اراضی به کار گرفته می‌شود (Xiao, 1998). داده‌های ماهواره‌ای با پوشش دادن سطح وسیعی از سیمای سرزمین، دقت مکانی و تکرارهای زمانی مناسب، امکان تهیه نقشه‌های کاربری و پوشش زمین مناسب به‌منظور پایش و برنامه‌ریزی سیمای سرزمین را در بسیاری از مناطق فراهم آورده‌اند. همچنین ابداع و توسعه متریک‌های سیمای سرزمین به‌عنوان نمایه‌های کمی سیمای سرزمین و امکان محاسبه این متریک‌ها از نقشه‌های کاربری و پوشش اراضی حاصل از داده‌های ماهواره‌ای، تحولی شگرف در این زمینه ایجاد کرده است (Herold *et al*., 2005). تاکنون متریک‌های زیادی برای کمی کردن ترکیب و ساختار سیمای سرزمین توسعه‌یافته‌اند و با توجه به تنوع متریک‌ها، انتخاب آن‌ها به هدف مطالعه و خصوصیات سیمای سرزمین و ویژگی فرآیندهای اکولوژیک بستگی دارد (Buyantuyev *et al*., 2010).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

در این تحقیق به‌منظور برقراری ارتباط بین پایش تغییرات کاربری تالاب انزلی، وضعیت موجود و ارائه راهکارهای مدیریتی از چارچوب مفهومی نیرو محرکه-فشار- وضعیت-اثر-پاسخ (DPSIR) کمک گرفته‌شده است که یکی از جامع‌ترین روش‌ها برای ارزیابی علل، عواقب و پاسخ به تغییرات محیطی می‌باشد. این مدل توسط برنامه‌ی محیطزیست سازمان ملل متحد (UNEP) پیشنهاد شد و در ارزیابی‌های آژانس محیطزیست اروپا (EEA) در سال ۱۹۹۹ توسعه یافت. این مدل ابزار ارزشمندی است که قادر به ارزیابی پارامترهای اقتصادی -اجتماعی و محیط زیستی می‌باشد. نیرومحرکه، نیروهایی هستند که به مشکلات زیست‌محیطی می‌انجامند. فشارها، فعالیت‌های انسانی هستند که سبب تخریب و پاسخ‌ها نیز فعالیت‌هایی هستند که توسط جامعه انسانی باهدف کم کردن فشارهای محیط زیستی و ارتقا کیفیت محیط انجام می‌شوند (Wu and Wu, 2012؛ Lundin, 2002). چارچوب DPSIR دارای ویژگی‌های سیستمیک و بین‌رشته‌ای می‌باشد. با توجه به این ویژگی‌ها از چارچوب DPSIR به‌منظور ارزیابی و مدیریت مسائل مختلف مرتبط با محیطزیست به‌طور گسترده استفاده می‌شود (Song and Frostell, 2012). آژانس زیست‌محیطی اروپا از DPSIR به‌منظور بررسی کمی و کیفی آب استفاده نمود (EEA, 2001). در آفریقا به‌منظور بررسی آلودگی زیست‌محیطی تالاب Ebrie (Scheren *et al*., 2004)، برای شکل دادن یک استراتژی توسعه پایدار در حوزه پو آدراتیک (Pirrone *et al*., 2005)، در برنامه محیطزیست سازمان ملل (UNEP, 2007)، در شهر ناگویا ژاپن به‌منظور یکپارچه‌سازی جنبه‌های اجتماعی و زیست‌محیطی برای توسعه تنوع زیستی (Kohsaka, 2010)، برای ایجاد ارتباط بین احیای بوم‌شناختی یک رودخانه با بخش اجتماعی اقتصادی (Song and Frostell, 2012) از چارچوب DPSIR استفاده شد. مطالعات مختلفی در ایران و جهان از مدل DPSIR استفاده کردند. Saadati و همکاران (۲۰۱۳) از رویکرد DPSIR برای بررسی شاخص‌های مدیریت پایدار اکوسیستم‌های تالابی استفاده کردند، نتایج نشان داد شاخص‌های اقتصادی و اقتصادی- اجتماعی می‌توانند به‌راحتی توسعه یابند و DPSIR را می‌توان به‌عنوان یک ابزار تحلیلی برای سیاست‌گذاری درزمینه‌ی مدیریت پایدار اکوسیستم‌های تالاب در ایران به کاربرد. MA (۲۰۱۹) چگونگی استفاده از مدل DPSIR برای ارزیابی محیطزیست حساس تالابی بر اساس اطلاعات آنتروپی را توضیح داد. Malekmohammadi و Jahanishakib (۲۰۱۷)، از مدل DPSIR برای ارزیابی آسیب‌پذیری خدمات اکوسیستم تالاب و توصیف شاخص‌های تهدید با توجه به اهمیت، شدت و احتمال وقوع استفاده کردند. آن‌ها برای به دست آوردن مقادیر سه شاخص مورداستفاده در تحقیق خود از روش تصمیم‌گیری چند معیاره (MCDM) و برای اولویت‌بندی تهدیدات ازنظر متخصصان استفاده کردند. نتایج نشان داد نیاز آبی زمین‌های پست و سیستم انتقال آب مهم‌ترین عوامل تهدید تالاب می‌باشد در همین راستا از DPSIR برای تعیین یک استراتژی مدیریتی برای کاهش آسیب‌پذیری خدمات اکوسیستمی در پاسخ به نیرومحرکه‌ها، فشارها، وضعیت‌ها و اثرات نشان داده‌شده توسط مدل استفاده کردند. Zacharias و همکاران (۲۰۰۸) در تحقیق خود مدل DPSIR را برای تالاب‌های موقت مدیترانه در سطح ملی و محلی مقایسه کردند. هدف از این مطالعه توسعه مدیریت راهبردی برای حفاظت و احیای تالاب‌های موقت اروپا و یونان بود. بر اساس نتایج فعالیت‌های انسانی شامل کشاورزی، دامداری و توریسم به‌عنوان نیرومحرکه‌هایی بر تالاب‌های مدیترانه ارزیابی کردند که دارای آثار و فشارهای اقتصادی-اجتماعی بودند. Pullanikkatil و همکاران (۲۰۱۶) در تحقیق خود برای ارزیابی تغییر کاربری اراضی در حوضه رودخانه Likangala از روش سنجش‌ازدور برای به دست آوردن تغییرات کاربری از سال ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۳ و از رویکرد DPSIR برای توضیح پیچیدگی چنین تغییراتی استفاده کردند. نتایج سنجش‌ازدور نشان داد کاربری‌های جنگل و بوته‌زار کاهش و مناطق کشاورزی و شهری افزایش داشته‌اند. عوامل اصلی تغییر در این حوضه، تقاضا برای زمین‌های کشاورزی با افزایش جمعیت است. فشارهای شناسایی‌شده شامل گسترش زمین‌های کشاورزی، مصالح ساختمانی، گیاهان دارویی، تولید چوب و زباله است. تأثیرات شامل کاهش ارائه خدمات اکوسیستم، بیماری‌های ناشی از آب و از بین رفتن تنوع زیستی از طریق از بین رفتن زیستگاه‌های ناشی از کاربری اراضی و تغییر پوشش زمین است. پاسخ‌های پیشنهادی این تحقیق شامل کاهش جنگل‌زدایی، اجرای بافرها در کنار رودخانه‌ها، مدیریت پسماند برای بهبود کیفیت آب، بهبود فاضلاب، ارائه آموزش‌های اجتماعی به جوامع بوده است. Lin و همکاران (۲۰۰۷) از مدل DPSIR و داده‌های جمع‌آوری‌شده از تالاب‌های ساحلی در Xiamen چین، تغییرات زمانی در ساختار اکوسیستم تالاب‌های ساحلی منطقه‌ای و عملکرد آن را از سال ۱۹۵۰ تا ۲۰۰۵ مورد تجزیه‌وتحلیل قراردادند، نتایج نشان می‌دهد که با

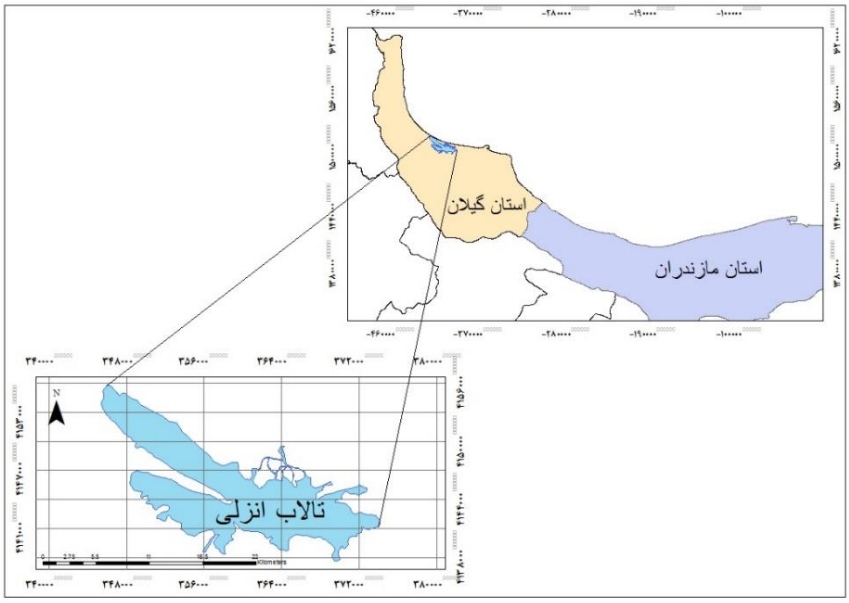
[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

فعالیت‌های انسانی به‌عنوان نیرومحرکه تخریب تالاب‌های ساحلی در این منطقه از سال ۱۹۵۰ به‌طور قابل‌توجهی افزایش‌یافته است و این با کاهش عملکرد تالاب‌های ساحلی در همان زمان ارتباط دارد. در این مطالعه برای اولین بار از تلفیق مدل DPSIR با داده‌های سنجش‌ازدور و متریک‌های سیمای سرزمین استفاده‌شده است.

هدف این تحقیق بررسی روند توالی سرزمینی تالاب انزلی از طریق بررسی تغییرات زمانی الگوی سیمای سرزمین و کمک گرفتن از چارچوب مفهومی DPSIR برای شناسایی وضعیت تالاب و ارائه راهکارهای مناسب برای حفاظت و مدیریت یکپارچه سیمای سرزمین می‌باشد. نوآوری این تحقیق، تمرکز بر شناسایی پدیده‌های رخداده در سیمای سرزمین موردبررسی و تعیین ارتباط آن‌ها با روند توالی سرزمینی بوده است.

مواد و روش‌ها

تالاب انزلی در فهرست رامسر قرار داشته و منطقه ثبت‌شده آن در این فهرست شامل تمام تالاب انزلـی، تـالاب سیاه کشیم، منطقه حفاظت‌شده سلکه و سایر آب‌بنـدان‌های متعـدد محدودهٔ تالاب است و در موقعیت جغرافیایی '25 °37 تا '30 °37 عرض شمالی و '25 °49 تا '30 °49 طول شرقی قرار دارد (شکل ۱). تالاب انزلی یکی از ۲۴ تالاب بین‌المللی ایران است که محدوده بلافصل این تالاب بر اساس گزارش‌های موجود ۱۹۳۰۰ هکتار است. این تالاب از شمال به دریای خزر، از جنوب به صومعه‌سرا، از شرق به پیر بازار و از غرب به کپورچال و آبکنار محدود است. بخش غربی تالاب انزلی که از نوع لاگون می‌باشد، پهنه آبی وسیعی است و عمیق‌ترین بخش تالاب در محدوده این بخش قرار دارد. سیاه کشیم، قدیمی‌ترین منطقه حفاظت‌شده در مجموعه تالاب انزلی است که امروزه به‌جز چند کلاسه (پهنه آبی) و رودخانه‌های جاری در آن بقیه سطح آن از گیاهان آبزی بن در آب به‌ویژه نی (*Phragmites australis*) پوشیده شده است (عاشوری و عبدوس، ۱۳۹۱). تالاب انزلی جزء تالاب‌های طبیعی و آب شیرین کشور بوده و دارای ۱۱ رود اصلی و ۳۰ رود فرعی است که پس از آبیاری مـزارع و شالیزارها به همراه جریان‌های سطحی حوزه آبریز تـالاب بـه آن وارد می‌شوند.



شکل ۱: موقعیت تالاب انزلی در ایران و استان گیلان.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

در این تحقیق به‌منظور تهیه نقشه کاربری اراضی از تصاویر ماهواره‌ای لندست ۵ سنجنده TM به تاریخ ۱۹۹۴/۶/۶، لندست ۵ سنجنده TM به تاریخ ۲۰۰۸/۶/۱۲ و لندست ۸ سنجنده OLI به تاریخ ۲۰۱۸/۶/۲۴، اخذشده از پایگاه USGS استفاده‌شده است. در انتخاب تصاویر، فصل اوج رویش پوشش گیاهی، نبود ابر و یکسان بودن ماه برداشت در سه سال مختلف موردتوجه قرار گرفت.

پس از تهیه تصاویر با استفاده از مرز حوزه بلافصل تالاب، هر سه تصویر در نرم‌افزار ENVI برش داده شدند. سپس در مرحله پیش‌پردازش تصاویر ماهواره‌ای، به‌عنوان مرحله تصحیح و بهینه‌سازی اطلاعات سعی شد تا خطای احتمالی سامانمند و غیر سامانمند موجود در تصاویر تصحیح شود. باوجوداینکه قبل از رسیدن تصاویر ماهواره لندست به دست کاربران تصحیح هندسی و اتمسفری لازم توسط سازمان زمین‌شناسی آمریکا بر روی تصاویر اعمال می‌شود (پیشداد سلیمان‌آباد و همکاران، ۱۳۹۵) در این تحقیق برای کنترل تصحیح هندسی از ۱۸ نقطه کنترل در سطح منطقه از سامانه Google earth استفاده شد و سپس تصویر سال ۲۰۱۸ به‌عنوان مبنا قرار گرفت و دو تصویر دیگر به روش تصویر به تصویر با تصویر مبنا در نرم‌افزار ENVI مورد مطابقت قرار گرفتند. برای از بین بردن اثرهای جذب و پراکندگی تابش توسط ذرات جوی (بینقی و همکاران، ۱۳۹۳) از تصحیح اتمسفری QUICK استفاده گردید. برای شناسایی و تفکیک پوشش گیاهی از شاخص پوشش گیاهی Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)استفاده گردید، این شاخص بیشترین حساسیت را به تغییرات پوشش گیاهی داشته و در مقابل اثرات جوی و زمینه‌ی خاک (به‌جز در مواردی که پوشش گیاهی کم باشد)، حساسیت کمتری دارد. برای برآورد شاخص پوشش گیاهی از باندهای قرمز و مادون‌قرمز نزدیک تصاویر لندست استفاده‌شده است. برای تفکیک پوشش آب مخزن تالاب از مناطق تالابی و مرطوب از شاخص آب Modifed Normalized Difference Water Index(MNDWI) برای هر سه تصویر استفاده گردید. همچنین برای شناخت عوارض و پدیده‌های مختلف زمینی از تصاویر رنگی کاذب (FCC) ۵۴۳ برای لندست ۸ و ۴۳۲ برای لندست ۵ استفاده شد. در مرحله بعد بر اساس آشنایی اولیه با منطقه، مطالعه چشمی تصویر، نتایج حاصل از طبقه‌بندی نظارت‌نشده، استفاده از تصاویر Google Earth، استفاده از تصاویر ماهواره سنتینل و بازدید میدانی مشخص شد که پنج نوع پوشش شامل طبقه پیکره آب، تالاب، کشاورزی و زراعت، گیاهان تالابی و مرتع و علفزار در منطقه قابل جداسازی هستند. در جدول ۱ پنج طبقه انتخاب‌شده برای فرآیند طبقه‌بندی به همراه جزئیات طبقات نشان داده‌شده است.

جدول ۱: طبقات تعیین‌شده برای فرآیند طبقه‌بندی.

نام کلاس	جزئیات
پیکره آبی	مخزن آبی تالاب
زمین تالابی	زمین‌های بدون آب دائمی، در برخی از فصول سال دارای آب
گیاهان تالابی	گیاهانی که در حاشیه تالاب و مخزن آبی میرویند مانند نیلوفر آبی
کشاورزی-جنگل	شالیزارهای برنج + مزارع درختکاری شده
مرتع	زمین‌های با گیاهان یک‌ساله و بوته‌ای، جگن

به‌منظور آشکارسازی و تعیین نوع کاربری‌ها از طبقه‌بندی نظارت‌شده حداکثر احتمال در محیط نرم‌افزار ENVI5.1 استفاده گردید. همچنین به‌منظور تولید نقشه‌های کاربری/پوشش اراضی صحیح برای هدف تحقیق، از تفسیر چشمی داده‌های موجود و تصاویر Google earth استفاده شد. در بازدیدهای میدانی، از هر یک از کلاس‌های کاربری موردنظر در نقاط مختلف به‌صورت تصادفی نمونه‌برداری و موقعیت آن‌ها از طریق GPS تعیین و ثبت شد.

با استفاده از ماتریس خطا و محاسبه پارامترهای آماری صحت کلی (Overall accuracy) و ضریب کاپا (Kappa coefficient)، دقت طبقه‌بندی‌ها محاسبه شد. سپس فیلتر حداکثر برای به دست آوردن تصویر یکنواخت و حذف پیکسل‌های پراکنده بر تصویرهای حاصل از طبقه‌بندی اعمال شد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

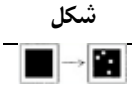
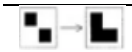
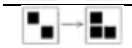
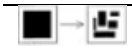
در این تحقیق بر اساس نقشه‌های پوشش اراضی حاصل از فرآیند سنجش‌ازدور، متریک‌های سیمای سرزمین استخراج و سپس تجزیه‌وتحلیل می‌شوند. رویکرد مورداستفاده در این تحقیق برای انتخاب متریک‌های سیمای سرزمین، بررسی روند تغییرات زمانی متریک‌ها و انتخاب متریک‌هایی است که دارای روند تغییر مشهودی می‌باشند. همچنین بر اساس مرور منابع متریک‌هایی که به‌طور مکرر توسط دیگر محققین در مواردی شبیه محدوده مطالعاتی بکار گرفته‌شده‌اند مورداستفاده قرار می‌گیرد. متریک‌هایی که در تحقیق حاضر مورداستفاده قرارگرفته‌اند در جدول ۲ ارائه‌شده است.

جدول ۲: متریک‌های سیمای سرزمین مورداستفاده.

مخفف	نام سنجه	نام سنجه	واحد	فرمول محاسبه	دامنه تغییرات
CA	Class Area	مساحت کلاس	هکتار	A	$0 \leq$ بدون محدودیت
PD	Patch Density	تراکم لکه	درصد	$PD = \frac{n_i}{A}(10000)(100)$	PD>0
NumP	Number of Patches	تعداد لکه	ندارد	n_i	$0 \leq$ بدون محدودیت
PLAND	Percentage of Landscape	درصد از سیما	درصد	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^{a} a_{ij}}{A}(100)$	$0 \leq PLAND \leq 100$
LPI	Largest Patch Index	شاخص بزرگ‌ترین اندازه لکه	درصد	$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A}(100)$	$0 < LPI \leq 100$

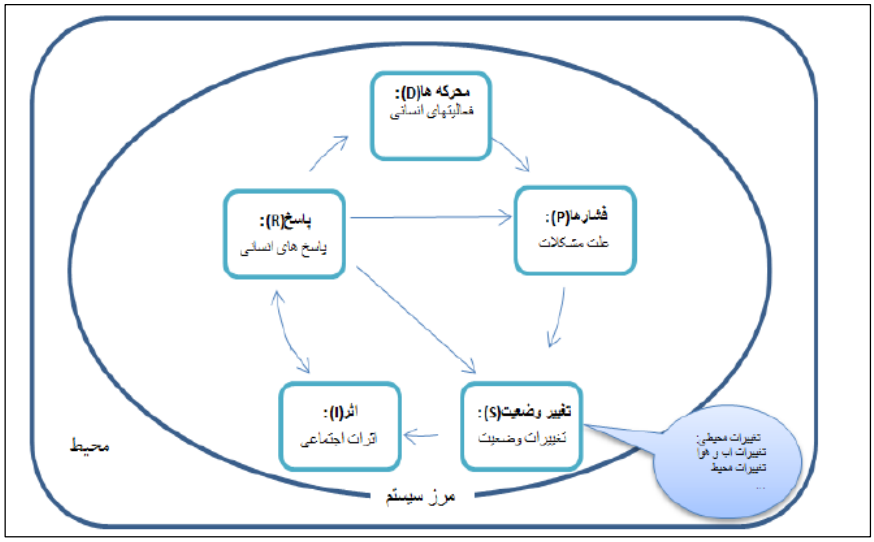
در این تحقیق بر اساس تغییرات متریک‌های اساسی تعداد لکه‌ها و مساحت و محیط لکه‌ها، تغییرات رخداده در الگوی سیمای سرزمین در قالب گروه‌هایی به شرح جدول ۳ طبقه‌بندی گردیدند.

جدول ۳: فرآیندهای فضایی اصلی مؤثر در دگرگونی سرزمینی.

نام انگلیسی و فارسی	توضیح	شکل
سوراخ شدگی (Perforation)	تعداد لکه‌ها ثابت بوده ولی مساحت لکه‌ها کاهش می‌یابد	
کاهش یا سایش (Shrinkage)	مساحت و محیط لکه‌ها کاهش‌یافته و تعداد لکه‌ها ثابت است	
حذف (Attrition)	مساحت و تعداد لکه‌ها هر دو کاهش می‌یابند	
توسعه (Enlargment)	تعداد لکه‌ها ثابت اما مساحت آن‌ها در حال افزایش است	
تجمیع (Aggregation)	تعداد لکه‌ها کاهش می‌یابد اما مساحت آن‌ها ثابت و یا در حال افزایش است	
خلق و ایجاد (Creation)	تعداد لکه‌ها و مساحت لکه‌ها هر دو افزایش می‌یابند	
دوتکه شدن (Desection)	تعداد لکه‌ها در حال افزایش و مساحت آن‌ها کاهش می‌یابد	
ازهم‌گسیختگی (Fragmentation)	تعداد لکه‌ها در حال افزایش و مساحت آن‌ها بشدت کاهش می‌یابد	

در این تحقیق به‌منظور ارائه تصویری در مورد نیروهای محرکه ایجاد تغییر در عملکرد تالاب انزلی از مدل DPSIR کمک گرفته‌شده است. ابزار ارزیابی و برنامه‌ریزی DPSIR شامل محرک‌ها، فشارها، وضعیت، اثرات و پاسخ‌ها به‌عنوان رویکرد جامع در شناسایی روابط کلیدی بین جامعه و محیط‌زیست به‌منظور پشتیبانی از مدیران در اخذ تصمیمات اجرایی است. چارچوب و چرخه DPSIR در شکل ۲، ارائه‌شده است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]



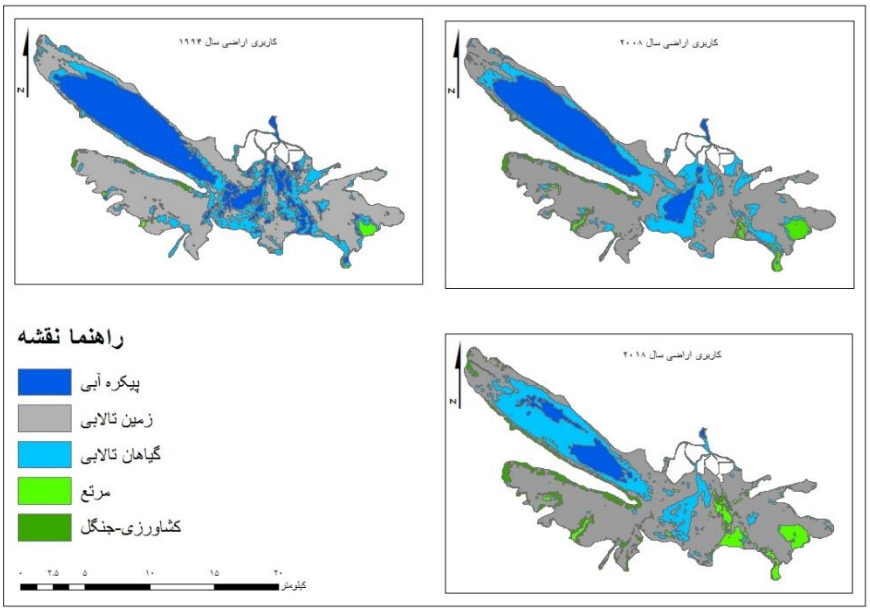
شکل ۲: چارچوب و چرخه DPSIR (EEA, 1999).

نتایج

پس از انجام دادن پیش‌پردازش، تصاویر سال‌های ۱۹۹۴، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۸ طبقه‌بندی و نقشه‌های پوشش و کاربری منطقه آماده شد (شکل ۳) و مورد ارزیابی صحت قرار گرفت که نتایج ارزیابی صحت این نقشه‌ها نشان می‌دهد صحت کلی برای سال ۲۰۱۸، ۹۶/۳۱، سال ۲۰۰۸، ۹۴/۱۴ و برای سال ۱۹۹۴، ۹۰/۲۹ درصد و ضریب کاپا به ترتیب ۰/۹۴، ۰/۹۲ و ۰/۸۷ است که مبین همخوانی نقشه تولیدشده با واقعیت زمینی است.

نتایج اندازه‌گیری مساحت کاربری‌ها نشان می‌دهد بیشترین مساحت کاربری در هر سه سال مربوط به زمین تالابی است که از سال ۱۹۹۴ تا سال ۲۰۰۸ افزایش‌یافته است و این روند ادامه داشته تا در سال ۲۰۱۸ به ۱۰۰۷۷ هکتار رسیده است. کاربری گیاهان تالابی، مرتع و کشاورزی-جنگل نیز همین روند را داشته‌اند و از سال ۱۹۹۴ تا سال ۲۰۱۸ افزایش‌یافته است، اما پیکره آبی از سال ۱۹۹۴ تا ۲۰۰۸ کاهش‌یافته و تا سال ۲۰۱۸ کاهش زیادی داشته است (جدول ۴).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]



شکل ۳: نقشه‌های کاربری اراضی تالاب انزلی برای سال‌های ۱۹۹٤، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۸.

جدول ٤: مساحت کاربری‌های تالاب انزلی از سال ۱۹۹٤ تا ۲۰۱۸ برحسب هکتار.

کاربری	مساحت (هکتار)		
	۱۹۹٤	۲۰۰۸	۲۰۱۸
پیکره آبی	۴۷۴۹	۳۴۵۳	۱۰۴۲
زمین تالابی	۸۲۲۱	۸۸۷۳	۱۰۰۷۷
گیاهان تالابی	۳۶۷۳	۳۷۰۹	۳۸۰۳
مرتع	۱۷۲	۴۷۷	۹۳۴
کشاورزی–جنگل	۱۷۵	۴۷۹	۱۱۳۵

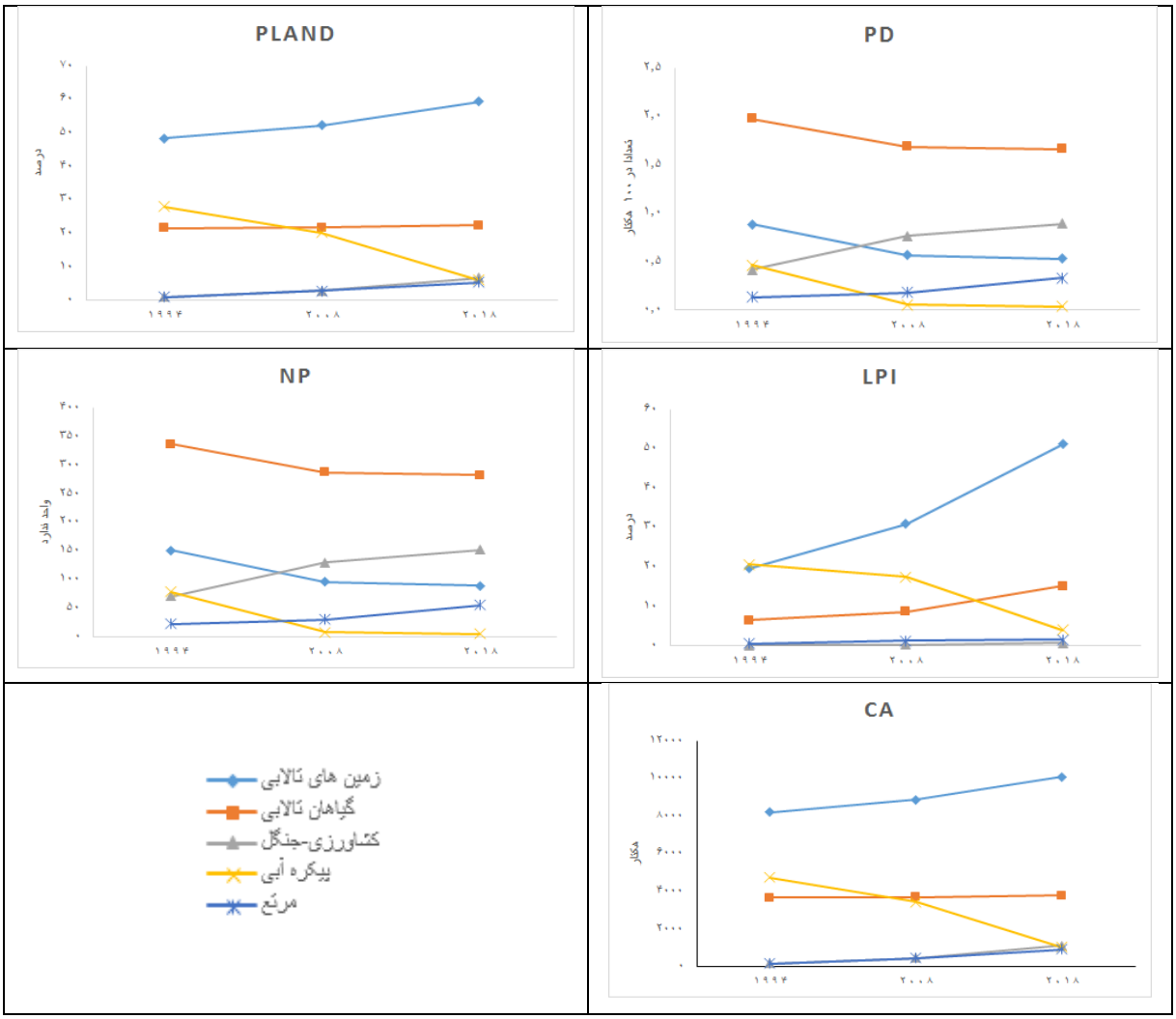
تجزیه‌وتحلیل این متریک‌ها اطلاعاتی کمی از ساختار و ازهم‌گسیختگی سیمای سرزمین منطقه‌ی موردمطالعه فراهم می‌کند (Scariot *et al.*, 2015). مبنای محاسبه متریک‌های سیمای سرزمین، نقشه‌های کاربری اراضی، در سطح کلاس به‌وسیله نرم‌افزار FRAGSTATS می‌باشد. روند تغییرات متریک‌ها در سال‌های موردمطالعه در جدول ۵ و شکل ۴ بیان‌شده است.

جدول ۵: نتایج متریک‌های مورداستفاده در سطح کلاس تالاب انزلی در سال‌های ۱۹۹٤، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۸.

سال	متریک‌ها / کاربری اراضی	CA	NP	LPI	PD	PLAND
۱۹۹۴	پیکره آبی	۴۷۴۹/۳۹	۷۹	۲۰/۶۲۰۹	۰/۴۶۵	۲۷/۹۵۳۱
	زمین تالابی	۸۲۲۰/۸۷	۱۵۱	۱۹/۶۴۴۷	۰/۸۸۸۷	۴۸/۳۸۴۹
	گیاهان تالابی	۳۶۷۲/۹	۳۳۶	۶/۴۹	۱/۹۷۷۶	۲۱/۶۱۷۳
	مرتع	۱۷۲/۰۸	۲۳	۰/۶۴۷۳	۰/۱۳۵۴	۱/۰۱۲۸

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

سال	متریک‌ها / کاربری اراضی	CA	NP	LPI	PD	PLAND
	کشاورزی-جنگل	۱۷۵/۳۲	۷۱	۰/۲۲۷۲	۰/۴۱۷۹	۱/۰۳۱۹
۲۰۰۸	پیکره آبی	۳۲۵۴/۷۶	۹	۱۷/۴۸۱۸	۰/۰۵۳	۲۰/۳۲۱۵
	زمین تالابی	۸۸۷۳/۰۱	۹۶	۳۰/۹۱۹۸	۰/۵۶۵	۵۲/۲۲۲۹
	گیاهان تالابی	۳۷۰۹/۲۵	۲۸۷	۸/۷۰۰۹	۱/۶۸۹۲	۲۱/۸۳۱۷
	مرتع	۴۷۶/۹۱	۳۱	۱/۲۸۰۸	۰/۱۸۲۵	۲/۸۰۶۹
	کشاورزی-جنگل	۴۷۸/۶۲	۱۳۰	۰/۳۵۳۸	۰/۷۶۵۱	۲/۸۱۸
۲۰۱۸	پیکره آبی	۱۰۴۲/۳۸	۶	۴/۰۹۴۶	۰/۰۳۵۳	۶/۱۳۵
	زمین تالابی	۱۰۰۷۶/۷۶	۹۰	۵۱/۲۰۴	۰/۵۲۹۷	۵۹/۳۰۷۴
	گیاهان تالابی	۳۸۰۳/۲۲	۲۸۲	۱۵/۱۸۴۴	۱/۶۵۹۷	۲۲/۳۸۴۱
	مرتع	۹۳۳/۷۵	۵۶	۱/۶۵۹۶	۰/۳۲۹۶	۵/۴۹۵۶
	کشاورزی-جنگل	۱۱۳۴/۶۳	۱۵۲	۰/۷۲۶۷	۰/۸۹۴۶	۶/۶۷۷۹



[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

شکل ٤: نمودار تغییرات متریک‌ها در سطح کلاس تالاب انزلی در سال‌های ۱۹۹٤، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۸.

در این تحقیق با استفاده از سنجش‌ازدور و متریک‌های سیمای سرزمین تغییرات ایجادشده در سیمای سرزمین تالاب انزلی در طول ۲۴ سال بررسی شد و وضعیت موجود مشخص گردید برای یافتن دلیل این تغییرات و ارائه راهکار برای بهبود وضعیت موجود از مدل تجزیه‌وتحلیلی DPSIR استفاده شد. با استفاده از چارچوب مفهومی DPSIR متغیرهای اصلی تغییر سیمای حوزه بلافصل تالاب انزلی شناسایی‌شده و روابط علت و معلولی بین آن‌ها طبق جدول ۶ تعیین شد.

جدول ٦: چارچوب DPSIR حوزه بلافصل تالاب انزلی.

نیرومحرکه (D)	فشار (P)	وضعیت (S)	اثر (I)	پاسخ (R)	منابع
کشاورزی	– احداث چاه‌های عمیق و نیمه عمیق در اطراف تالاب – انتقال پساب‌های کشاورزی حاوی سموم دفع آفات و کودهای شیمیایی به تالاب – توسعه مزارع و باغات – بهره‌برداری بیش‌ازحد از آب	– افزایش سطح زیر کشت – افزایش ورود پساب‌های کشاورزی به تالاب و رسوب-گذاری – تغییر کاربری اراضی	– کاهش توان کنترل آلودگی‌های خطرناک و سم‌زدایی (تصفیه آب) – کاهش تنظیم آب (تعادل هیدرولوژیکی) – کاهش زیستگاه و تداوم زادآوری – پدیده – کاهش زیبایی‌شناختی	– ترویج کشاورزی ارگانیک (بدون کود شیمیایی و آفت‌کش‌ها) – کنترل انتشار پساب‌ها – آموزش کشاورزها و بالا بردن سطح آگاهی عمومی مردم محلی – مدیریت مصرف کود و آفت‌کش‌ها	جهانی‌شکیب و همکاران، ۱۳۹۶ جهانی شکیب و همکاران، ۱۳۹۳ اسکندری و همکاران، ۱۳۹۵ Pirron *et al*., 2005 Zacharias *et al*., 2008 Malekmohammadi and Jahanishakib, 2017 Lin *et al*., 2007 Pullanikkatil *et al*., 2016 Ehrar *et al*., 2018
رشد جمعیت	– برداشت بی‌رویه از منابع برای امرارمعاش – صید و شکار غیرمجاز – تولید زباله و فاضلاب	– افزایش سطح زیر کشت – کاهش کیفیت آب – کاهش زمین‌های تالابی – کاهش زیستگاه و افزایش پتانسیل سیلاب – تغییرات کاربری	– تغییر سیمای سرزمین – تخریب زیستگاه – کاهش منابع ژنتیکی – بهره‌برداری بیش‌ازاندازه از منابع آب – کاهش زیستگاه و تداوم زادآوری – کاهش خدمات اکوسیستم و تأثیر بر سلامت انسان	– تصفیه آب – آموزش – فرهنگ‌سازی – مدیریت و سازمان‌دهی پساب‌ها و پسماندها	
صنایع	– تغییر کاربری اراضی – تولید و تخلیه فاضلاب‌های صنعتی	–کاهش کیفیت آب – افزایش ورود پساب‌های صنعتی به تالاب و رسوب-گذاری	– مرگ ماهی‌ها و جانداران آبزی – کاهش زیستگاه و تداوم زادآوری	تجهیز تصفیه‌خانه‌ها	
گردشگری	– تراکم گردشگران – رشد پراکنده و ساخت‌وساز اماکن سیاحتی بدون	– افزایش کشاورزی برای پاسخ به نیازهای تغذیه‌ای	– کاهش تنوع زیستی – کاهش تصفیه آب – کاهش زیبایی‌شناختی	–گردشگری با توجه به قابلیت‌های منطقه به همراه ایجاد زیرساخت	

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

زیرساخت و دفع بهداشتی فاضلاب - افزایش تقاضا برای غذا، آب و خدمات - ریختن زباله توسط گردشگران	- افزایش ورود فاضلاب - تغییر کاربری	- فرهنگ‌سازی - آموزش

بحث و نتیجه‌گیری

داده‌های سنجش‌ازدور از طریق تولید سری زمانی پوشش زمینی، زمینه مناسبی برای تجزیه‌وتحلیل ترکیب و توزیع تغییرات این پوشش‌ها توسط بررسی تغییرات متریک‌های سیمای سرزمین فراهم آورده است. به‌منظور استفاده از نتایج متریک‌های سیمای سرزمین در مدیریت منابع محیط‌زیست، تجزیه‌وتحلیل آن‌ها باید توضیح‌دهنده پدیده‌های رخداده در سیمای سرزمین باشد. تأکید و تمایز این تحقیق نسبت به تحقیقات دیگر، استفاده از نتایج متریک‌ها برای توضیح وقوع پدیده‌های رخداده در سیمای سرزمین می‌باشد.

بر اساس جدول ۵ به دلیل کاهش تعداد لکه‌های کلاس زمین‌های تالابی (Wetland) در سال ۲۰۱۸ نسبت به سال ۱۹۹۴ و افزایش مساحت این کلاس در این دوره زمانی پدیده تجمیع در سطح این کلاس رخداده است. همچنین همین پدیده در سطح کلاس گیاهان تالابی (Wetland plants) به دلیل ثبات نسبی در مساحت این کلاس و کاهش تعداد لکه‌ها در سال ۲۰۱۸ به سال ۱۹۹۴ رخداده است. در دوره ۲۴ ساله موردبررسی سطوح گسترده‌ای از پیکره آبی به گیاهان تالابی و گیاهان تالابی به زمین‌های تالابی تبدیل‌شده‌اند.

در سطح کلاس‌های کشاورزی-جنگل (Agriculture-Forest) و مرتع (Posture) به دلیل افزایش مساحت این کلاس‌ها در سال ۲۰۱۸ نسبت به سال ۱۹۹۴ و همچنین افزایش تعداد لکه‌های آن‌ها شاهد پدیده خلق و ایجاد در سطح این کلاس بوده‌ایم؛ یعنی همواره اراضی کشاورزی جدیدی در تالاب انزلی ایجادشده که این پدیده ناشی از تغییر کاربری سطوح وسیعی از اکوسیستم‌های طبیعی همچون پیکره آبی و گیاهان تالابی به اراضی کشاورزی است. در این حالت فرآیند ایجاد لکه‌های جدید بیانگر تخریب سیمای سرزمین است. کشاورزان جهت توسعه اراضی کشاورزی سعی در پیشرفت تغییر پوشش اراضی طبیعی داشته‌اند. مشابه این پدیده در تحقیق جاپلقی و همکاران (۱۳۹۶) اتفاق افتاده است که پدیده ایجاد لکه‌های جدید در طبقه اراضی کشاورزی رخداده و اراضی کشاورزی جدیدی را در لرستان ایجاد کرده است. کلاس کشاورزی در تحقیق Kumar و همکاران (۲۰۱۸) نیز روند رو به رشدی را دارد. در سطح کلاس آب روند تغییرات این متریک‌ها معکوس بوده یعنی کاهش مساحت کلاس آب در سال ۲۰۱۸ نسبت به سال ۱۹۹۴ و همچنین کاهش تعداد لکه‌ها در سال ۲۰۱۸ نسبت به سال ۱۹۹۴ بوده است که شاهد پدیده حذف در سطح کلاس آب بوده‌ایم. Bogaert و همکاران (۲۰۰۴) این فرایند را نمایه تخریب سیمای سرزمین براثر فعالیت‌های انسانی معرفی کردند. همچنین این فرایند در تحقیق زبردست و همکاران (۱۳۹۰)، جاپلقی و همکاران (۱۳۹۶) در سطح لکه‌های جنگلی اتفاق افتاده است. تجزیه‌وتحلیل پدیده‌های رخداده در این مقیاس از سیمای سرزمین بیانگر وقوع توأم توالی طبیعی و انسانی بوده است و به‌تدریج در اثر عوامل انسانی و طبیعی از حجم گستره پوشش آبی کاسته و به ترتیب به پوشش‌های گیاهان تالابی، زمین‌های تالابی، مرتع و کشاورزی افزوده‌شده است. به‌تدریج عوامل انسانی در وقوع توالی افزایش‌یافته که این موضوع از روند تغییرات افزایشی کلاس‌های مرتع و کشاورزی-جنگل قابل دریافت می‌باشد.

بر اساس متریک LPI که درصد بزرگ‌ترین لکه را نشان می‌دهد کلاس کانونی در محدوده موردبررسی کلاس آب بوده است. مطابق جدول ۵ و شکل ۴ شاخص LPI در مقطع زمانی ۱۹۹۴، یک کلاس آب به‌تنهایی ۲۰/۶ درصد سطح سیمای سرزمین در محدوده موردبررسی را به خود اختصاص داده بود که در مقطع زمانی ۲۰۱۸ با کاهش ۱۶/۵ درصدی به ۴/۰۹ درصد رسیده است؛ که همسو با تحقیق جعفری و همکاران (۱۳۹۱)، سطح آب کاهش چشمگیری داشته و یکپارچگی و وسعت تالاب ارومیه، مخصوصاً در یک دهه اخیر کاهش‌یافته است، در تحقیق Kumar و

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

همکاران (۲۰۱۸) نیز پیکره آبی بیشترین کاهش را داشته است. همچنین همسو با نتایج طالبی امیری و همکاران (۱۳۸۸) و نتایج Matsushita و همکاران (۲۰۰۶) در کاسو میگو ژاپن می‌باشد، در این تحقیقات LPI نیز روندی کاهشی داشته و نشان‌دهنده تجزیه سیمای سرزمین می‌باشد. کارایی این متریک در مطالعات مشابه (Lausch and Herzog *et al*., 2002; De Barros Ferraz *et al*., 2005; Matsushita *et al*., 2006; Ke *et al*., 2011) تائید شده است. آنالیز PLAND درصد هر کاربری در سطح کلاس، ترکیب سیمای سرزمین را به‌صورت عمومی نشان می‌دهد. تغییرات زمانی PLAND می‌تواند برای به دست آوردن یک ذهنیت کلی از تغییر سیمای سرزمین در منطقه موردمطالعه استفاده شود. بر اساس شاخص PLAND در مقطع زمانی ۱۹۹۴ حدود ۲۷/۹۵ درصد سیمای سرزمین را کلاس کانونی آب تشکیل داده است که در مقطع زمانی ۲۰۱۸ با کاهش حدود ۲۱/۸ درصدی به ۶/۱۳ درصد رسیده است. در تائید موضوعات یادشده در تحقیق مددی و اشرف زاده (۱۳۸۹) بر روی تالاب بامدژ، طبقه آب به‌عنوان کلاس کانونی بود و متریک LPI برای این کلاس در طول دوره موردمطالعه کاهش یافت که گویای آسیب‌پذیر شدن این کلاس می‌باشد. بر اساس شاخص PD نیز تراکم لکه‌ی آب از ۰/۴۶۵ به ۰/۳۵ کاهش‌یافته است. شاخص‌های فوق بیانگر کوچک‌تر شدن بزرگ‌ترین لکه کانونی آب، کاهش سطح کلاس کانونی آب در سطح کل سیمای سرزمین در محدوده موردبررسی و کاهش تراکم لکه‌های آب در این مقیاس از سیمای سرزمین می‌باشد که همگی بیانگر تخریب و زایل شدن این کلاس کانونی مهم می‌باشد. همچنین Zhang و همکاران (۲۰۲۰) معتقدند متریک‌های NP، CA، LPI و PD در روند تغییرات سیمای سرزمین بسیار مؤثر هستند.

در این تحقیق با استفاده از متریک‌های سیمای سرزمین وضعیت حاضر محدوده بلافصل تالاب انزلی را به دست آوردیم. سپس به کمک مدل مفهومی، نیرومحرکه‌ها، فشارها، وضعیت، اثرات و پاسخ‌ها در سطح محدوده بلافصل تالاب انزلی شناسایی‌شده‌اند که در جدول ۶ آورده شده است. فشارهای شناسایی‌شده بر سیستم‌های طبیعی و انسان‌ساخت اثر می‌گذارند و این اثر جامعه را وادار می‌کند برای کاهش اثر، پیشنهادهایی در قالب پاسخ و واکنش احتمالی ارائه دهد. درمجموع بررسی تغییرات الگوی سیمای سرزمین بیانگر وقوع توالی طبیعی با منشأ انسانی در محدوده موردبررسی می‌باشد که به‌تدریج توالی انسانی غالب گردیده است. بر اساس چارچوب DPSIR نیرومحرکه‌های شناسایی‌شده برای تغییرات ایجادشده، شامل رشد جمعیت، توسعه کشاورزی، توسعه صنایع و گردشگری هستند که مهم‌ترین فشار ناشی از آن‌ها وقوع تغییرات کاربری و پوشش اراضی بوده است. پدیده‌های تخریبی ناشی از فشار تغییر کاربری اراضی در غالب خلق، ایجاد و تجمیع تدریجی لکه‌های نیمه مصنوع و مصنوع و حذف تدریجی لکه‌های طبیعی بوده است که سیر حرکت به ترتیب در پیوستار تبدیل تدریجی لکه‌های آب به گیاهان تالابی، زمین‌های تالابی، مراتع و زمین‌های زراعی بوده است.

افزایش جمعیت انسانی به‌تدریج تقاضا برای آب، غذا و خدمات را افزایش داد و سبب فشارهایی بر تالاب شد و به‌تبع آن کشاورزی در حاشیه تالاب افزایش یافت. همچنین وجود جاذبه‌هایی مانند چشم‌اندازهای بکر و طبیعی، گونه‌های گیاهی خاص منطقه (لاله آبی)، پرندگان (آشیانه‌های پرستوهای دریایی) و .... گردشگران زیادی را به خود جلب می‌کنند که از اقامتگاه‌های نزدیک به تالاب استفاده می‌کنند.

افزایش جمعیت و نبود دفع بهداشتی فاضلاب، فعالیت‌های کشاورزی و صنایع در حاشیه تالاب انزلی، موجب ورود پساب‌های خانگی، کشاورزی و صنعتی به تالاب می‌شود که این امر موجب ورود سموم دفع آفات، کودهای شیمیایی و فاضلاب‌ها به تالاب می‌شود و باعث افزایش فسفات و دترفیت‌ها و کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی می‌شود. با ورود این پساب‌ها به تالاب به‌مرورزمان از حجم پیکره آبی تالاب به دلیل رشد نی و گیاهان تالابی کاسته می‌شود و کاهش اکسیژن محلول در تالاب را به همراه دارد که این امر منجر به رخداد یوتریفیکاسیون در تالاب انزلی شده است. رسوبات به دلیل فرسایش مناطق جنگلی بالادست حوزه و پمپاژ مقدار زیادی از آب تالاب برای شالیزارهای برنج در اطراف تالاب غرب در کاهش حجم مخزن آبی تالاب بخصوص در بازه زمانی دوم تأثیر بسزایی داشته است. این تحقیق با تحقیق رحیمی‌بلوچی و همکاران (۱۳۹۱) بر روی تالاب شایگان و زبردست و جعفری (۱۳۹۰) که با افزایش پدیده تغذیه گرایی مواجه بودند همسو می‌باشد. به‌تدریج از مساحت مخزن آبی تالاب کاسته شده و به گیاهان تالابی افزوده‌شده و سپس به زمین‌های تالابی تبدیل کشته است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

گردشگران با تردد با قایق موتوری‌ها برای بازدید از این تالاب بین‌المللی باعث ایجاد سروصدا و احساس ناامنی برای پرندگان می‌شوند که عامل امنیت برای پرندگان آبزی بسیار مهم می‌باشد (Hattori and Mae, 2001). طبق تحقیق فتحی‌سقزچی و همکاران (۱۳۹۷) گردشگری یک نیرومحرکه مهم در ایجاد تغییرات در پناهگاه تالابی حیات‌وحش سرخانگل می‌باشد.

در تحقیقات Andarge Gedefaw و همکاران (۲۰۲۰)، Ehrar و همکاران (۲۰۱۸)، Malekmohammadi و Jahanishakib (۲۰۱۷)، Pullanikkatil و همکاران (۲۰۱۶)، Zacharias و همکاران (۲۰۰۸)،Lin و همکاران (۲۰۰۷)،Pirrone و همکاران (۲۰۰۵)، جهانی-شکیب و همکاران (۱۳۹۳)، اسکندری و همکاران (۱۳۹۵)، جهانی‌شکیب و همکاران (۱۳۹۶)، فتحی‌سقزچی و همکاران (۱۳۹۷) نیز مانند تحقیق حاضر، کشاورزی، رشد جمعیت، گردشگری و صنایع به‌عنوان نیرومحرکه در نظر گرفته‌شده‌اند. با افزایش نیرومحرکه‌های نامبرده تغییرات کاربری در سطح سیمای سرزمین منطقه اتفاق افتاد که باعث افزایش سطح زیر کشت برنج، افزایش ورود پساب‌ها، افزایش پتانسیل سیلاب، افزایش بهره‌برداری از آب و کاهش آب‌های زیرزمینی در سطح محدوده بلافصل تالاب انزلی شد که اثرات منفی بسیاری بر سیما و زیبایی‌شناختی تالاب به همراه داشت و زیستگاه گونه‌های آبزی، پرندگان و تداوم زادآوری کاهش یافت. افزایش نیرومحرکه‌ها باعث فشارهایی بر وضعیت حال حاضر تالاب انزلی شده است که در بعضی موارد اثرات جبران‌ناپذیری به همراه دارد. کاهش تعادل هیدرولوژیک (مصرف آب برای کشاورزی)، تغییر کاربری اراضی حفاظت‌شده به کشاورزی و جنگل، تخریب زیستگاه‌های آبی و تهدید امنیت زیستگاه، کاهش زیبایی‌شناختی، کاهش منابع ژنتیک، کاهش خدمات اکوسیستم و تأثیر بر سلامت انسان را به دنبال دارد. Zare و همکاران (۲۰۱۹) از DPSIR جهت مدل‌سازی یکپارچه منابع آب و Francesca Bruno و همکاران (۲۰۲۰) جهت شناسایی مناطق ساحلی در معرض فرسایش و خطر سیل استفاده کردند. در این مطالعه، چارچوب DPSIR چشم‌انداز خاصی را در درک پویایی تعامل بین سیستم‌های انسانی و طبیعی ارائه می‌دهد. نتایج نشان داد تغییر کاربری از مهم‌ترین تهدیدها در محیط‌زیست تالاب انزلی و پیرامون آن بوده است، جهت تصمیم‌گیری صحیح مدیریتی و برنامه‌های حفاظتی پیشنهاد می‌شود، ترویج کشاورزی ارگانیک یا به حداقل رساندن مصرف آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی و آموزش کشاورزها در این راستا، مدیریت و سازمان‌دهی پساب‌های صنعتی و خانگی و فرهنگ‌سازی بین مردم، توسعه شبکه فاضلاب، استفاده از قایق‌های پارویی بجای قایق‌های موتوری برای جلوگیری از ایجاد سروصدا و حمایت از تشکیلات مردمی، NGO ها و مردم محلی، حمایت عمومی برای حفظ مناطق حفاظت‌شده و همچنین موفقیت در حفاظت از اکوسیستم‌ها و تنوع زیستی بسیار حیاتی است، به دلیل وسعت، عمق و حجم گیاهان آبزی در محدوده بخش غربی تالاب و آزاد بودن شکار پرندگان و صید ماهی با تورهای زیرآبی در این محدوده از تالاب انزلی (عاشوری و وارسته مرادی، ۱۳۹۳) پیشنهاد می‌گردد بخشی از تالاب غرب که بیشتر محل فرود اردک‌ها می‌باشد، به‌عنوان پناهگاه حیات‌وحش در نظر گرفته شود.

منابع

اسکندری، ط.، ملک‌محمدی، ب.، زبردست، ل. و عزیزی، ع.، ۱۳۹۵. ارزیابی یکپارچه محیطزیستی افت آب‌های زیرزمینی دشت اردبیل در راستای ارائه راهکارهای مدیریتی، مجله محیط‌شناسی، جلد ۴۲: صفحات ۷۰۷-۶۸۷.

بینقی، م.، علی‌آبادی، ک. و امیراحمدی، ا.، ۱۳۹۳. شناسایی اهداف محیطی با استفاده از روش MTMF و Mnf (مطالعه موردی جنوب غرب سبزوار)، نشریه علمی ژئومورفولوژی کاربردی ایران، جلد ۲: صفحات ۳۲-۴۶.

پیشدادسلیمان‌آباد، ل.، نجفی‌نژاد، ع.، سعدالدین، ا.، چیی، ک. و محمدی کنگرانی، ح.، ۱۳۹۵. دینامیک تخریب تالاب زریوار با استفاده از تصاویر چند زمانه، فصلنامه اکو بیولوژی تالاب، جلد ۸: صفحات ۲۰-۵.

جاپلقی، م.، غلامعلی‌فرد، م. و شایسته، ک.، ۱۳۹۶. پایش و تحلیل الگوی سیمای سرزمین استان لرستان و فرآیند تغییر آن در محیط GIS، مجله محیطزیست طبیعی، جلد ۷۰: صفحات ۳۵-۱۵.

جعفری، ش.، علیزاده شعبانی، ا. و دانه‌کار، ا.، ۱۳۹۱. بررسی تغییرات ساختاری دریاچه ارومیه با استفاده از متریک‌های سیمای سرزمین، فصلنامه اکو بیولوژی تالاب، جلد ۴: صفحات ۵۴-۴۵.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

جهانی‌شکیب، ف.، ملک‌محمدی، ب.، زبردست، ل. و عادلی، ف.، ۱۳۹۳. بررسی قابلیت و کاربرد خدمات اکوسیستمی به‌عنوان شاخص‌های اکولوژیکی در مدل DPSIR (مطالعه نمونه: تالاب چغاخور)، مجله پژوهش‌های محیطزیست، جلد ۵: صفحات ۱۲۰-۱۰۹.

جهانی‌شکیب، ف.، ملک‌محمدی، ب.، یوسفی روبیات، ا. و عالی‌پور، م.، ۱۳۹۶. تدوین راهبردهای مدیریتی به کمک روش نوین ارزیابی آسیب‌پذیری اکوسیستم‌های تالابی (مطالعه نمونه: تالاب چغاخور)، مجله علوم و تکنولوژی محیطزیست، جلد ۱۹: صفحات ۳۹۱-۳۷۹.

رحیمی‌بلوچی، ل.، زرع‌کار، آ. و ملک‌محمدی، ب.، ۱۳۹۱. بررسی تغییرات زیست‌محیطی با استفاده از سنجش‌ازدور و شاخص کیفیت آب (مطالعه موردی: تالاب بین‌المللی شادگان)، مجله کاربرد سنجش‌ازدور و GIS در علوم منابع طبیعی، جلد ۳: صفحات ۵۵-۴۳.

زبردست، ل. و جعفری، ح.ر.، ۱۳۹۰. ارزیابی روند تغییرات تالاب انزلی با استفاده از سنجش‌ازدور و ارائه راه‌حل مدیریتی، مجله محیط‌شناسی، جلد ۳۷: صفحات ۶۴-۵۷.

زبردست، ل.، یاوری، ا. ر.، صالحی، ا. و مخدوم، م.، ۱۳۹۰. بررسی تغییرات ساختاری ناشی از جاده در پارک ملی گلستان در فاصله سال‌های ۱۳۶۶ تا ۱۳۸۹ با استفاده از متریک‌های اکولوژی سیمای سرزمین، پژوهش‌های محیطزیست، جلد ۲: صفحات ۱۱-۲۰.

طالبی امیری، ش.، آذری دهکردی، ف.، صادقی، ح. ر. و صوف باف، ر.، ۱۳۸۸. تحلیل تخریب سیمای سرزمین حوزه آبخیز نکا با استفاده از متریک‌های اکولوژی سیمای سرزمین، فصلنامه علوم محیطی، جلد ۳: صفحات ۱۴۴-۱۳۳.

عاشوری، ع. و عبدوس، ا.، ۱۳۹۱. زیستگاه‌های تالابی مهم پرندگان آبزی گیلان، نشر کتیبه گیل، ۲۶۰ ص.

عاشوری، ع. و وارسته مردای، ح.، ۱۳۹۳. بررسی تنوع‌گونه‌ای پرندگان آبزی و کنار آبزی مهاجر زمستان گذران در تالاب بین‌المللی انزلی، فصلنامه علمی پژوهشی اکو بیولوژی تالاب، جلد ۶: صفحات ۶۶-۵۵.

فتحی‌سقزچی، ف.، جعفری، ح.ر.، ادیبی، م.، باقرزاده کریمی، م. و وفایی‌منش، ر.، ۱۳۹۷. استفاده از خدمات اکولوژیک به‌عنوان شاخص اکولوژیک دریافتن گردشگری متناسب با سرزمین (مطالعه‌ی موردی: پناهگاه تالابی حیات‌وحش سرخانکل)، مجله محیط‌شناسی، جلد ۴۴: صفحات ۲۵۵-۲۴۱.

قربانی، ر.، تقی پور، ع. ا. و محمود زاده، ح.،۱۳۹۰. ارزیابی و تحلیل تغییرات کاربری اراضی محدوده بین‌المللی آلاگل، آلماگل و آجی گل ترکمن‌صحرا با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای چند زمانه. فصلنامه جغرافیا و برنامه‌ریزی محیطی، جلد ۲۳: صفحات ۱۸۴-۱۶۷.

کیانی‌صبا، م. و پورجهان، س.، ۱۳۹۱. وضعیت زیست‌محیطی تالاب انزلی، اولین همایش ملی گردشگری و طبیعت‌گردی ایران‌زمین، همدان، دانشگاه آزاد اسلامی واحد همدان، شرکت هم‌اندیشان محیطزیست فردا.

مددی، ح. و اشرف زاده، م.ر.، ۱۳۸۹. بررسی تغییرات پوشش سرزمین در محدوده تالاب بامدژ با رویکرد بوم‌شناسی سیمای سرزمین، مجله علوم و فنون دریایی، جلد ۹: صفحات ۶۱-۵۱.

Adekola, O. and Mitchell, G., 2011. The Niger Delta wetlands: threats to ecosystem services, their importance to dependent communities and possible management measures. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management. 7: 50–68.

Andarge Gedefaw, A., Atzberger, C., Bauer, T., Kassaw Agegnehu, S. and Mansberger, R., 2020. Analysis of Land Cover Change Detection in Gozamin District, Ethiopia: From Remote Sensing and DPSIR Perspectives. Remote Sensing Application for Environmental Sustainability. 12(11): 34-45.

Bartlett, K. B. and R. C. Harris., 1993. Review and assessment of methane emission from wetland. Chemosphere. 26: 261–320.

Bogaert, J., Ceulemans, R. and Salvador-Van Eysenrode, D., 2004. Decision Tree Algorithm for Detection of Spatial Processes in Landscape Transformation. Environmental Management. 33(1): 62-73.

Buyantuyev, A., Wu, J. and Gries, C., 2010. Multiscale analysis of the urbanization pattern of the Phoenix metropolitan landscape of USA: Time, space and thematic resolution. Landscape and Urban Planning. 3(94): 206-217.

Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. and Diaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. Nature. 405: 234-242.

Chase, T. N., Pielke, R. A., Kittel, T. G. F., Nemani, R. R. and Running, S. W., 1999. Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. Climate Dynamics. 16: 93–105.

Crozier, G. E. and Gawlik, D. E., 2003. Wading bird nesting effort as an index to wetland ecosystem

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

integrity. Waterbird. 26(3): 303–324.

De Barros Ferraz, S. F., Vettorazzi, C. A., Theobald, D. M. and Ballester, M. V. R., 2005. Landscape Dynamics of Amazonian Deforestation Between 1984 and 2002 in Central Rondonia, Brazil: Assessment and Future Scenarios. Journal of Forest Ecology and Management. 204(1): 69-85.

EEA (European Environment Agency). 1999. Environmental indicators:Typology and overview. Technical report. No.25,617. EEA (European Environmental Agency). 2001. Reporting on Environmental Measures: are We Being Effective?, Copenhagen: Europan Environmental Agency.

Ehrar, M., Hyakumura, K., Sato, R., Kurosawa, K., Araya, K., Sokh, H. and Kohsaka, R., 2018. Addressing Maladaptive Coping Strategies of Local Communities to Changes in Ecosystem Service Provisions Using the DPSIR Framework. Ecological Economics. 149: 226–238.

Elias, J. M., Salati Filho, E. and Salati. E., 2001. Performance of constructed wetland system for public water supply. Water Science and Technology. 44(11–12): 579–584.

Engelhardt, K. A. M. and Ritchie, M. E., 2001. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. Nature. 411: 687–689.

Francesca Bruno, M., Sapoieri, A., Gianluca Molfetta, M. and Damiani, L., 2020. The DPSIR Approach for Coastal Risk Assessment under Climate Change at Regional Scale: The Case of Apulian Coast (Italy). Journal of Marine Science and Engineering. 8(7): 531.

Gao, L. B. and Su, J. D., 2017. Small area debris flow risk assessment method based on information entropy and AHP model. Research of Soil and Water Conservation. 24(1): 376-380.

Hattori, A. and Mae, S., 2001. Habitat use and diversity of water birds in a coastal lagoon around Lake Biwa. Journal of Ecological. Research. 16: 543-553.

Hern´andez-Romero, A. H., Tovilla-Hern´andez. C., Malo. E. A. and Bello-Mendoza. R., 2004. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. Marine Pollution Bulletin. 48: 1130–1141.

Herold, M., Couclelis, H. and Clarke, K. C., 2005. The role of spatial metrics in the analysis and modeling of urban land use change. Computers, Environment and Urban Systems. 29(4): 369-399.

Holka M., Jankowiak J. and Bienkowski. J. F., 2016. Life cycle assessment (lca) of winter wheat in an intensive crop production system in Wielkopolska region (poland). Applied Ecology and Environmental Research. 14(3): 535-545.

Houghton, R. A., Hackler, J. L. and Lawrence, K. T., 1999. The U.S. carbon budget: contribution from land-use change. Science. 285: 574–578.

JICA and DOE (Japan International Cooperation Agency and Department of Environment the Islamic Republic of Iran) .2005. The study on Integrated management for ecosystem conservation of the Anzali Wetland.

Jones, K., Lanthier, Y., Voet, P., Valkengoed, E., Taylor, D. and Fernández-Prieto, D., 2009. Monitoring and assessment of wetlands using Earth Observation: The Glob Wetland project. Journal of Environmental Management. 90: 2154–2169.

Kalnay, E. and Cai, M., 2003. Impact of urbanization and land-use change on climate. University of Maryland. College Park, Maryland, USA.

Ke Ch. Q., Zhang, D., Wang, F. Q., Chen, SH. Z., Schmullius, C. H., Boerner, W. M. and Wang, H., 2011. Analyzing coastal wetland change in the Yancheng National Nature Reserve, China. Reg Environ Change. 11: 161–173.

Kohsaka, R., 2010. Developing biodiversity indicators for cities: applying the DPSIR model to Nagoya and integrating social and ecological aspects. Ecological research. 25(5): 925- 936.

Kumar, M., M.Denis, D., Singh, S. K., Szabó, S. and Suryavanshi, Sh., 2018. Landscape metrics for assessment of land cover change and fragmentation of a heterogeneous watershed. Remote Sensing Applications: Society and Environment. 10: 224-233.

Lagos, G., Peters, D. and Videla, A., 2018. The effect of mine aging on the evolution of environmental footprint indicators in the chilean copper mining industry 2001-2015. Journal of Cleaner Production. 174: 389-400.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

Lambin, E. F. and Geist, H. J., 2003. Global land-use and land-cover change: what have we learned so far?. Global Change News Letter. 46: 27-30.

Lausch, A. and Herzog, F., 2002. Applicability of Landscape Metrics for the Monitoring of Landscape Change: Issues of Scale, Resolution and Interpretability. Journal of Ecological Indicators. 2: 3-15.

Lundin, M., 2002. Indicators for Measuring the Sustainability of Urban Water Systems: A Life Cycle Approach. Doctoral Thesis, Chalmers University of Technology. Gothenburg, Sweden.

Ma, S. H., 2019. The Evaluation Method of Wetland Ecological Environment Sensitivity Based on Information Entropy. Ekoloji. 28(108): 1399-1405.

Malekmohammadi B. and Jahanishakib, F., 2017. Vulnerability assessment of wetland landscape ecosystem services using driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model. Ecological Indicators. 82: 293–303

Matsushita, B., XU, M. and Fukushima, T., 2006. Characterizing Changes in Landscape Structure in the Lake Kasumigaura Basin, Japan Using a High-Quality GIS Dataset. Journal of Landscape and Urban Planning. 78: 241-250.

Meyer, W. B. and Turner, B. L., 1994. Changes in land use and land cover: A global prospective. University Press, Cambridge.

Mousazadeh, R., Ghaffarzadeh, H. R., Nouri, J., Gharagozlou, A. and Farahpour, M., 2015. Land use change detection and impact assessment in Anzali international coastal wetland using multi-temporal satellite images. Environ Monit Assess. 187(12): 776.

OECD (Organisation for Economic Cooperatoin and Development). 1994. Environmental Indicators, Paris.

OECD (Organisation for Economic Cooperatoin and Development). 2006. Applying strategic environmental assessment. Good practice guidance for development cooperation, Paris: OECD.

Pirrone, N., Trombino, G., Cinnirella, S., Algieri, A., Bendoricchio, G. and Palmeri, L., 2005. The Driver Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system. Regional Environmental Change. 5: 111–137.

Pullanikkatil, D., Palamuleni, L. and Ruhiiga, T., 2016. Assessment of land use change in Likangala River catchment, Malawi: A remote sensing and DPSIR approach. Applied Geography. 71: 9-23.

Saadati, S., Motevallian, S. S., Rheinheimer, D. E. and Najafi, H., 2013. Indicators for Sustainable Management of Wetland Ecosystems Using a DPSIR Approach: A Case Study in Iran. In proceeding of: 6th International Perspective on Water Resources and the Environment conference (IPWE 2013), At Izmir, Turkey.

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. and Wall, D. H., 2000. Biodiversity: global biodiversity scenarios for the year 2100. Science. 287: 1770–1774.

Scariot, E. C., Almeida, D. and Santos, J. E. D., 2015. Connectivity dynamics of araucaria forest and grassland surrounding passo fundo national forest, southern Brazil. Natureza & Conservação. 13: 54-59.

Schuyt, K. D., 2005. Economic consequences of wetland degradation for local populations in Africa. Ecological Economics. 53: 177–190.

Scheren, P., Kroeze, C., Janssen, F., Hordijk, L. and Ptasinski, K., 2004. Integrated water pollution assessment of the Ebrié lagoon, Ivory Coast, West Africa. Journal of Marine Systems. 44(1): 1-17.

Shen, Y., Zhao, N., Xia, M. and Du, X., 2017. A deep q-learning network for ship stowage planning problem. Polish Maritime Research. 24(S3): 102-109.

Song, X. and Frostell, B., 2012. The DPSIR framework and a pressure-oriented water quality monitoring approach to ecological river restoration. Water. 4(3): 670-682.

Lin, T., Xue, X. Z. and Lu, C. Y., 2007. Analysis of Coastal Wetland Changes Using the "DPSIR" Model: A Case Study in Xiamen, China. Coastal Management. 35: 289–303.

Tolba, M. K. and El-Kholy, O. A., 1992. The World Environment1972–1992: Two Decades of Challenge, II (Eds.). Chapman and Hall, London.

UNEP. 1997. Global Environment Outlook. United Nations Environment Programme: Nairobi.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

UNEP. 2007. Global Environment Outlook GEO-4: Environment for Development. United Nations Environment Programme, Nairobi.

Vitousek, P., Mooney, M., Harold, A., Lubchenco, J. and Melillo, J., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. Science. 277(5325): 494-499.

Whigham, D. F., 1999. Ecological issues related to wetland preservation, restoration, creation and assessment. The Science of Total Environment. 240: 31–40.

Wong, Y., Tam, N. and Lan, C., 1997. Mangrove wetland as wastewater treatment facility: A field trial. Hydrobiologia. 352:49–59.

Wu, J. and Wu, T., 2012. Sustainability indicators and indices, handbook of sustainable management, Imperial College press, London. 65-86.

Xiao, D., 1998. Ecological principles of landscape classification and assessment. The journal of applied ecology. 9(2): 217-221.

Zacharias, I., Parasidoy, A., Bergmeier, E., Kehayias, G., Dimitriou, E. and Dimopoulos, P., 2008. A "DPSIR" model for mediterranean temporary ponds: European, national and local scale comparisons. In Annales de Limnologie-International Journal of Limnology, EDP Sciences. 253–266.

Zare, F., Elsawah, S., Bagheri, A., Nabavi, E. and Jakeman, Anthony J., 2019. Improved integrated water resource modelling by combining DPSIR and system dynamics conceptual modelling techniques. Journal of Environmental Management. 246: 27-41.

Zhang, Q., Chen, Ch., Wang, J., Yang, D., Zhang, Y., Wang, Z. and Gao, M., 2020. The spatial granularity effect, changing landscape patterns, and suitable landscape metrics in the Three Gorges Reservoir Area, 1995–2015. Ecological Indicators. 114: 106-259.

Zhou, L., 1993. The trend, potential and management of resource in China, Beijing: Beijing Press.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-04-27]