Archive of SID.ir

Geography and Environmental Sustainability
Homepage: http://ges.razi.ac.ir/

Land Cover Change Modeling Using a Hybrid Approach and Remote Sensing Data

Sharif Joorabian Shooshtari[1]

1. Department of Nature Engineering, Faculty of Agriculture, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khuzestan, Mollasani, Iran. E-mail: Joorabian@asnrukh.ac.ir

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received: 02 May 2023
Received in revised form: 05 Jul 2023
Accepted: 09 Jul 2023
Available online: 23 Sept 2023

Keywords:
Scenario development,
Artificial neural network,
Multi-objective land optimization,
Markov chain,
Accuracy assessment.

ABSTRACT

Wetlands are vital for human survival and constitute 40.6% of the total value of global ecosystem services. This study analyzed land cover changes in the Golpayegan Shoor wetland from 1988 to 2018 and then modeled it with a combination of artificial neural network, Markov chain, and multi-objective optimization for 2030 and 2040 for obtaining environmental sustainability. To obtain the highest accuracy in transition potential modeling, four scenarios were used with various calibration periods and sub-models. The FOM index was used to evaluate the accuracy of various scenarios using the approach by overlaying three maps for the years 2008, actual 2018, and predicted 2018 maps. Effective variables in describing the changes occurred in the case study selected using Cramer's v. The highest accuracy was shown in a scenario with the calibration period of 1988-1998 and 9 sub-models in land cover change modeling 2018 year. The evidence likelihood of change map and distance from agricultural lands showed the highest impact in the changes of the study area. Residential areas and agricultural lands increased by 0.6% and 1.8% in 2030, while 1% and 2.2% grew up in 2040 compared to 2018, respectively. Dense rangeland decreased by 13.1% and 18.6%, respectively in 2030 and 2040 compared to 2018. The water bodies showed an increase of 0.18% and 0.27% due to the conversion of agricultural areas and rangeland to Lake Golpayegan and Kochery dams. Taking water from unauthorized wells, reducing the flow of water entering the wetland, and the presence of decorative ore has caused serious problems for Golpayegan Shoor Wetland, which requires managers and land planners to consider compensatory ways to restore, water requirement, and ecological sustainability for the wetland.

Cite this article: Joorabian Shooshtari, Sh. (2023). Land Cover Change Modeling Using a Hybrid Approach and Remote Sensing Data. *Geography and Environmental Sustainability*, *13* (3), 67-87. DOI: 10.22126/GES.2023.9091.2655

© The Author(s).
Publisher: Razi University
DOI: 10.22126/GES.2023.9091.2655

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

جغرافیا و پایداری محیط
وبگاه نشریه: http://ges.razi.ac.ir/

استفاده از رویکرد ترکیبی و داده‌های سنجش‌ازدور در مدل‌سازی مکانی تغییرات آینده پوشش سرزمین

شریف جورابیان شوشتری[1]

۱. گروه مهندسی طبیعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان، ملاثانی، ایران. رایانامه: Joorabian@asnrukh.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

تاریخچهٔ مقاله:
تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۲/۱۲
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۰۴/۱۴
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۴/۱۸
دسترسی آنلاین: ۱۴۰۲/۰۷/۰۱

کلیدواژه‌ها:
سناریوسازی،
شبکه عصبی مصنوعی،
بهینه‌سازی چند منظور،
زنجیره مارکف،
ارزیابی صحت.

چکیده

تالاب‌ها برای بقای انسان حیاتی هستند و ٪۴۰/۶ از ارزش کل خدمات اکوسیستم جهانی را تشکیل می‌دهند. پژوهش حاضر تحلیل تغییرات پوشش سرزمین تالاب شور گلپایگان را از سال ۱۹۸۸ تا ۲۰۱۸ تحلیل و سپس مدل‌سازی با رویکرد ترکیبی شبکه عصبی مصنوعی، زنجیره مارکف و بهینه‌سازی چندمنظوره برای سال ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ جهت دستیابی به پایداری محیط انجام شد. جهت دستیابی به بالاترین صحت در مدل‌سازی پتانسیل انتقال از چهار سناریو با دوره واسنجی و زیرمدل‌های مختلف استفاده شد. از شاخص FOM نیز جهت ارزیابی صحت سناریوهای مختلف با استفاده از رویکرد روی‌هم گذاری سه نقشه پوشش سرزمین سال‌های ۲۰۰۸، ۲۰۱۸ واقعیت زمینی و ۲۰۱۸ حاصل از مدل‌سازی استفاده شد. متغیرهای مؤثر در توصیف تغییرات رخداده در منطقه نیز با استفاده از ضریب کرامر انتخاب شدند. بالاترین صحت در سناریوی با دوره واسنجی ۱۹۹۸-۱۹۸۸ و ۹ زیرمدل مورداستفاده در مدل‌سازی تغییرات سال ۲۰۱۸ مشاهده شد. متغیرهای شاهد احتمال تغییر و فاصله از اراضی کشاورزی بالاترین تأثیر را در تغییرات منطقه موردمطالعه نشان دادند. مناطق مسکونی و اراضی کشاورزی در سال ۲۰۳۰ به ترتیب ٪۰/۶ و ٪۱/۸ و در سال ۲۰۴۰ نیز به ترتیب ٪۱ و ٪۲/۲ نسبت به سال ۲۰۱۸ افزایش نشان دادند. میزان کاهش در مراتع متراکم نیز در سال‌های ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ نسبت به ۲۰۱۸ به ترتیب ٪۱۳/۱ و ٪۱۸/۶ به دست آمد. پهنه‌های آبی در سال ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ نسبت به سال ۲۰۱۸ افزایش ٪۰/۱۸ و ٪۰/۲۷ را به علت تبدیل اراضی کشاورزی و مراتع به دریاچه پشت سدهای گلپایگان و کوچری نشان دادند. افزایش برداشت آب از چاه‌های غیرمجاز، کاهش جریان آب ورودی به تالاب و افزایش برداشت از سنگ معدن تزیینی سبب مشکلات جدی برای تالاب شور گلپایگان شده که نیاز است برنامه‌ریزان سرزمین راهکارهای جبرانی را جهت احیا، تأمین حقابه و پایداری اکولوژیکی تالاب ارائه کنند.

استناد: جورابیان شوشتری، شریف (۱۴۰۲). استفاده از رویکرد ترکیبی و داده‌های سنجش‌ازدور در مدل‌سازی مکانی تغییرات آینده پوشش سرزمین. *جغرافیا و پایداری محیط*، ۱۳ (۳)، ۶۷-۸۷. DOI: 10.22126/GES.2023.9091.2655

ناشر: دانشگاه رازی

© نویسندگان.

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

مقدمه

برخی از تالاب‌ها مهم‌ترین مناطق تنوع زیستی در جهان هستند. آن‌ها اکوسیستم‌های منحصربه‌فرد و مولدی هستند که در زیستگاه‌های زمینی و آبی به هم می‌رسند و دارای تنوع زیستی بیشتر، بازیافت مواد مغذی و آشیان اکولوژیکی ویژه نسبت به سایر اکوسیستم‌ها هستند. تالاب‌ها خدمات اکوسیستمی متعددی را ارائه می‌کنند که از امنیت آب حمایت کرده و طیف گسترده‌ای از مزایا و ارزش‌ها را برای جامعه و اقتصاد ارائه می‌دهند (Gleason et al., 2011). ارزش خدمات اکوسیستم تالاب ساحلی و داخلی معمولاً بالاتر از سایر انواع اکوسیستم‌ها است (Gingras et al., 2017). وسعت تالاب‌های جهانی از ۵/۳ تا ۱۲/۸ میلیون Km^2 تخمین زده شده است (Zedler & Kercher, 2005). بااین‌حال، تالاب‌ها دارای کاهش سریع هستند و محققان تخمین می‌زنند که بیش از ۵۰٪ از تالاب‌های جهان کاهش یافته‌اند (Tiné et al., 2019).

بررسی تغییرات تالاب‌ها طی دهه‌های گذشته تاکنون و مشخص‌کردن سمت‌وسوی این تغییرات، برای مدیریت و چگونگی بهره‌برداری از تالاب‌ها و ارائه راهکارهایی که باعث شوند در لیست مونترو قرار نگیرند، بسیار ضروری است (کریمی و میرسنجری، ۱۳۹۷). در جهان بیشترین اکوسیستم‌های در معرض خطر، تالاب‌ها هستند که دلایل آن پیچیده و تنها به استفاده از زمین و آب تالاب مربوط نمی‌شود، بلکه مدیریت حوزه‌های بالادست و فشارهای خارجی نظیر تغییرات اقلیم و رشد جمعیت نیز تأثیر گذارند (Johnston et al., 2013). تالاب‌ها در شرایط طبیعی منافع اقتصادی، زیست‌محیطی و فرهنگی زیادی به جوامع محلی از جمله حفاظت از کیفیت آب، سیل و کنترل فرسایش، زیستگاه حیات‌وحش، آبزی‌پروری و فرصت‌های منحصربه‌فرد برای آموزش و تفرج فراهم می‌کنند (Makrouni et al., 2016).

تالاب‌ها به‌عنوان یک نوع پوشش زمین مهم به طور فزاینده‌ای به دغدغه گسترده بسیاری از پژوهشگران تبدیل شده‌اند. تجزیه‌وتحلیل نیروی محرکه تغییرات مختلف تالاب، اولویت و تمرکز تحقیقات تغییر کاربری/پوشش زمین تالاب‌ها است (Ajwang et al., 2021; Aghsaei et al., 2020). ماهواره‌های سنجش‌ازدور به همراه سامانه اطلاعات مکانی به‌عنوان یک ابزار قدرتمند و مؤثر در تشخیص تغییرات کاربری اراضی شناخته و به طور گسترده استفاده شده‌اند. ابزارهای پیش‌بینی و مدل‌سازی جهت ارزیابی تغییرات کاربری اراضی در عملکرد اکوسیستم و کمک به بهبود مدیریت سرزمین توسعه یافته‌اند. مدل‌های شبیه‌سازی زیادی نظیر مدل‌های جغرافیایی مانند GEOMOD، CLUE، CA-Markov و LCM وجود دارد. بااین‌حال، مقایسه عملکرد اکثر ابزارهای مدل‌سازی دشوار است، زیرا مدل‌های تغییر کاربری می‌توانند اساساً در روش متفاوت باشند (Ansari & Golabi, 2019).

یکی از مهم‌ترین بخش‌ها در مدل‌سازی تغییرات پوشش سرزمین مدل‌سازی پتانسیل انتقال می‌باشد که پتانسیل انتقال از یک کاربری نظیر جنگل به نوع دیگر مانند کشاورزی مدل می‌شود. شبکه عصبی مصنوعی از میان ۱۲ روش مورد مقایسه جهت مدل‌سازی پتانسیل انتقال در مطالعه ایستمن و همکاران (Eastman et al., 2005)، به‌عنوان بهترین روش شناخته و عملکرد بهتری را نسبت به سایر روش‌ها نشان داد. به‌این‌علت در پژوهش حاضر نیز از شبکه عصبی مصنوعی بکار رفته در مدل LCM به‌عنوان یکی از قوی‌ترین روش‌ها جهت مدل‌سازی پتانسیل انتقال استفاده گردید. سؤال پژوهش حاضر نیز کارایی و ارزیابی صحت شبکه عصبی مصنوعی مدل LCM در مدل‌سازی تغییرات پوشش سرزمین تالاب شور گلپایگان می‌باشد.

گوپتا و شارما، ارزیابی کارایی LCM را به‌عنوان یک مدل پیش‌بینی جهت پویایی تغییرات انسان طی ۵ دهه (۲۰۴۹-۱۹۹۹) در پناهگاه حیات‌وحش Shoolpaneshwar هندوستان محاسبه کردند. طی سال‌های ۱۹۹۹ تا ۲۰۱۹ پوشش گیاهی از ۲۹۳۸۹ به ۲۱۲۰۷ هکتار کاهش درصورتی‌که اراضی کشاورزی از ۲۸۴۷۹ به ۳۱۹۲۰ هکتار افزایش نشان دادند. نقشه‌های پیش‌بینی پوشش سرزمین برای سال‌های ۲۰۲۹، ۲۰۳۹ و ۲۰۴۹ نشان از کاهش بیشتر پوشش گیاهی در آینده داشت (Gupta & Sharma, 2020).

لتا و همکاران، از مدل‌ساز تغییر سرزمین جهت مدل‌سازی تغییرات کاربری اراضی در حوزه آبخیز Nashe، اتیوپی برای سال‌های ۲۰۳۵ و ۲۰۵۰ بهره جستند. زنجیره مارکف جهت تولید ماتریس احتمال انتقال بین طبقات کاربری اراضی به کار برده شد. نقشه پیش‌بینی‌شده توسط مدل نشان داد پوشش جنگلی از ۱۶/۹۴٪ در سال ۲۰۱۹ به ۸/۰۷٪ در ۲۰۵۰ کاهش خواهد یافت و اراضی کشاورزی از ۵۷۸۶۸ در ۲۰۱۹ به افزایش ۶۹۰۲۱ و ۶۹۲۶۴ هکتار در سال‌های ۲۰۳۵ و ۲۰۵۰ ادامه

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

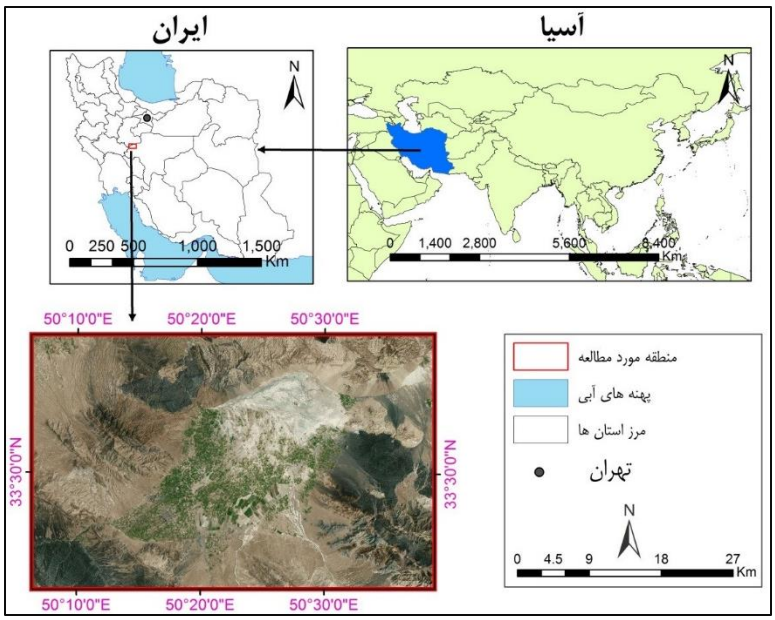
خواهد داد (Leta et al., 2021). ولیزاده و همکاران (۱۴۰۱) مدل‌سازی تغییرات کاربری جنگل با استفاده از LCM را در منطقه جنگلی فندوقلو، ایران انجام دادند. نتایج آشکار کرد، طی دوره ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۹ مساحت جنگل از ۳۲۰۴ به ۳۰۷۰ هکتار کاهش و اراضی کشاورزی از ۸۵۱۵ به ۹۰۳۰ هکتار افزایش‌یافته است.

تالاب شور گلپایگان از ۳۰ سال پیش تاکنون به دلایل مختلف از جمله عدم توجه به حقابه زیست‌محیطی رودخانه‌های منتهی به تالاب، بهره‌برداری بی‌رویه از منابع آب زیرزمینی و کسر حجم مخزن آبخوان تالاب و خشکسالی، آب سطحی آن خشک شده است (Aazami et al., 2018). باتوجه‌به اهمیت محیط زیستی تالاب شور گلپایگان و تغییرات پوشش سرزمین رخداده در آن، نیاز به تدوین برنامه‌های مدون راهبردی توسط مدیران سرزمین در راستای دستیابی به توسعه پایدار اکولوژیکی حوزه آبخیز و جهت جلوگیری از تخریب بیشتر این نواحی و استمرار خدمات اکوسیستمی ارائه شده توسط تالاب بیش‌ازپیش احساس می‌شود. لیکن پایش و مدل‌سازی تغییرات پوشش سرزمین تالاب شور گلپایگان در راستای دستیابی به پایداری محیط این تالاب ضروری است. باتوجه‌به مرور منابع انجام شده، اولین‌بار است که از یک مدل تلفیقی جهت شبیه‌سازی تغییرات تالاب شور گلپایگان با رویکرد سناریوسازی استفاده و ارزیابی صحت سناریوها با شاخص FOM پرداخته می‌شود. هدف پژوهش حاضر طراحی و کاربرد یک مدل محاسباتی با تلفیق شبکه عصبی مصنوعی، زنجیره مارکف و بهینه‌سازی چندمنظوره در شبیه‌سازی تغییرات تالاب شور گلپایگان برای سال ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ و ارزیابی صحت شبکه عصبی مصنوعی در مدل‌سازی پتانسیل انتقال می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه موردمطالعه

تالاب شورگلپایگان بخشی از حوزه آبخیز دریاچه نمک می‌باشد و تنها اکوسیستم تالابی در شهرستان گلپایگان استان اصفهان است. بر اساس طبقه‌بندی کوپن اقلیم گلپایگان در طبقه استپی قرار دارد. در گذشته آب سطحی شهر گلپایگان از بالادست سد گلپایگان - کوچری و همچنین رودخانه خوانسار تأمین می‌شد (Foroughi et al., 2021). رودخانه گلپایگان برای مدت طولانی تنها منبع آب سطحی بود که تالاب را تغذیه می‌کرد. اما در سال‌های اخیر به علت نگهداشت آب توسط سد گلپایگان مسدود شده و ورودی جریان سالانه آن به تالاب تقریباً صفر شده است. اکنون منابع آب سطحی فصلی و موقتی که به شدت به باران وابسته هستند تنها وسیله تغذیه تالاب شور هستند (Aazami et al., 2022). وسعت منطقه موردمطالعه حدود ۱۹۰۰۰۰ هکتار می‌باشد (شکل ۱).



شکل ۱. موقعیت منطقه موردمطالعه در ایران

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

پایگاه داده

تولید نقشه‌های پوشش سرزمین

از تصاویر ماهواره لندست ۵ سنجنده TM سال‌های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸، ۲۰۰۸ و لندست ۸ سنجنده OLI سال ۲۰۱۸ برای تولید نقشه‌های پوشش سرزمین استفاده شد. در مرحله پیش‌پردازش تصحیح هندسی و اتمسفری انجام شد. جهت تصحیح هندسی از نقشه‌های توپوگرافی با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ و ۲۰ نقطه کنترل زمینی جهت اجرای معادله چندجمله‌ای استفاده گردید. از روش dark-object subtraction برای تصحیح اتمسفری استفاده شد (Rodríguez Eraso et al., 2013). نمونه‌های تعلیمی برای شش کلاس شامل اراضی کشاورزی، مناطق مسکونی، پهنه‌های آبی، مرتع متراکم، مرتع نیمه متراکم و مرتع کم‌تراکم (Farajzadeh et al., 2010) با استفاده از بازدید میدانی، تصاویر ترکیب رنگی کاذب و حقیقی و تصاویر Google Earth زده شدند. از تصاویر Google Earth به دلیل قدرت تفکیک بالا جهت زدن نمونه‌های تعلیمی در مناطق صعب‌العبور استفاده گردید. سپس نقشه‌ها با استفاده از طبقه‌بندی‌کننده حداکثر احتمال تولید شدند. این روش به‌عنوان یکی از قابل اعتمادترین تکنیک‌ها در طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای شناخته شده و چنانچه نمونه‌های تعلیمی به‌درستی انتخاب شوند این روش دقیق‌ترین روش می‌باشد (Mustapha et al., 2010).

باتوجه‌به انتخاب صحیح و پراکنش مناسب نمونه‌های تعلیمی از این روش در طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای استفاده شد. جهت بهبود صحت نقشه‌های تولید شده از تفسیر بصری، شناخت قبلی از منطقه و نقشه‌های رقومی توپوگرافی استفاده گردید. از فیلتر نما نیز جهت حذف پیکسل‌های جدا افتاده و منفرد استفاده شد (Schulz et al., 2010). صحت نقشه‌های تولید شده نیز با استفاده از ۲۹۰ نقطه به‌صورت تصادفی طبقه‌بندی‌شده در نرم‌افزار IDRISI ارزیابی شد. کار میدانی بدین صورت انجام شد که با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب جهانی، کاربری ۲۹۰ نقطه مذکور تعیین و سپس با نقشه‌های پوشش سرزمین تولید شده مقایسه گردید. از ماتریس خطا نیز جهت محاسبه شاخص کاپا، ضریب حذف و تداخل استفاده شد (Bakr et al., 2010). خطای تداخل درصد پیکسل‌های طبقه‌بندی شده درون طبقه‌ای است که باتوجه‌به واقعیت زمینی به آن تعلق ندارد و خطای حذف درصد پیکسل‌های متعلق به یک کلاس خاص در نقشه واقعیت زمینی است که به آن تعلق نگرفته است (Rwanga & Ndambuki, 2017) . فرمول محاسبه کاپا نیز به‌صورت رابطه ۱ است (Pontius, 2000).

$$K_i=\frac{p_{ii}-p_{i.}p_{.i}}{p_{i.}-p_{i.}p_{.i}}$$ رابطه ۱

که p_{ii} = نسبت تصویر کل در طبقه i که در هر دو تاریخ بدون تغییر است؛ p_i = نسبت تصویر کل در طبقه i در تصویر رفرنس؛ $p_{.i}$ = نسبت تصویر رفرنس در طبقه i در تصویر غیر رفرنس.

تولید متغیرهای مؤثر در بیان تغییرات

متغیرهای شیب، مدل رقومی ارتفاع، فاصله از جاده، رودخانه، مرتع متراکم، مرتع نیمه متراکم، مرتع کم‌تراکم، پهنه‌های آبی، اراضی کشاورزی، مناطق مسکونی و متغیر شاهد احتمال تغییرات جهت انتخاب متغیرهای مؤثر در بیان تغییرات تالاب شور تولید شدند. کلاس‌های مرتع متراکم، مرتع نیمه متراکم، مرتع کم‌تراکم، پهنه‌های آبی، اراضی کشاورزی و مناطق مسکونی از تصویر پوشش اراضی سال ۱۹۸۸ به‌صورت لایه‌های بولینی استخراج و متغیر فاصله از هر کدام از این کاربری‌ها با استفاده از تابع Distance در نرم‌افزار IDRISI تهیه گردید (Wang et al., 2016). لایه‌های جاده و رودخانه نیز از نقشه‌های رقومی توپوگرافی استخراج و متغیر فاصله از آن‌ها تولید شد (Rodríguez Eraso et al., 2013). مدل رقومی ارتفاع منطقه موردمطالعه باقدرت تفکیک مکانی ۳۰ متر از مدل رقومی ارتفاعی ASTER استخراج گردید (Birhane et al., 2019). لایه شیب نیز با استفاده از نقشه مدل رقومی ارتفاع تولید گردید. متغیر شاهد احتمال تغییرات با استفاده از ابزار تغییر شکل Evidence Likelihood تولید شد (Mas et al., 2014). این ابزار تغییر شکل روش بسیار موثری در ترکیب متغیرهای طبقه‌بندی شده در تجزیه‌وتحلیل است. متغیر شاهد احتمال تغییرات با استفاده از ابزار مذکور و نقشه پوشش سرزمین سال قدیمی‌تر در ورودی مدل (به‌عنوان نمونه ۱۹۸۸ در سناریوی اول) و تغییرات رخ داده طی دوره موردمطالعه در هر سناریو

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

(دوره ۱۹۹۸-۱۹۸۸ در سناریوی اول) تولید گردید (Joorabian Shooshtari et al., 2021).

تحلیل تغییرات پوشش سرزمین

پژوهش حاضر با ابزار تصمیم‌سازی برنامه‌ریزی مدل‌ساز تغییر سرزمین (Land Change Modeler: LCM) انجام شد. تحلیل تغییرات در منطقه موردمطالعه با استفاده از LCM برای دوره‌های زمانی موردمطالعه محاسبه شد. این تغییرات شامل انتقال از یک کلاس به کلاس دیگر، کاهش، افزایش و تغییرات خالص که نشان‌دهنده تفاضل بین کاهش و افزایش برای هر کلاس پوشش سرزمین هستند.

مدل‌سازی ترکیبی

مطالعه حاضر رویکردهای شبکه عصبی مصنوعی، زنجیره مارکف و بهینه‌سازی چندهدفه را درون یک مدل واحد ادغام می‌کند. در مطالعه حاضر از پرسپترون چندلایه شبکه عصبی مصنوعی جهت مدل‌سازی پتانسیل انتقال استفاده گردید. تعداد اجرا جهت دستیابی به صحت بالا ۱۰۰۰۰ تکرار در نظر گرفته شد. میزان Momentum Factor در پژوهش حاضر ۰/۵ در نظر گرفته شد. این فاکتور در نظر دارد از مشکل نوسان در جریان جستجو برای ارزش حداقل در سطح خطا اجتناب کند و برای سرعت‌بخشیدن به روند همگرایی استفاده شده است. تابع سیگموئید ثابت "a" نیز قابل‌تنظیم است. این یک مقدار مثبت است که شکل منحنی Sigmoidal و شیب تابع فعال‌سازی را تعیین می‌کند که در این مطالعه ۰/۱ در نظر گرفته شد. شبکه عصبی پرسپترون چندلایه شامل دو مرحله اصلی پس انتشار و انتشار روبه‌جلو است که اصلاح وزن اتصال نرون‌ها را انجام می‌دهد. در طول آموزش، هر نمونه به لایه ورودی وارد و گره دریافت‌کننده سیگنال‌های وزن داده را از تمام گره‌هایی که در لایه قبلی به آن‌ها متصل است جمع می‌کند. ورودی که یک گره منفرد دریافت می‌کند باتوجه‌به رابطه ۲ وزن داده می‌شود:

$$net_j = \sum_{i=1}^{m} W_{ij} O_i$$ رابطه ۲

دراین‌رابطه W_{ij} وزن بین گره i و گره j و O_i خروجی گره i است. خروجی گره j نیز با استفاده از رابطه ۳ محاسبه گردید:

$$O_j = f(net_j)$$ رابطه ۳

تابع f معمولاً یک تابع سیگموئیدی غیرخطی است که قبل از عبور سیگنال به لایه بعدی، به مجموع ورودی‌های وزن داده شده اعمال می‌شود. هنگامی که انتشار روبه‌جلو تمام شد، فعالیت‌های گره‌های خروجی با فعالیت مورد انتظار آن‌ها مقایسه می‌شود. برای مثال اگر شش گره خروجی وجود داشته باشد (یک گره در هر کلاس)، یک الگوی خروجی مورد انتظار می‌تواند (۰، ۰، ۰، ۰، ۰، ۱) باشد. هر گره در لایه خروجی با یک کلاس مرتبط است. هنگامی که یک الگو به شبکه ارائه می‌شود، هر گره خروجی، مقداری تولید می‌کند که شباهت بین الگوی ورودی و کلاس مربوطه را نشان می‌دهد (Eastman, 2020). به جز در شرایط بسیار غیرمعمول، خروجی واقعی با نتیجه مطلوب متفاوت خواهد بود. این تفاوت با خطا در شبکه همراه است. این خطا سپس با وزن‌ها برای لینک‌های وابسته که از طریق رابطه‌ای به نام قانون دلتا تصحیح می‌شوند، به عقب انتشار داده می‌شود (رابطه ۴):

$$\Delta w_{ji\,(t+1)} = \eta \delta_{ji} O_i + \mu \Delta W_{ij(t)}$$ رابطه ۴

که η نرخ یادگیری، μ فاکتور Momentum و **δ** خطای محاسبه شده می‌باشد (Chan et al., 2001).

انتشارهای روبه‌جلو و عقب تا زمانی که شبکه ویژگی‌های همه کلاس‌ها را یاد بگیرد ادامه می‌یابد. هدف از آموزش شبکه به‌دست‌آوردن وزن مناسب برای لینک‌های بین لایه‌های ورودی و نهان، و بین لایه‌های نهان و خروجی جهت طبقه‌بندی پیکسل‌های ناشناخته است. تعداد گره‌های لایه نهان با استفاده از رابطه ۵ محاسبه شد:

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

$$N_h=INT(\sqrt{\sqrt{N_i}\times N_o})$$ رابطه ۵

در این فرمول N_h، N_i و N_o تعداد گره‌های لایه مخفی، ورودی و خروجی هستند (Atkinson & Tatnall, 1997). جهت ارزیابی شبکه عصبی نیز از آماره‌های نرخ صحت و آماره Skill استفاده شد. صحت مورد انتظار باتوجه‌به رابطه ۶ محاسبه گردید:

$$E(A)=1/(T+P)$$ رابطه ۶

که E(A) صحت مورد انتظار، T تعداد انتقال‌ها در زیرمدل و P نیز تعداد کلاس‌های پایدار می‌باشد. آماره Skill نیز بر اساس رابطه ۷ به دست آمد:

$$S=\left(A-E(A)\right)/(1-E(A))$$ رابطه ۷

در این فرمول A صحت اندازه‌گیری شده است. مقدار این آماره از ۱- تا ۱+ است و صفر نشان‌دهنده تصادفی بودن است (Eastman, 2020).

مدل ترکیبی به‌منظور بررسی ارتباط بین هر متغیر و توزیع طبقات پوشش سرزمین و تغییرات رخ داده از ضریب کرامر (Cramer's V) استفاده می‌کند. مقدار این ضریب بین صفر (بدون ارتباط) و یک (ارتباط کامل) می‌باشد (Eastman, 2020) که با استفاده از فرمول شماره ۸ محاسبه گردید.

$$V=\sqrt{\frac{X^2}{N(m-1)}}$$ رابطه ۸

که X^2 آماره کای اسکور، N تعداد نمونه‌ها، m تعداد ردیف یا ستون در جدول احتمال وقوع می‌باشد. پس از تعیین توان متغیرهای توضیحی با استفاده از ضریب کرامر (یک ضریب کرامر بالا بیان‌کننده این است که پتانسیل توضیح متغیر خوب است)، ده متغیر در نظر گرفته شدند و شبکه عصبی مصنوعی با متغیرهای توضیحی آموزش داده شد.

جهت اطمینان از انتخاب بهترین زیرمدل‌ها جهت مدل‌سازی انتقال از یک کلاس پوشش سرزمین به نوع دیگر، تحلیل مکانی با استفاده از متغیرهای توضیحی بر روی پیکسل‌های با احتمال متفاوت تغییر در آینده انجام شد (Pérez-Vega et al., 2012). خروجی هر زیرمدل نیز پتانسیل انتقال از یک کلاس پوشش به نوع دیگر را نشان می‌دهد. سپس نتایج شبکه عصبی مصنوعی با روش‌های زنجیره مارکف و تخصیص سرزمین چندمنظوره جهت مطالعه پویایی مکانی - زمانی تغییرات پوشش سرزمین تالاب شور گلپایگان ترکیب شد (Tiné et al., 2019).

در پژوهش حاضر از مدل زنجیره مارکف جهت تخمین مقدار تغییری که می‌تواند در سال ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ آینده بر اساس نقشه‌های پوشش سرزمین قبلی و احتمال تغییر از یک کلاس پوشش سرزمین به نوع دیگر ایجاد شود، استفاده شد. برون‌یابی زنجیره مارکف تعداد پیکسل‌های موردنظر را برای انتقال در دوره اعتبارسنجی مشخص کرد. سپس مدل LCM آن انتقال‌ها را به‌صورت مکانی در تالاب شور تخصیص و جهت انجام این مهم، مدل از نقشه‌هایی استفاده کرد که اولویت را برای هر پیکسل به‌منظور آزمون افزایش یک کلاس مدعی خاص مشخص می‌کند (Camacho Olmedo et al., 2015).

جهت محاسبه ماتریس احتمال انتقال توسط زنجیره مارکف، ابتدا جدول‌بندی متقاطع بین نقشه‌های پوشش سرزمین بین دو تاریخ انجام و ماتریس احتمال انتقال پایه با استفاده از ورودی‌ها محاسبه گردید. اگر تاریخ پیش‌بینی مضرب زوجی از دوره آموزش باشد، سپس ماتریس احتمال انتقال جدید از طریق یک توان ساده ماتریس پایه محاسبه می‌شود و چنانچه دوره زمانی پیش‌بینی در بین مضرب زوجی از دوره آموزش باشد، از قانون توان برای تولید ۳ ماتریس انتقال استفاده می‌شود که دوره زمانی پیش‌بینی را در بر گیرد. در مطالعه حاضر، دوره واسنجی در چهار سناریو ۱۰ سال (از t_0 =1988 به t_1 =1998 در سناریوی اول و دوم و از t_0=1998 به t_1=2008 در سناریوی سوم و چهارم)، درصورتی‌که دوره اعتبارسنجی در سناریوی اول و دوم ۲۰ سال (از t_1=1998 به t_2=2018) و در سناریوی سوم و چهارم ۱۰ سال (از t_1=2008 به t_2=2018) در نظر گرفته

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

شد. برای هر سناریو، زنجیره مارکف یک منحنی از t_1 به $t_1 + (t_1-t_0)$ را درون‌یابی می‌کند. بنابراین، میزان انتقال محاسبه شده از یک کاربری به کاربری دیگر در هر سناریو متفاوت و بر نقشه پیش‌بینی تأثیرگذار خواهد بود (Eastman, 2020). یک نقشه پیش‌بینی برای سال ۲۰۱۸ با استفاده از مدل زنجیره مارکف جهت ارزیابی صحت مدل تولید گردید (Islam et al., 2018). از فرایند مدل‌سازی سخت استفاده شد، یک ابزار در مدل LCM که اجازه دستیابی به یک سناریوی ویژه را در خروجی به‌جای احتمال تغییر می‌دهد.

مدل‌سازی سخت از یک پیش‌بینی با طبقات تغییر ویژه بر اساس مدل رقابتی تعیین کلاس، مشابه فرایند تصمیم‌سازی چندهدفه استفاده می‌کند (Armenteras et al., 2019). مدل‌سازی تغییرات پوشش سرزمین از طریق کاربرد زنجیره مارکف برای آینده، با استفاده از نقشه پوشش سرزمین سال قبل و احتمال انتقال محاسبه شده در مرحله قبل، توسعه داده شد. این مدل‌سازی به ما کمک خواهد کرد تا مساحت کاهش و افزایش هر کلاس کاربری را در آینده به دست آوریم. جهت بهینه‌سازی چندمنظوره از تخصیص سرزمین چند هدفه با استفاده از مدل Multi Objective Land Allocation (MOLA) استفاده گردید. برای این منظور که پس از تحلیل زنجیره مارکف و مدل‌سازی پتانسیل انتقال در بخش تخصیص سرزمین اجرا شد، همه انتقال‌های مشاهده شده در نظر گرفته، و فهرستی از کلاس‌های میزبان و فهرستی از کلاس‌های خواستار ایجاد شدند. با استفاده از متغیرهای توضیحی منتخب در بخش مدل‌سازی پتانسیل انتقال که با استفاده از مرور منابع، آماره Cramer و نظر کارشناسی تعیین شدند. مناسب‌ترین مکان‌ها برای هر تغییر تعیین و سپس زمینی که متعلق به همه کلاس‌های میزبان می‌باشد به کلاس‌های خواستار تخصیص داده شد. نتایج تخصیص مجدد پوشش سرزمین جهت تولید نتیجه نهایی اضافه گردید (Tiné et al., 2019).

سناریوسازی

چهار سناریو با دوره واسنجی و زیرمدل‌های مختلف جهت مدل‌سازی نقشه پوشش سرزمین سال ۲۰۱۸ و مقایسه با نقشه واقعیت‌زمینی همین سال در این مطالعه در نظر گرفته شدند (جدول ۲). در همه سناریوها ۹ زیرمدل مختلف که شامل انتقال از یک کلاس کاربری به نوع دیگر می‌باشد جهت مدل‌سازی انتخاب شدند. دوره واسنجی سناریوی اول و دوم ۱۹۹۸-۱۹۸۸ و دوره واسنجی سناریوی سوم و چهارم ۲۰۰۸-۱۹۹۸ می‌باشد. تغییرات رخ داده در مرحله واسنجی و خروجی زیرمدل‌های مورداستفاده جهت مدل‌سازی پتانسیل انتقال مبنای پیش‌بینی نقشه آینده توسط مدل قرار خواهند گرفت، لیکن سناریوهای مختلف به این دلیل انتخاب شدند که تأثیر انتخاب زیرمدل‌های مختلف و میزان احتمال انتقال از یک کاربری به نوع دیگر با زنجیره مارکف باتوجه‌به متفاوت‌بودن دوره اعتبارسنجی در هر سناریو در مدل‌سازی سنجیده شود (Pontius & Neeti, 2010). تفاوت سناریوهای سال‌های ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ با چهار سناریویی که جهت صحت سنجی مدل استفاده شد در این است که از زیرمدل‌های سناریوی اول (باتوجه‌به داشتن بالاترین صحت در پیش‌بینی نقشه پوشش سرزمین سال ۲۰۱۸) و دوره واسنجی ۲۰۱۸-۲۰۰۸ جهت پیش‌بینی تغییرات آینده استفاده گردید.

ارزیابی صحت مدل

خطا و صحت پیش‌بینی مدل بر اساس سه نقشه پوشش سرزمین ۲۰۰۸، ۲۰۱۸ واقعیت‌زمینی و ۲۰۱۸ حاصل از مدل‌سازی ارزیابی شد. نقشه حاصل شامل سه نوع پیکسل می‌باشد که عبارت از موفقیت (Hit)، خطا (Miss) و هشدار خطا (False Alarm). شاخص FOM جهت ارزیابی صحت مطابق فرمول شماره ۹ محاسبه گردید (Pontius et al., 2008).

$$FOM=Hit / (Miss+False\ Alarm+Hit)$$ رابطه ۹

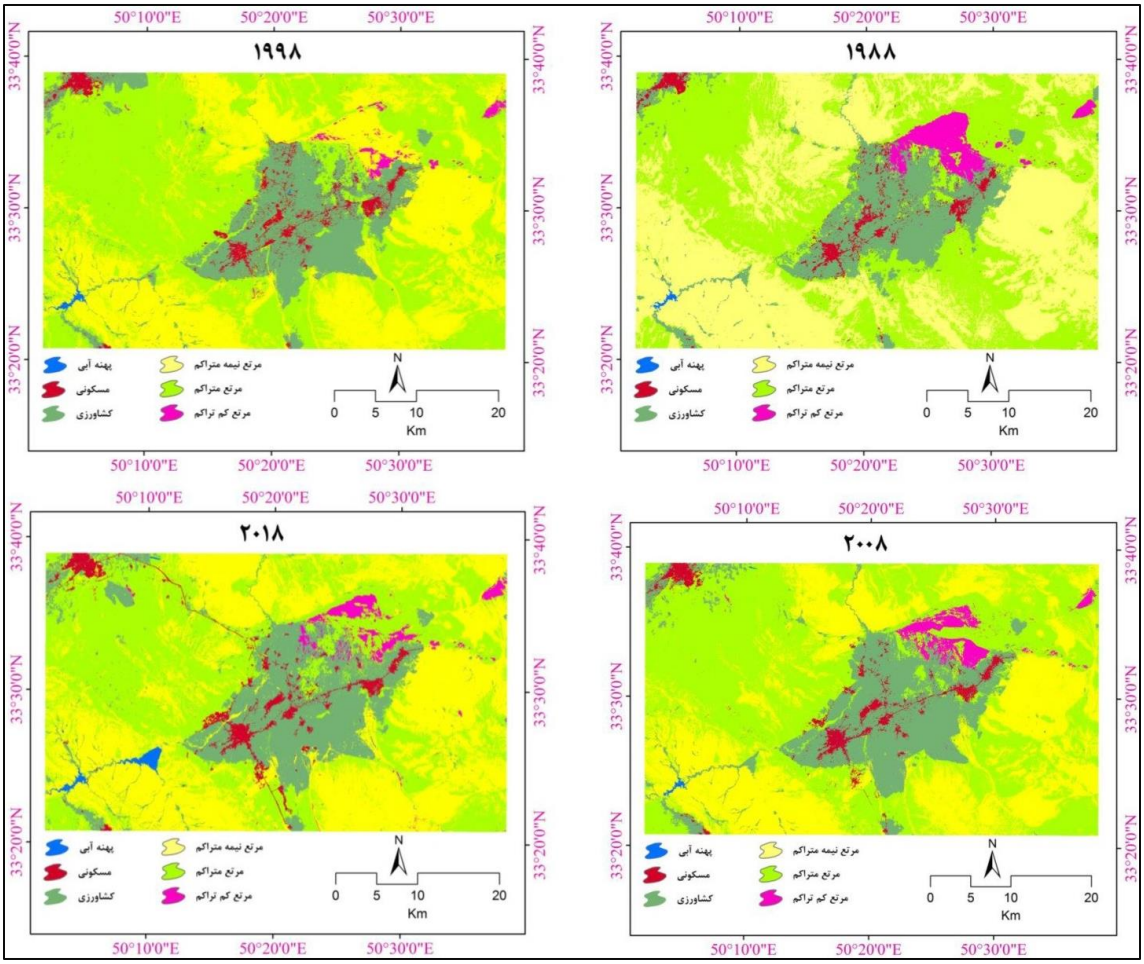
نتایج

نقشه‌های پوشش سرزمین سال‌های موردمطالعه در شش کلاس در شکل ۲ نشان داده شده‌اند. ضریب کاپا برای نقشه‌های تولید شده با روش حداکثر احتمال در سال‌های ۱۹۸۸ (۰/۸۵۷۹)، ۱۹۹۸ (۰/۹۰۱۲)، ۲۰۰۸ (۰/۹۲۶۷) و ۲۰۱۸ (۰/۹۳۸۵) به دست آمد. بیشترین خطای حذف را پهنه‌های آبی در سال ۱۹۸۸ نشان دادند، بدین معنی که ۲۱/۹٪ از پیکسل‌های این

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

کلاس جزء کلاس‌های دیگر طبقه‌بندی شده‌اند و بالاترین خطای تداخل را نیز مراتع نیمه متراکم نشان دادند، درحقیقت ۲۳/۴٪ از پیکسل‌های این کلاس باتوجه‌به نقشه واقعیت زمینی متعلق به این طبقه نیستند. نتایج ماتریس خطا برای طبقات مختلف پوشش سرزمین در سال‌های مختلف نیز در جدول ۱ ارائه شده است.



شکل ۲. نقشه‌های پوشش سرزمین سال‌های ۱۹۸۸، ۱۹۹۸، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۸

جدول ۱. ماتریس خطای نقشه‌های پوشش سرزمین در سال‌های موردمطالعه

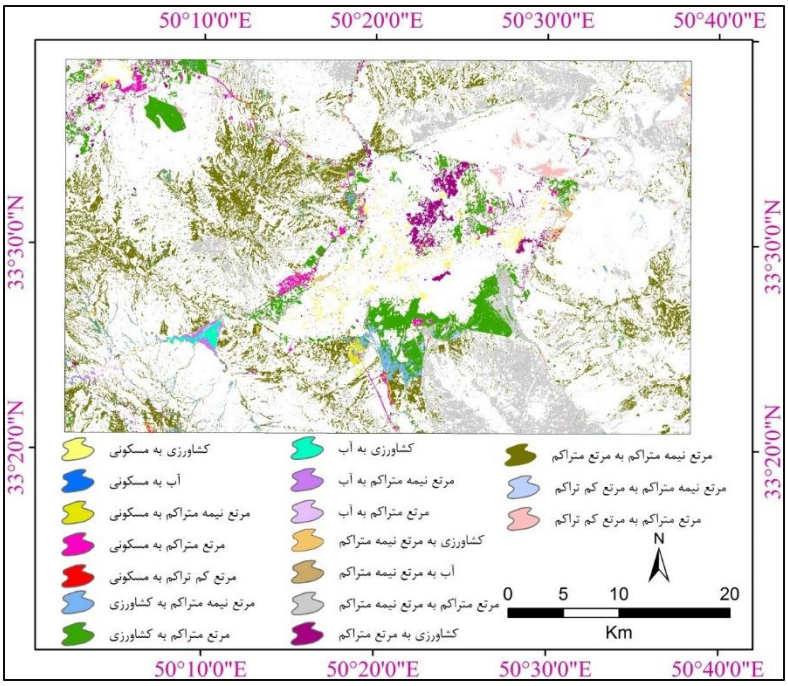
ضریب‌ها	خطای تداخل	خطای حذف	کاپا	خطای تداخل	خطای حذف	کاپا	خطای تداخل	خطای حذف	کاپا	خطای تداخل	خطای حذف	کاپا
طبقات پوشش		۱۹۸۸			۱۹۹۸			۲۰۰۸			۲۰۱۸	
مسکونی	۰۶۱/۰	۱۱۵/۰	۸۶۰/۰	۰	۱۶۶/۰	۸۱۴/۰	۰	۱۰۵/۰	۸۸۰/۰	۰	۰۴۸/۰	۹۴۳/۰
کشاورزی	۱۵۰/۰	۰۷۲/۰	۹۰۷/۰	۰۵۴/۰	۱۲۵/۰	۸۵۷/۰	۰۳۲/۰	۰۶۲/۰	۹۱۹/۰	۰۴۷/۰	۰۲۴/۰	۹۷۱/۰
پهنه آبی	۰	۲۱۹/۰	۷۵۲/۰	۰	۰۶۹/۰	۹۱۹/۰	۰۵۸/۰	۰۳۰/۰	۹۶۵/۰	۰	۰۳۳/۰	۹۵۷/۰
مرتع نیمه متراکم	۲۳۴/۰	۰۷۵/۰	۹۰۲/۰	۱۶۰/۰	۰۲۶/۰	۹۶۲/۰	۰۹۶/۰	۰۶۰/۰	۹۲۶/۰	۰۷۵/۰	۰۷۵/۰	۹۰۷/۰
مرتع متراکم	۰۹۰/۰	۱۴۸/۰	۸۲۳/۰	۱۱۵/۰	۰۷۵/۰	۹۰۱/۰	۱۴۵/۰	۰۴۶/۰	۹۴۳/۰	۱۲۹/۰	۰۶۰/۰	۹۲۶/۰
مرتع کم‌تراکم	۰۶۲/۰	۰۹۰/۰	۸۹۷/۰	۰	۰۷۶/۰	۹۱۲/۰	۰۱۹/۰	۰۵۶/۰	۹۳۰/۰	۰۴۰/۰	۰۶۰/۰	۹۲۸/۰

Archive of SID.ir

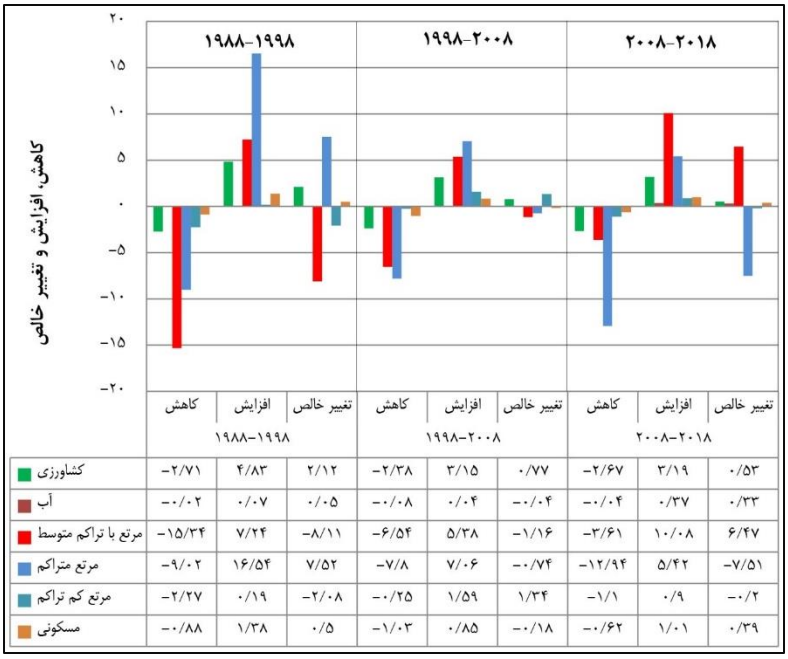
Archive of SID.ir

تغییرات پوشش سرزمین

کاربری‌های مناطق مسکونی (۱۳۵۵ هکتار)، پهنه‌های آبی (۶۶۰ هکتار)، و اراضی کشاورزی (۶۵۵۷ هکتار) افزایش و کاربری‌های مرتع متراکم (۱۳۵۴ هکتار)، مرتع نیمه متراکم (۵۴۲۹ هکتار) و مرتع کم‌تراکم (۱۷۹۰ هکتار) نیز کاهش طی سال‌های ۲۰۱۸-۱۹۸۸ نشان دادند (شکل ۳). طی این ۳۰ سال کاربری‌های کشاورزی (۷۶ هکتار)، مرتع نیمه متراکم (۳۲۴ هکتار) و مرتع متراکم (۹۵۶ هکتار) به کاربری مسکونی تغییر خالص یافتند. میزان تغییر خالص از مرتع متراکم، مرتع نیمه متراکم و مرتع کم‌تراکم به اراضی کشاورزی به ترتیب ۵۴۱۷، ۱۲۰۱ و ۲۸۷ هکتار می‌باشد. همچنین کاربری‌های کشاورزی، مرتع نیمه متراکم و مرتع متراکم به میزان ۲۸۷، ۳۱۱ و ۶۱ هکتار به پهنه‌های آبی تغییر خالص نشان دادند (شکل ۴).



شکل ۳. نقشه تغییرات پوشش سرزمین طی سال‌های ۲۰۱۸-۱۹۸۸



	۱۹۸۸-۱۹۹۸ کاهش	افزایش	تغییر خالص	۱۹۹۸-۲۰۰۸ کاهش	افزایش	تغییر خالص	۲۰۰۸-۲۰۱۸ کاهش	افزایش	تغییر خالص
کشاورزی	-۲/۷۱	۴/۸۳	۲/۱۲	-۲/۳۸	۳/۱۵	۰/۷۷	-۲/۶۷	۳/۱۹	۰/۵۳
آب	-۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۰۵	-۰/۰۸	۰/۰۴	-۰/۰۴	-۰/۰۴	۰/۳۷	۰/۳۳
مرتع با تراکم متوسط	-۱۵/۳۴	۷/۲۴	-۸/۱۱	-۶/۵۴	۵/۳۸	-۱/۱۶	-۳/۶۱	۱۰/۰۸	۶/۴۷
مرتع متراکم	-۹/۰۲	۱۶/۵۴	۷/۵۲	-۷/۸	۷/۰۶	-۰/۷۴	-۱۲/۹۴	۵/۴۲	-۷/۵۱
مرتع کم تراکم	-۲/۲۷	۰/۱۹	-۲/۰۸	-۰/۲۵	۱/۵۹	۱/۳۴	-۱/۱	۰/۹	-۰/۲
مسکونی	-۰/۸۸	۱/۳۸	۰/۵	-۱/۰۳	۰/۸۵	-۰/۱۸	-۰/۶۲	۱/۰۱	۰/۳۹

شکل ۴. کاهش، افزایش و تغییر خالص بر حسب درصد مساحت در کلاس‌های پوشش سرزمین طی سه دوره موردمطالعه

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

مدل‌سازی پتانسیل انتقال

مشخصات زیرمدل‌ها و دوره واسنجی سناریوهای مورداستفاده در جدول ۲ نشان‌داده‌شده است. اهمیت متغیرها در سناریوهای مختلف با استفاده از ضریب کرامر سنجیده شد. مرور منابع پیشنهاد می‌کند متغیرهایی که ضریب کرامر حدود ۰/۱۵ یا بیشتر دارند به‌عنوان «مفید» و متغیرهای با کرامر حدود ۰/۴ یا بیشتر به‌عنوان ارزش توضیحی بالقوه «خوب» هستند. ضریب کرامر کلی (جدول ۳ و ۴) نشان داد در همه سناریوها متغیرهای شاهد احتمال تغییر و فاصله از اراضی کشاورزی بالاترین تأثیر را در تغییرات منطقه دارند. در سناریوی اول و دوم نیز متغیرهای فاصله از مرتع نیمه متراکم و مناطق مسکونی نیز ضریب کرامر بالایی نشان دادند. در سناریوی سوم و چهارم نیز متغیرهای فاصله از مرتع متراکم و نیمه متراکم پس از متغیر فاصله از اراضی کشاورزی بیشترین تأثیر را در تغییرات منطقه نشان دادند. در سناریوی اول و دوم متغیر شیب و در سناریوی سوم و چهارم نیز متغیر فاصله از پهنه‌های آبی کمترین تأثیر را در تغییرات رخ داده داشته‌اند. ارزیابی صحت زیرمدل‌های انتقال از یک کلاس به نوع دیگر با استفاده از نرخ صحت در همه سناریوها بالاتر از ٪۶۵ به دست آمد. در سناریوی اول نرخ صحت در محدوده ۹۴/۹۹-٪۶۴/۹۴، در سناریوی دوم در محدوده ۹۶/۳۱-٪۸۱/۱۳، در سناریوی سوم در محدوده ۹۸/۷۶-٪۸۳/۴۸ و در سناریوی چهارم نیز در محدوده ۹۸/۳۴-٪۷۶/۷۲ به دست آمد. بیشترین نرخ صحت در سناریوی ۱ تا ۴ مربوط به زیرمدل‌های مرتع کم‌تراکم به مسکونی، مرتع نیمه متراکم به مرتع کم‌تراکم، مرتع نیمه متراکم به مرتع کم‌تراکم و مرتع نیمه متراکم به مسکونی می‌باشد. کمترین نرخ صحت نیز در سناریوی اول در زیرمدل کشاورزی به مسکونی، در سناریوی دوم زیرمدل نیمه متراکم به کشاورزی، در سناریوی سوم زیرمدل کشاورزی به مسکونی، و در سناریوی چهارم زیرمدل آب به مرتع نیمه متراکم مشاهده شد.

جدول ۲. مشخصات زیرمدل‌ها و دوره واسنجی سناریوهای مورداستفاده در پژوهش حاضر

نام سناریو	سناریوی اول	سناریوی دوم	سناریوی سوم	سناریوی چهارم
زیرمدل مورداستفاده	۱۹۹۸-۱۹۸۸	۱۹۹۸-۱۹۸۸	۲۰۰۸-۱۹۹۸	۲۰۰۸-۱۹۹۸
کشاورزی به مسکونی	*		*	
مرتع نیمه متراکم به مسکونی	*	*	*	*
مرتع کم‌تراکم به مسکونی	*		*	
مرتع متراکم به مسکونی	*	*	*	*
مرتع نیمه متراکم به کشاورزی	*	*	*	*
مرتع کم‌تراکم به کشاورزی	*		*	
مرتع متراکم به کشاورزی	*	*	*	*
پهنه آبی به کشاورزی		*		*
مرتع نیمه متراکم به آب	*		*	
مرتع کم‌تراکم به مرتع نیمه متراکم	*		*	
کشاورزی به مرتع کم‌تراکم		*		*
مرتع نیمه متراکم به مرتع کم‌تراکم		*		*
آب به مرتع نیمه متراکم		*		*
مرتع متراکم به مرتع با تراکم کم		*		*

جدول ۳. ضرایب کرامر برای سناریوهای اول و دوم

	طبقات پوشش سرزمین	کشاورزی	مرتع متراکم	مرتع نیمه متراکم	مسکونی	مرتع کم‌تراکم	آب	کرامر کلی
متغیرهای سناریوی اول و دوم	مدل رقومی ارتفاع	۰/۵۱۳۶	۰/۲۸۶۲	۰/۲۴۶۷	۰/۲۳۵۵	۰/۱۶۷۲	۰/۰۸۲۶	۰/۲۸۱۶
	شیب	۰/۳۶۰۷	۰/۱۸۰۰	۰/۱۸۱۵	۰/۱۴۳۰	۰/۰۶۴۱	۰/۰۳۱۲	۰/۱۸۶۷
	فاصله از کشاورزی در ۱۹۸۸	۰/۶۵۰۴	۰/۳۲۲۸	۰/۳۱۰۴	۰/۲۴۳۵	۰/۰۷۷۸	۰/۰۴۸۸	۰/۳۳۰۰
	فاصله از مرتع متراکم در ۱۹۸۸	۰/۱۸۲۵	۰/۵۶۳۵	۰/۴۱۰۴	۰/۱۲۶۱	۰/۰۵۹۸	۰/۰۹۲۳	۰/۲۵۸۹

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

ادامه جدول ۳.

	طبقات پوشش سرزمین	کشاورزی	مرتع متراکم	مرتع نیمه متراکم	مسکونی	مرتع کم‌تراکم	آب	کرامر کلی
متغیرهای سناریوی اول و دوم	فاصله از مرتع نیمه متراکم در ۱۹۸۸	۰/۵۰۷۹	۰/۲۸۳۱	۰/۴۶۰۶	۰/۲۹۵۷	۰/۱۵۵۶	۰/۰۲۴۲	۰/۳۱۹۱
	فاصله از مسکونی در ۱۹۸۸	۰/۵۳۶۹	۰/۲۴۹۱	۰/۲۸۳۰	۰/۳۸۱۵	۰/۰۸۱۸	۰/۰۸۵۹	۰/۳۱۱۹
	فاصله از رودخانه	۰/۲۷۶۱	۰/۳۲۲۶	۰/۲۷۸۸	۰/۱۹۷۳	۰/۰۹۳۳	۰/۱۰۹۲	۰/۲۱۴۲
	فاصله از جاده در ۱۹۸۸	۰/۴۱۳۲	۰/۱۸۲۸	۰/۲۴۹۹	۰/۲۵۳۵	۰/۰۷۴۵	۰/۰۴۴۹	۰/۲۳۴۰
	فاصله از پهنه‌های آبی در ۱۹۸۸	۰/۲۶۳۷	۰/۲۶۲۸	۰/۱۷۷۰	۰/۱۲۰۵	۰/۱۷۷۱	۰/۳۰۷۷	۰/۲۲۶۴
	شاهد احتمال تغییر	۰/۶۹۹۰	۰/۵۰۴۷	۰/۵۵۹۰	۰/۴۸۴۱	۰/۳۵۴۷	۰/۶۷۶۸	۰/۵۵۹۵

جدول ۴. ضرایب کرامر برای سناریوهای سوم و چهارم

	طبقات پوشش سرزمین	کشاورزی	مرتع متراکم	مرتع نیمه متراکم	مسکونی	مرتع کم تراکم	آب	کرامر کلی
متغیرهای سناریوی سوم و چهارم	مدل رقومی ارتفاع	۰/۲۳۸۴	۰/۳۳۵۱	۰/۰۸۶۷	۰/۰۰۰۰	۰/۲۴۸۳	۰/۵۲۵۴	۰/۲۶۵۸
	شیب	۰/۱۳۲۷	۰/۲۵۶۵	۰/۰۰۹۳	۰/۰۰۰۰	۰/۱۵۴۳	۰/۳۷۲۳	۰/۱۸۴۴
	فاصله از کشاورزی در ۱۹۹۸	۰/۱۶۳۰	۰/۳۰۲۷	۰/۰۲۳۹	۰/۰۰۰۰	۰/۳۲۰۱	۰/۷۸۲۷	۰/۳۳۵۴
	فاصله از مرتع متراکم در ۱۹۹۸	۰/۱۲۳۹	۰/۴۷۳۴	۰/۰۴۷۷	۰/۰۰۰۰	۰/۷۰۵۶	۰/۳۴۷۴	۰/۳۰۳۲
	فاصله از مرتع نیمه متراکم در ۱۹۹۸	۰/۱۱۴۹	۰/۶۸۵۱	۰/۰۳۲۹	۰/۰۰۰۰	۰/۳۸۸۴	۰/۴۳۰۴	۰/۳۰۵۹
	فاصله از مسکونی در ۱۹۹۸	۰/۳۸۴۱	۰/۲۷۲۵	۰/۰۴۱۶	۰/۰۰۰۰	۰/۲۴۶۱	۰/۵۳۳۵	۰/۲۸۱۲
	فاصله از رودخانه	۰/۲۲۲۰	۰/۳۲۳۹	۰/۰۸۲۸	۰/۰۰۰۰	۰/۳۳۷۹	۰/۳۰۸۵	۰/۲۲۳۸
	فاصله از جاده در ۱۹۹۸	۰/۲۸۰۴	۰/۲۵۲۷	۰/۰۴۳۹	۰/۰۰۰۰	۰/۱۹۰۶	۰/۴۵۱۵	۰/۲۳۳۸
	فاصله از پهنه‌های آبی در ۱۹۹۸	۰/۱۰۹۲	۰/۱۶۲۹	۰/۲۶۰۷	۰/۰۰۰۰	۰/۰۸۵۳	۰/۲۱۱۲	۰/۱۵۷۳
	شاهد احتمال تغییر	۰/۵۸۱۵	۰/۷۴۱۵	۰/۵۷۶۱	۰/۰۰۰۰	۰/۷۰۰۹	۰/۷۹۷۱	۰/۵۷۲۰

اراضی کشاورزی در همه سناریوها با بالاترین احتمال به مرتع متراکم انتقال خواهند یافت. مرتع متراکم در سناریوی اول و دوم با احتمال ۰/۶۴۲۰ (جدول ۵) و در سناریوی سوم و چهارم با احتمال ۰/۸۳۰۶ (جدول ۶) در همین کلاس باقی می‌ماند.

مدل‌سازی تغییرات آینده

«ماتریس مساحت انتقال» زنجیره مارکف که در پژوهش حاضر بکار گرفته شد، مساحت کل انتقال‌یافته را بین هر دو نوع طبقه پوشش سرزمین در یک بازه زمانی معین نشان می‌دهد. در سناریوی اول و دوم پهنه‌های آبی با احتمال ۰/۶۶۱۰ در همین کلاس باقی خواهند ماند و با بالاترین احتمال به مرتع نیمه متراکم و پس از آن مرتع متراکم تبدیل خواهند شد (جدول ۵). درصورتی‌که در سناریوی سوم و چهارم پهنه‌های آبی با بیشترین احتمال به مرتع نیمه متراکم و سپس کشاورزی تبدیل می‌شوند و با احتمال ۰/۵۰۶۶ نیز در همین کلاس باقی خواهند ماند (جدول ۶).

جدول ۵. تخصیص تغییر به هر کلاس پوشش سرزمین با زنجیره مارکف در سناریوی اول و دوم

	طبقات پوشش سرزمین	۲۰۱۸					
		مسکونی	کشاورزی	پهنه‌های آبی	مرتع نیمه متراکم	مرتع متراکم	مرتع کم‌تراکم
۱۹۹۸	مسکونی	۰/۳۰۵۶	۰/۴۸۰۳	۰/۰۰۲۴	۰/۰۴۰۹	۰/۱۶۹۴	۰/۰۰۱۴
	کشاورزی	۰/۱۰۴۹	۰/۶۵۴۵	۰/۰۰۰۸	۰/۰۵۱۲	۰/۱۸۶۴	۰/۰۰۲۴
	پهنه‌های آبی	۰/۰۰۴۶	۰/۰۶۵۸	۰/۶۶۱۰	۰/۱۷۷۹	۰/۰۹۰۴	۰/۰۰۰۲
	مرتع نیمه متراکم	۰/۰۰۵۳	۰/۰۵۱۰	۰/۰۰۱۸	۰/۴۶۶۴	۰/۴۷۳۷	۰/۰۰۱۷
	مرتع متراکم	۰/۰۱۷۳	۰/۱۳۱۳	۰/۰۰۰۴	۰/۲۰۵۱	۰/۶۴۲۰	۰/۰۰۳۹
	مرتع کم‌تراکم	۰/۰۱۶۰	۰/۱۴۶۴	۰/۰۰۱۷	۰/۴۵۴۷	۰/۳۴۷۰	۰/۰۳۴۲

Archive of SID.ir

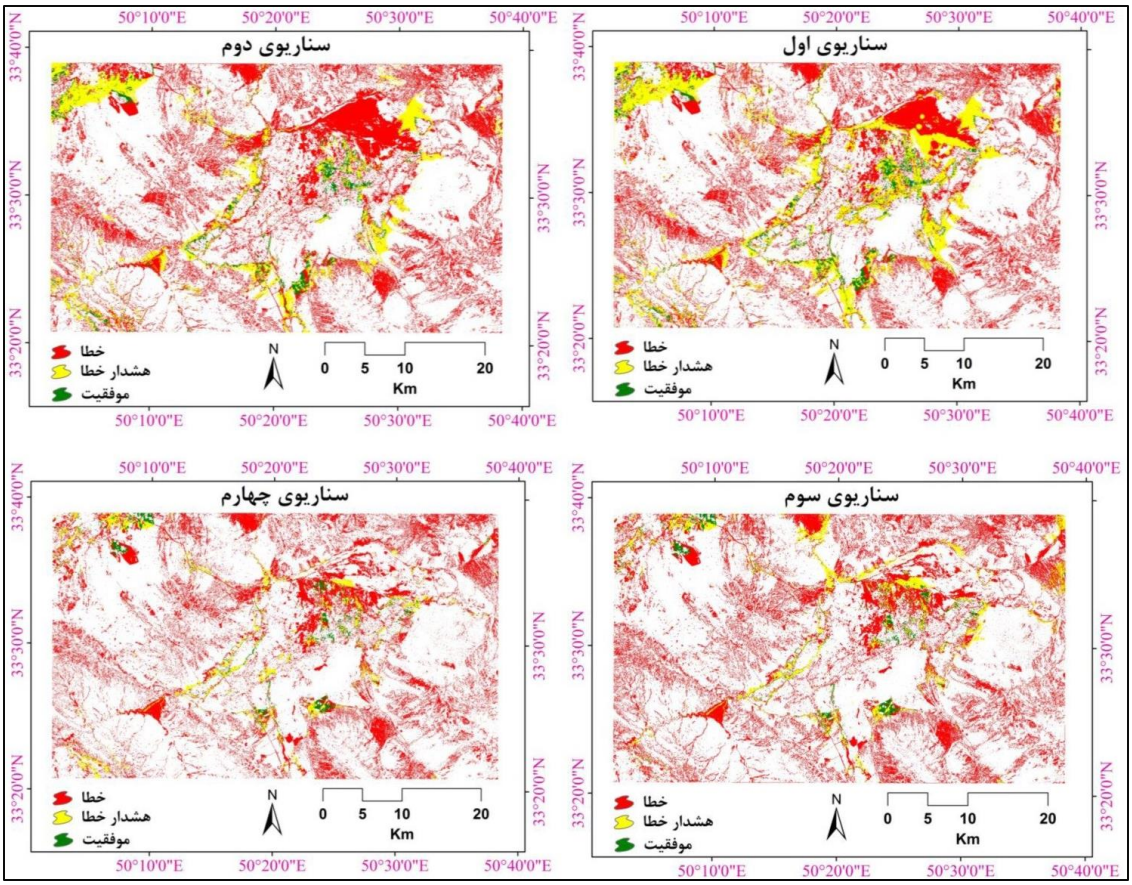
Archive of SID.ir

جدول ۶. تخصیص تغییر به هر کلاس پوشش سرزمین با زنجیره مارکف در سناریوی سوم و چهارم

طبقات پوشش سرزمین		۲۰۱۸					
		مسکونی	کشاورزی	پهنه‌های آبی	مرتع نیمه متراکم	مرتع متراکم	مرتع کم‌تراکم
۲۰۰۸	مسکونی	۰/۵۶۴۵	۰/۳۳۹۰	۰/۰۰۵۳	۰/۰۰۸۹	۰/۰۸۰۱	۰/۰۰۲۱
	کشاورزی	۰/۰۳۱۶	۰/۸۳۹۴	۰/۰۰۰۳	۰/۰۲۰۱	۰/۱۰۱۳	۰/۰۰۷۳
	پهنه‌های آبی	۰/۰۲۷۲	۰/۰۸۳۴	۰/۵۰۶۶	۰/۳۴۱۷	۰/۰۳۹۱	۰/۰۰۲۱
	مرتع نیمه متراکم	۰/۰۰۲۵	۰/۰۰۹۸	۰/۰۰۰۳	۰/۸۱۵۹	۰/۱۴۵۴	۰/۰۲۶۰
	مرتع متراکم	۰/۰۰۶۱	۰/۰۴۳۳	۰/۰۰۰۳	۰/۱۰۷۴	۰/۸۳۰۶	۰/۰۱۲۳
	مرتع کم‌تراکم	۰/۰۱۰۷	۰/۰۱۲۰	۰/۰۰۰۰	۰/۰۴۷۹	۰/۲۸۴۲	۰/۶۴۵۱

ارزیابی صحت

میزان شاخص FOM در سناریوی اول ۶/۲۵٪، در سناریوی دوم ۵/۱۱٪، در سناریوی سوم ۴/۱۳٪ و در سناریوی چهارم ۴/۲۱٪ به دست آمد (شکل ۵). باتوجه‌به اینکه میزان این شاخص در سناریوی اول نسبت به سه سناریوی دیگر بالاتر بود، از زیرمدل‌های این سناریو در شبیه‌سازی تغییرات پوشش سرزمین تالاب شور و بر مبنای روند تاریخی منطقه برای سال‌های ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ استفاده گردید. زیرمدل‌های مورداستفاده در دوره‌های موردمطالعه باتوجه‌به مهم‌ترین تغییراتی که از یک کلاس به کلاس دیگر در منطقه رخداده، انتخاب شدند. خروجی هر زیرمدل یک نقشه پتانسیل انتقال می‌باشد که هر چه ارزش پیکسل به ۱ نزدیک‌تر باشد به معنای احتمال تغییر بیشتر از یک کاربری به نوع دیگر در آینده است. این نقشه‌های پتانسیل انتقال در هر زیرمدل به همراه ماتریس احتمال انتقال محاسبه شده از یک کاربری به کلاس دیگر با استفاده از زنجیره مارکف، مبنای شبیه‌سازی در آینده قرار می‌گیرند؛ بنابراین هرچه زیرمدل‌های انتقال بادقت بیشتری انتخاب شوند، خروجی به‌دست‌آمده از مدل صحت بیشتری خواهد داشت.



شکل ۵. نقشه‌های ارزیابی صحت در سناریوهای مختلف

Archive of SID.ir

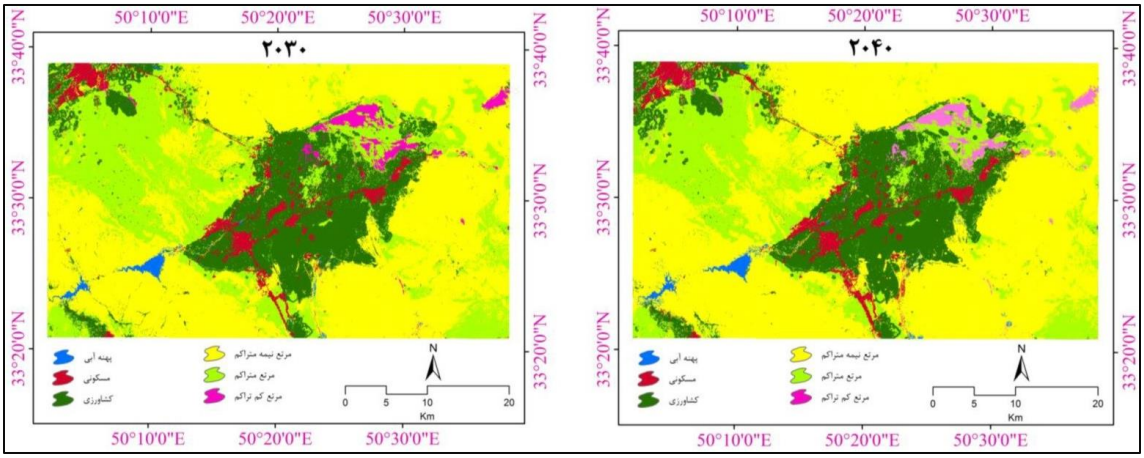
Archive of SID.ir

پیش‌بینی تغییرات پوشش سرزمین

همه کاربری‌ها در سال ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ نسبت به سال ۲۰۱۸ غیر از مرتع متراکم و مرتع کم‌تراکم افزایش خواهند یافت (شکل ۶). کاربری مسکونی به میزان ۱۱۲۵/۷ و ۱۸۲۹/۵ هکتار در سال ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ نسبت به سال ۲۰۱۸ افزایش می‌یابد (جدول ۷). پهنه‌های آبی نیز افزایش ۳۴۸ و ۵۱۰/۵ هکتار را در سال ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰ نسبت به سال ۲۰۱۸ نشان دادند. میزان افزایش در اراضی کشاورزی ۳۳۹۴/۱ هکتار و ۴۰۳۴/۳ هکتار به ترتیب برای دو سال مورد پیش‌بینی به دست آمد. میزان کاهش در مرتع متراکم نیز ۲۶۵۲۳/۴ هکتار (۲۰۳۰) و ۳۶۹۶۳/۲ هکتار (۲۰۴۰) می‌باشد (جدول ۷).

جدول ۷. مساحت کلاس‌های مختلف پوشش سرزمین (هکتار) در سال‌های پیش‌بینی شده

پوشش سرزمین	مساحت در سال ۲۰۳۰	مساحت در سال ۲۰۴۰
مسکونی	۶۰۳۱/۱	۶۷۳۴/۹
کشاورزی	۳۴۰۷۶/۱۶	۳۴۷۱۶/۴
پهنه‌های آبی	۱۲۱۳/۲	۱۳۷۵/۸
مرتع نیمه متراکم	۹۷۴۸۴	۱۰۶۳۴۶
مرتع متراکم	۴۶۹۵۴/۰۸	۳۶۵۱۴/۳
مرتع کم‌تراکم	۳۳۲۸/۱۱	۳۳۹۹/۲



شکل ۶. نقشه‌های پیش‌بینی شده پوشش سرزمین سال‌های ۲۰۳۰ و ۲۰۴۰

بحث

هدف اصلی پژوهش حاضر ارزیابی روند تغییرات گذشته تالاب شور گلپایگان و سناریوسازی جهت دستیابی به بالاترین صحت در مدل‌سازی تغییرات این تالاب در دوره زمانی آینده با استفاده از یک مدل ترکیبی می‌باشد. یک ارزیابی کلی از روند تغییرات کل سیمای سرزمین از ۱۹۸۸ تا ۲۰۱۸ در منطقه موردمطالعه نشان از کاهش مراتع متراکم، مراتع نیمه متراکم و کم‌تراکم دارد. در دهه‌های اخیر اکوسیستم‌های مرتعی به‌طورجدی تحت‌تأثیر عوامل متعددی قرار گرفته‌اند که عمدتاً ناشی از رشد جمعیت و تشدید استخراج منابع است. مراتع در ایران حدود ۵۲٪ سطح آن (حدود ۸۴ میلیارد هکتار) را پوشش و حدود ۸۳ میلیون دام اهلی را حمایت می‌کنند. اما توسعه و تغییر کاربری اراضی در ایران سبب کاهش اکوسیستم‌های مرتعی و چرای بی‌رویه دام باعث کاهش کیفیت آن شده است (Yousefi et al., 2021). در محدوده مرز تالاب شور گلپایگان نیز بخش‌هایی از مرتع متراکم به مرتع کم‌تراکم و نیمه متراکم تبدیل و همچنین مناطقی از مراتع متراکم به اراضی کشاورزی انتقال یافتند که نمایانگر خشک‌شدن و تخریب در تالاب می‌باشد. همچنین بخش زیادی از مراتع متراکم (۹۵۶ هکتار) و مراتع نیمه متراکم (۳۲۴ هکتار) به کاربری مسکونی تغییر خالص یافتند.

فشار ناشی از رشد جمعیت منجر به گسترش کشاورزی و توسعه مناطق انسان‌ساخت جهت پاسخ به تقاضای مسکن و غذا در مراتع تالاب شور شده است. به دلیل احتکار زمین و عدم مالکیت خصوصی، اراضی طبیعی نظیر مراتع در مقایسه با

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

اراضی کشاورزی و انسان‌ساخت تغییرات کاربری بیشتری را تجربه می‌کنند (Beygi Heidarlou et al., 2019). چرای بیش از حد و زودهنگام دام به همراه برداشت بی‌رویه علوفه و قطع سرشاخه‌ها و تهیه سوخت از مراتع نیز از دیگر عوامل مهم در تخریب مراتع منطقه موردمطالعه هستند. حرکت بیشتر و چرای بیشتر دام می‌تواند نفوذ آب را کاهش دهد، درنتیجه سبب افزایش رواناب در طول بارش و به دنبال آن منجر به افزایش فرسایش خاک شود (Yousefi et al., 2021). به طور خلاصه فعالیت‌های انسانی نظیر تغییر کاربری اراضی، سدسازی، افزایش میزان شوری خاک به علت افزایش برداشت منابع آب زیرزمینی و احداث زهکش‌ها باهدف توسعه کشاورزی، تعداد دام بیش از ظرفیت چرایی و خشکسالی‌های اخیر دلایل عمده کاهش مراتع در منطقه موردمطالعه می‌باشند (Aazami et al., 2018). همچنین به ترتیب ۳۱۱ و ۶۱ هکتار از مراتع نیمه متراکم و مراتع متراکم به پهنه آبی تغییر خالص یافتند (شکل ۳). این افزایش در پهنه‌های آبی به علت ذخیره آب در دریاچه‌های سد مخزنی کوچری و سد گلپایگان می‌باشد که سبب عدم جریان آب در رودخانه گلپایگان و جلوگیری از ورود آب به تالاب شور و تأمین حقابه آن گشته و منجر به کاهش زیادی در پهنه آبی تالاب شور شده است. هدف از احداث سد گلپایگان جلوگیری از خسارات ناشی از سیل و تأمین آب اراضی کشاورزی منطقه و یکی از اهداف احداث سد کوچری انتقال و تأمین آب شرب برخی شهرهای استان‌های قم، اراک و اصفهان می‌باشد (Vaziri & Izadinia, 2020).

تالاب شور، در انتهای دشت گلپایگان نقش مهمی در زهکش و تجمع آب‌های سطحی و زیرزمینی کل دشت دارد. بر اساس مطالعه تعیین نیاز آبی تالاب شور گلپایگان، هیدروگراف دشت گلپایگان نشان داد که بین سال‌های ۲۰۰۳ و ۲۰۱۷، سطح آب آن به میزان ۴/۷ متر کاهش داشته است (Aazami et al., 2018). میانگین افت آب زیرزمینی در تالاب شور تقریباً یک‌چهارم کل دشت است، درواقع در عرض یک سال (۲۰۱۰-۲۰۰۹)، سطح تالاب شور ۱/۹۳ متر کاهش‌یافته است. نتایج حاکی است که طی سال‌های ۲۰۱۷-۲۰۰۳، آب سطحی تالاب، آبخوان تالاب را تغذیه کرده است. این موضوع می‌تواند نتیجه عوامل متعددی نظیر خشکسالی و بهره‌برداری بی‌رویه منابع آبی در تالاب و اطراف آن باشد. طی این مدت، سطح آبخوان کاهش و منجر به کاهش سطح اشباع آب تالاب به طور معناداری شده است (Aazami et al., 2021). بر اساس بررسی ۱۷۹ حلقه چاه در محدوده و درون تالاب شور، میزان تخلیه سالانه آن‌ها در حدود ۲۸/۰۸ میلیون مترمکعب می‌باشد. در حال حاضر بیش از ۱۰۰ حلقه چاه غیرمجاز در داخل و محدوده تالاب وجود دارد که حدود ۱۹ میلیون مترمکعب آب در طول سال در حال پمپاژ از این منابع آب زیرزمینی می‌باشد و کسری مخزن تالاب شور ۱۴/۳۴ میلیون مترمکعب بین سال‌های ۲۰۰۳ و ۲۰۱۷ گزارش شد (Aazami et al., 2018). بنابراین عدم انتقال آب از بالادست به تالاب و کاهش ورودی جریان آب به آن اتفاق افتاده که یکی از دلایل خشک‌شدن این تالاب می‌باشد. همچنین افزایش میزان خاک لخت به دلیل خشکسالی، چرای مفرط دام و کاهش رطوبت در قسمت شمالی تالاب سبب شده این نواحی پتانسیل بالایی در تولید ریزگردها داشته باشند (Aazami et al., 2018). کاهش وسعت پهنه‌های آبی در تالاب‌های زیادی نظیر چین و برزیل (Gong et al., 2015; Makrouni et al., 2016) رخداده است، درصورتی‌که در منطقه Abitibi-Témiscamingue کانادا (Tiné et al., 2019) افزایش وسعت در منابع آبی دیده شد که یکی از دلایل این افزایش را فقدان صنایع سودآوری نظیر جنگلداری و یا معدن‌کاوی در منطقه مذکور بیان کردند.

شاکری و همکاران (۱۳۹۸) نیز مدل‌سازی تغییرات کاربری اراضی را در تالاب انزلی استان گیلان با استفاده از LCM بررسی و روند تغییرات گستره آبی بیانگر افزایش مساحت تالاب بین سال‌های ۱۹۸۹-۲۰۰۰ و کاهش مساحت تالاب در فاصله زمانی ۱۹۸۹-۱۹۷۵ و ۲۰۱۵-۲۰۰۰ می‌باشد. Jafari و همکاران (۲۰۲۱) پایش تغییرات تالاب مهارلو در استان فارس را با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای ارزیابی و بیان کردند میانگین مساحت آب تالاب در پنج‌ساله اول، دوم، سوم و چهارم به ترتیب ۲۰۰/۴۱، ۱۶۲/۶۵، ۱۳۷/۸۲ و ۱۱۷/۸۱ Km^2 به دست آمد که به کاهش ۳۷/۷۶، ۲۴/۸۳ و ۲۰ Km^2 در این بازه‌های زمانی اشاره دارد. همچنین یکی از دلایل این تغییرات را برداشت آب از سفره‌های آب زیرزمینی بیان کردند. انصاری و گلابی، با استفاده از مدل‌ساز تغییر سرزمین به مطالعه تغییرات پوشش سرزمین در تالاب میقان اراک پرداخته و از تصاویر لندست سال‌های ۲۰۰۰، ۲۰۰۷ و ۲۰۱۵ استفاده کردند. نتایج نشان داد ۱۶۶۳/۸۸ هکتار از سطح مراتع و ۷۱۵/۶۸ هکتار از پوشش دریاچه نمک در طول دوره ۲۰۰۰-۲۰۱۵ تخریب شده است.

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

علاوه بر این تالاب، معدن، فاضلاب و نواحی انسان‌ساخت در مقایسه با شرایط اولیه به ۷۲۴، ۳۳۵، ۳۷ و ۲۷۰ هکتار افزایش‌یافته است. همچنین، نتایج نشان داد که مراتع و دریاچه‌های نمکی در سال ۲۰۳۰ نسبت به سال ۲۰۱۵ کاهش می‌یابد، درحالی‌که تغییرات تالاب، معدن و نواحی انسان‌ساخت ممکن است افزایش یابد (Ansari & Golabi, 2019). آذره و همکاران، پایش و شبیه‌سازی تخریب دریاچه‌های بختگان، طشک و مهارلو در استان فارس، ایران را با استفاده از داده‌های سنجش‌ازدور و مدل LCM تحلیل کردند. نتایج مطالعه، تخریب معنادار جنگل‌ها و مراتع را به علت تخریب به اراضی کشاورزی و کاهش بدنه آبی دریاچه و تبدیل آن‌ها به اراضی شور نشان داد که افزایش اراضی کشاورزی و استفاده بیش از حد از چاه‌های بالادست را به‌عنوان یکی از دلایل این موضوع بیان کردند (Azareh et al., 2021).

همه متغیرهای مورداستفاده در مدل‌سازی تالاب شور مؤثر بودند، زیرا توانایی تعیین تغییرات پوشش سرزمین را دارا هستند. آزمون کرامر جهت بررسی ارتباط بین متغیرها و طبقات پوشش سرزمین استفاده و مبنای قضاوت در مورد پذیرش یا رد متغیرها قرار گرفت. همه متغیرهای این مطالعه دارای ضریب کرامر بیش از ۰/۱۵ و به‌عنوان متغیرهای «مفید» شناخته شدند (Eastman, 2020). آزمون کرامر به‌عنوان ابزاری است که می‌تواند برای درک اهمیت یک متغیر خاص در تأثیرگذاری بر تغییرات پوشش سرزمین منطقه بکار رود (Leta et al., 2021). در مطالعه حاضر در سناریوی اول و دوم متغیر شیب با ضریب کرامر ۰/۱۸۶۷ و در سناریوی سوم و چهارم نیز پس از متغیر فاصله از پهنه‌های آبی کمترین تأثیر را در تغییرات منطقه نشان داد. توپوگرافی بر گسترش و پراکندگی مناطق مسکونی و تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی در منطقه مؤثر است.

خوی و موریاما بیان کردند جنگل‌زدایی با افزایش شیب در پارک ملی Tam Dao ویتنام کاهش می‌یابد (Khoi & Murayama, 2010). بیگی حیدرلو و همکاران، نیز متغیر شیب را با ضریب کرامر ۰/۱۵۵۵ به‌عنوان یکی از کم‌اثرترین متغیرها در تغییرات جنگل‌های زاگرس شمال ایران بیان کردند (Beygi Heidarlou et al., 2019). درصورتی‌که متغیر شیب بیشترین تأثیر را در تخریب دریاچه‌های بختگان، طشک و مهارلو در استان فارس نشان داد (Azareh et al., 2021). متغیر شیب بالاترین ضریب کرامر را در بین سایر متغیرهای توضیحی در مدل‌سازی تغییرات پوشش سرزمین پناهگاه حیات‌وحش Shoolpaneshwar هندوستان نشان داد (Gupta & Sharma, 2020). همچنین متغیر فاصله از رودخانه نیز تأثیر کمی در تغییرات تالاب شور نشان داد. این نتیجه با مطالعه جورابیان شوشتری و غلامعلی فرد مطابقت داشت که فاصله از رودخانه را کم‌اثرترین متغیر در بیان تغییرات حوزه آبخیز نکارود گزارش کردند (Joorabian Shooshtari & Gholamalifard, 2015).

متغیر شاهد احتمال تغییر بیشترین تأثیر را در تغییرات تالاب شور نشان داد. این متغیر برای تعیین فراوانی نسبی پیکسل‌های انواع مختلف پوشش سرزمین درون مناطق تغییریافته استفاده می‌شود. باتوجه‌به ضریب کرامر آن (بیش از ۰/۵۵ در همه سناریوها)، این متغیر به‌عنوان «خوب» در نظر گرفته شد. در این مطالعه، این متغیر به‌عنوان یک شاخص کمی فراوانی تغییر بین دوره‌های موردمطالعه می‌باشد (Leta et al., 2021). متغیرهای فاصله از مناطق مسکونی، فاصله از جاده و فاصله از رودخانه نیز ضریب کرامر بالایی در پژوهش حاضر نشان دادند. این متغیرها نقش مهمی در تغییرات پوشش سرزمین منطقه ایفا می‌کنند، زیرا هر کدام سهولت دسترسی ساکنان به منابع را فراهم می‌آورند. این متغیرها می‌توانند تغییراتی را که در منطقه موردمطالعه رخداده توضیح دهند و فاکتورهای مهمی هستند که می‌توانند به‌عنوان متغیرهایی مؤثر برای برنامه‌ریزی سرزمین مفید باشند. متغیرهای فاصله از مناطق مسکونی و جاده نیز تأثیر زیادی در مدل‌سازی تغییرات جنگل در بخش Delomena اتیوپی نشان دادند (Ayele et al., 2019).

نتایج مطالعه میرزایی و همکاران، نشان داد، نزدیکی به مناطق مسکونی و پهنه‌های آبی تأثیر معناداری را در تغییرات حوزه آبخیز رودخانه ارس دارند (Mirzaei et al., 2020). ذبیحی و همکاران، ضریب کرامر ۰/۲۲ را برای متغیر فاصله از جاده در حوزه آبخیز تالار استان مازندران گزارش کردند که همخوانی زیادی با نتایج مطالعه حاضر دارد (Zabihi et al., 2020). مقایسه متغیرهای استفاده شده در پژوهش حاضر با سایر تحقیقات مشابه، نشان از جامعیت متغیرهای مورد بررسی در مدل‌سازی پتانسیل انتقال در تالاب شور گلپایگان دارد.

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

در پژوهش حاضر نتایج ارزیابی صحت شبکه عصبی مصنوعی کارایی قابل‌قبولی را در اکثر زیرمدل‌ها نشان داد. ذبیحی و همکاران، به صحت ۷۶/۷۱٪-۷۴/۵۳٪ در مدل‌سازی پتانسیل انتقال در حوزه آبخیز تالار استان مازندران (Zabihi et al., 2020) و آذره و همکاران نیز به نرخ صحت ۶۲/۷۱٪-۸۶/۹٪ در مدل‌سازی حوزه آبخیز بختگان - مهارلو استان فارس با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی دست یافتند که صحت نتایج تحقیق حاضر بالاتر از مطالعات ذکر شده می‌باشد (Azareh et al., 2021).

شویاما، ارزیابی سناریوهای تغییرات پوشش سرزمین را در ژاپن با استفاده از شاخص FOM انجام و به میزان ۰/۵۸٪ دست یافتند (Shoyama, 2021). بیگی حیدرلو و همکاران، صحت سنجی تغییرات پوشش سرزمین را با استفاده از رویکرد روی هم‌گذاری سه نقشه در جنگل‌های زاگرس شمال ایران انجام و به شاخص FOM یک درصد دست یافتند (Beygi Heidarlou et al., 2019). همان‌طور که ملاحظه می‌شود میزان این شاخص در همه سناریوهای مطالعه حاضر بالاتر از مطالعات مذکور می‌باشد. پیگلو، تغییرات پوشش سرزمین را در منطقه Murcia اسپانیا تحلیل و به شاخص ۹/۳٪ دست یافتند (Paegelow, 2018). چن و پونتیوس، صحت مدل‌سازی تغییرات پوشش سرزمین را برای سال ۱۹۹۹ در مرکز ماساچوست (با وسعت ۵۵ هزار هکتار) ارزیابی و شاخص FOM را ۱۱٪ گزارش کردند که میزان این شاخص در این مطالعه بالاتر از مطالعه حاضر به دست آمد (Chen & Pontius, 2010).

نتیجه‌گیری

تالاب گلپایگان در دهه ۱۳۵۰ پذیرای جمعیت زیادی از گونه‌های مختلف گیاهی و جانوری بوده و خدمات مهم اکولوژیکی از جمله کنترل سیلاب، تأمین بخشی از آب رودخانه گلپایگان، کنترل آلودگی‌های ورودی به حوزه آبخیز، تأمین غذا، کاهش تغییرات آب‌وهوا و زیبایی‌شناسی را ارائه کرده است. متأسفانه در دهه‌های اخیر این اکوسیستم ارزشمند به دلیل توسعه نامتوازن و ناپایدار کشاورزی، صنعت، شهرنشینی و الگوی نادرست برداشت منابع آب و مشکلات ناشی از تغییرات اقلیمی و کاهش نزولات جوی خشک شده است. واقعیت این است که این اکوسیستم در حال حاضر در وضعیت نامناسبی قرار دارد، به‌طوری‌که نیمی از سال نه‌تنها قادر به ارائه خدمات اکولوژیکی ذکر شده در بالا نیست، بلکه در حال تبدیل‌شدن به یک کانون گردوغبار می‌باشد (Foroughi et al., 2021). ترددهای وسایل نقلیه شهرداری جهت تخلیه زباله، وجود سنگ معدن تزیینی و مکان دفن زباله شهری، برداشت آب از چاه‌های غیرمجاز و فعالیت‌های ناسازگار با توان منطقه، موجب ایجاد مشکلات عمده‌ای در تالاب شور شده است (Joorabian Shooshtari et al., 2022). لذا نیاز است جهت دستیابی به پایداری محیط و کارکردهای تالاب راهکارهای اجرایی به‌منظور جلوگیری از اختلال در تأمین نیاز آبی تالاب انجام شود.

یکی از محدودیت‌های مطالعه حاضر عدم وجود متغیرهای مناسب در مقیاس مناسب می‌باشد که ممکن است بر نتایج تحقیق تأثیر بگذارد. تغییرات در اندازه جمعیت آینده، نرخ رشد، آشفتگی‌های اقلیمی نظیر طوفان و تغییر در رژیم بارش ممکن است بر پویایی تغییرات پوشش سرزمین تالاب تأثیر گذارد. تحقیقات بیشتر بر متغیرهای توضیحی مؤثر بر تغییرات تالاب برای ارائه برنامه مدیریتی پایدار محیط ضروری است. استفاده از تصاویر ماهواره‌ای باقدرت تفکیک بالاتر نسبت به ماهواره لندست می‌تواند خروجی‌های دقیق‌تری تولید کند. خروجی این تحقیق می‌تواند به‌عنوان ورودی وارد مدل تولید آب InVEST جهت محاسبه مقدار آب تولیدی در هر کدام از کاربری‌های منطقه موردمطالعه شود و بهترین سناریو با بیشترین میزان آب تولیدی در آینده در راستای دستیابی به پایداری محیط معرفی گردد.

روند تغییرات رخداده نشانگر افزایش شدت تخریب در تالاب شور گلپایگان می‌باشد که ضروری است مدیران و برنامه‌ریزان سرزمین راهکارهایی را جهت ورود آب به تالاب، تأمین حقابه آن و جلوگیری از تبدیل پوشش سرزمین و توسعه‌های ناسازگار با توان منطقه اجرا تا تالاب بتواند خدمات اکولوژیکی پایدار برای بشر و سایر موجودات زنده ارائه دهد. از راهکارهای مدیریتی جهت احیا و دستیابی به پایداری محیط تالاب می‌توان به مدرن‌سازی و ارتقای بهره‌برداری سامانه‌های توزیع آب کشاورزی، بهینه‌سازی الگوی کشت، ساماندهی فعالیت‌های تفرجی و عقد تفاهم‌نامه با سازمان‌های متولی جهت تعیین حقابه مستمر محیط‌زیستی تالاب اشاره کرد. یافته‌های علمی پژوهش حاضر پایگاه داده ارزشمندی را به همراه

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

متغیرهای مؤثر در بیان تغییرات تالاب شور گلپایگان ارائه که به مدیران سرزمین جهت توسعه طرح‌های پایدار محیط و استراتژی‌های مدیریت پایدار محیط زیستی کمک می‌کند.

مشارکت نویسندگان

مقاله حاضر توسط نویسنده واحد دکتر شریف جورابیان شوشتری مورد نگارش قرار گرفته است و تمامی مراحل انتخاب عنوان تحقیق، طراحی چارچوب تحقیق از نحوه جمع‌آوری تا تجزیه و تحلیل داده‌ها، جمع‌آوری داده‌ها، اعتبارسنجی دقت و کفایت داده‌ها، تجزیه و تحلیل و نگارش مقاله توسط نویسنده مذکور به‌عنوان نویسنده مسئول، صورت گرفته است و هیچ شخص دیگری مشارکت نداشته است.

سپاسگزاری

این مطالعه با حمایت معاونت پژوهشی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان و در قالب طرح پژوهشی شماره ۱۴۰۱/۲۱ انجام شده است.

تعارض منافع

نویسندگان اعلام می‌دارند که در مورد انتشار این مقاله تضاد منافع وجود ندارد. علاوه بر این، موضوعات اخلاقی شامل سرقت ادبی، رضایت آگاهانه، سوء رفتار، جعل داده‌ها، انتشار و ارسال مجدد و مکرر توسط نویسندگان رعایت شده است.

منابع

اعظمی، جابر؛ متولی، علیرضا؛ خسروی، یونس؛ حسنی، اکبر؛ رجایی، مسیح؛ سهرابی، هرمز (۱۳۹۷). *مطالعات نیاز آبی تالاب شور گلپایگان*. سازمان حفاظت محیط‌زیست، ۳۵۱-۱.

جعفری، شاهین؛ حمزه، سعید؛ عبدالعظیمی، هادی؛ عطارچی، سارا (۱۴۰۰). دو دهه پایش تالاب مهارلو با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای در گوگل ارث انجین. *فصلنامه اطلاعات جغرافیایی*، ۳۰ (۱۱۸)، ۱۵۳-۱۶۸. doi: 10.22131/sepehr.2021.246147

جورابیان شوشتری، شریف؛ اعظمی، جابر؛ فروغی، معصومه (۱۴۰۰). پایش تغییرات پوشش سرزمین تالاب شور گلپایگان با استفاده از مدلساز تغییر سرزمین (۱۹۷۲-۲۰۱۸). فصلنامه مطالعات علوم محیط زیست، ۷ (۱)، ۴۵۶۴-۴۵۷۹. https://www.ess.ir/article_143871.html

شاکری، رضا؛ شایسته، کامران؛ قربانی، مهدی (۱۳۹۸). ارزیابی و پیش‌بینی روند تغییرات مکانی کاربری زمین در حوزه تالاب انزلی با استفاده از مدل LCM. *مجله سنجش‌ازدور و GIS ایران*، ۱۱ (۲)، ۹۳-۱۱۳. doi: 10.52547/gisj.11.2.93

کرمی، پیمان؛ میرسنجری، میرمهرداد (۱۳۹۷). تحلیل تخریب سیمای سرزمین در تالاب بزرگ هویزه تا استفاده از دورکاوی. اکوبیولوژی تالاب، ۱۰ (۱)، ۳۹-۵۴. https://www.id.ir/paper/174822/fa

مکرونی، سرور؛ سبزقبایی، غلامرضا؛ یوسفی خانقاه، شهرام؛ سلطانیان، ستار (۱۳۹۵). آشکارسازی روند تغییرات کاربری اراضی تالاب هورالعظیم با استفاده از تکنیک سنجش‌ازدور و سیستم اطلاعات جغرافیایی. *سنجش‌ازدور و سامانه اطلاعات جغرافیایی در منابع طبیعی*، ۷ (۳)، ۸۹-۹۹. https://girs.bushehr.iau.ir/article_526587.html

وزیری، سحر؛ ایزدی نیا، الهام (۱۳۹۹). بررسی و مدلسازی شکست دو سد متوالی تحت سناریوهای متفاوت (مطالعه موردی سدهای گلپایگان و کوچری). *مجله پژوهش آب ایران*، ۱۴ (۲)، ۱۷۲-۱۵۹. https://iwrj.sku.ac.ir/article_10712.html

References

Aazami, J., Motevalli, A., Khosravi, Y., Hasani, A., Rajaei, M., & Sohrabi, H. (2018). *Studies for estimating the water requirement of Golpayegan Shoor wetland*. Isfahan General Department of Environmental Protection, Isfahan, 1–351. (In Persian).

Aazami, J., Motevalli, A., & Savabieasfahani, M. (2022). Evaluation of three environmental flow techniques in Shoor wetland of Golpayegan, Iran. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *19* (8), 7885–7898. doi: 10.1007/s13762-022-03998-z.

Aghsaei, H., Dinan, N.M., Moridi, A., Asadolahi, Z., Delavar, M., Fohrer, N., & Wagner, P.D. (2020). Effects of dynamic land use/land cover change on water resources and sediment yield

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

in the Anzali wetland catchment, Gilan, Iran. *Science of the Total Environment, 712*, 136449. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.136449.

Ajwang'Ondiek, R., Hayes, D. S., Kinyua, D. N., Kitaka, N., Lautsch, E., Mutuo, P., & Hein, T. (2021). Influence of land-use change and season on soil greenhouse gas emissions from a tropical wetland: A stepwise explorative assessment. *Science of the Total Environment, 787*, 147701. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147701.

Ansari, A., & Golabi, M.H. (2019). Prediction of spatial land use changes based on LCM in a GIS environment for Desert Wetlands–A case study: Meighan Wetland, Iran. *International Soil and Water Conservation Research*, *7* (1), 64–70. doi: 10.1016/j.iswcr.2018.10.001.

Armenteras, D., Murcia, U., González, T.M., Barón, Ó.J., & Arias, J.E. (2019). Scenarios of land use and land cover change for NW Amazonia: Impact on forest intactness. *Global Ecology and Conservation*, *17*, e00567. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00567.

Atkinson, P.M., & Tatnall, A.R. (1997). Introduction neural networks in remote sensing. *International Journal of remote sensing*, *18* (4), 699–709. doi: 10.1080/014311697218700.

Ayele, G., Hayicho, H., & Alemu, M. (2019). Land use land cover change detection and deforestation modeling: in Delomena District of Bale Zone, Ethiopia. *Journal of Environmental Protection*, *10* (4), 532–561. doi: 10.4236/jep.2019.104031.

Azareh, A., Sardooi, E.R., Gholami, H., Mosavi, A., Shahdadi, A., & Barkhori, S. (2021). Detection and prediction of lake degradation using landscape metrics and remote sensing dataset. *Environmental Science and Pollution Research*, *28*, 27283–27298. doi: 10.1007/s11356-021-12522-8.

Bakr, N., Weindorf, D.C., Bahnassy, M.H., Marei, S.M., & EL Badawi, M.M. (2010). Monitoring land cover changes in a newly reclaimed area of Egypt using multi-temporal Landsat data. *Applied Geography*, *30* (4), 592–605. doi: 10.1016/j.apgeog.2009.10.008.

Beygi Heidarlou, H., Shafiei, A.B., Erfanian, M., Tayyebi, A., & Alijanpour, A. (2019). Effects of preservation policy on land use changes in Iranian Northern Zagros forests. *Land use policy*, *81*, 76–90. doi: 10.1016/j.landusepol.2018.10.036.

Birhane, E., Ashfare, H., Almaw Fenta, A., Hishe, H., Amha Gebremedhin, M., Wahed, H.G., & Solomon, N. (2019). Land use land cover changes along topographic gradients in Hugumburda national forest priority area, Northern Ethiopia. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, *13*, 61–68. doi: 10.1016/j.rsase.2018.10.017.

Camacho Olmedo, M. T., Pontius Jr, R. G., Paegelow, M., & Mas, J. F. (2015). Comparison of simulation models in terms of quantity and allocation of land change. *Environmental Modelling & Software*, *69*, 214–221. doi: 10.1016/j.envsoft.2015.03.003.

Chan, J. C., Chan, K. P., & Yeh, A. G. (2001). Detecting the nature of change in an urban environment: A comparison of machine learning algorithms. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, *67* (2), 213–225. doi: 0099-1112/01/6702-213$3.00/0.

Chen, H. & Pontius Jr, R.G. (2010). Diagnostic tools to evaluate a spatial land change projection along a gradient of an explanatory variable. *Landscape Ecology*, *25* (9), 1319–1331. doi: 10.1007/s10980-010-9519-5.

Eastman, J.R. (2020). TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling System Manual. Clark Labs, Clark University, Worcester, MA.

Eastman, J.R., Van Fossen, M.E., & Solarzano, L.A. (2005). Transition potential modeling for land cover change. *GIS, Spatial Analysis and Modeling*, *17*, 357–386.

Farajzadeh, M., Fathnia, A., Alijani, B., & Ziaeian, P. (2010). Analysis of climatic thresholds for the growth of rangeland using remote sensing data (case study: Zagros). *The Journal of Spatial Planning*, *4* (3), 177–201. doi: 10.1007/s10661-018-7005-8.

Foroughi, M., Aazami, J., & Khosravi. Y. (2021). Predicting future changes in temperature and precipitation using hadcm2 model (case study): Golpayegan Shoor Wetland, Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, *14*, 1–9. doi: 10.1007/s12517-021-06883-0.

Gingras, B., Slattery, S., Smith, K., & Darveau, M. (2017). *Boreal wetlands of Canada and the United States of America*. In: Finlayson, C.M., Milton, G.R., Prentice, R.C., Davidson, N.C. (Eds.), The Wetland Book. Springer Netherlands, Dordrecht, 1–23.

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

Gleason, R.A., Euliss Jr., N.H., Tangen, B.A., Laubhan, M.K., & Browne, B.A. (2011). USDA conservation program and practice effects on wetland ecosystem services in the Prairie Pothole Region. *Ecological Applications*, *21* (1), 65-81. doi: 10.1890/09-0216.1.

Gong, W., Yuan, L., Fan, W., & Stott, P. (2015). Analysis and simulation of land use spatial pattern in Harbin prefecture based on trajectories and cellular automata—Markov modelling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *34*, 207–216. doi: 10.1016/j.jag.2014.07.005.

Gupta, R. & Sharma, L.K. (2020). Efficacy of Spatial Land Change Modeler as a forecasting indicator for anthropogenic change dynamics over five decades: A case study of Shoolpaneshwar Wildlife Sanctuary, Gujarat, India. *Ecological Indicators*, *112*, 106171. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106171.

Islam, K., Rahman, M.F., & Jashimuddin, M. (2018). Modeling land use change using cellular automata and artificial neural network: The case of Chunati Wildlife Sanctuary, Bangladesh. *Ecological indicators*, *88*, 439–453. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.01.047.

Jafari, S., Hamzeh, S., Abdolazimi, H., & Attarchi, S. (2021). Two decades of monitoring Maharloo Wetland using satellite data provided in Google Earth Engine. *Scientific-Research Quarterly of Geographical Data (SEPEHR)*, *30* (118), 153–168. (In Persian). doi: 10.22131/sepehr. 2021.246147.

Johnston, R., Cools, J., Liersch, S., Morardet, S., Murgue, C., Mahieu, M., Zsuffa, I., & Uyttendaele, G. (2013). WETwin: a structured approach to evaluating wetland management options in data-poor contexts. *Environmental Science & Policy*, *34* (1), 3–17. doi: 10.1016/j.envsci. 2012.12.006.

Joorabian Shooshtari, S., Aazami, J., & Foroughi, M. (2022). Monitoring of Land Cover Changes using Land Change Modeler in Golpayegan Shoor Wetland (1972-2018). *Journal of Environmental Sciences Studies*, *7* (1), 4564–4579. doi: 10.22034/JESS.2022.143871 (In Persian).

Joorabian Shooshtari, S., & Gholamalifard, M. (2015). Scenario-based land cover change modeling and its implications for landscape pattern analysis in the Neka Watershed, Iran. *Remote Sensing Application: Society and Environment*, *1* (1), 1–19. doi: 10.1016/j.rsase.2015.05.001.

Joorabian Shooshtari, S., Shayesteh, K., Gholamalifard, M., Azari, M., & López-Moreno, J.I. (2021). Responses of surface water quality to future land cover and climate changes in the Neka River basin, Northern Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, *193* (7), 411. doi: 10.1007/s10661-021-09184-x.

Karami, P., & Mirsanjari, M. (2018). Analyzing the degradation of the landscape in the large Hawizeh wetland using remote sensing. *Journal of Wetland Ecobiology*, *10* (1), 39–54. http://jweb.ahvaz.iau.ir/article-1-657-fa.html. (In Persian).

Khoi, D.D., & Murayama, Y. (2010). Forecasting areas vulnerable to forest conversion in the tam Dao National Park region, Vietnam. *Remote Sensing*, *2* (5), 1249–1272. doi: 10.3390/ rs2051249.

Leta, M.K., Demissie, T.A., & Tränckner, J. (2021). Modeling and Prediction of Land Use Land Cover Change Dynamics Based on Land Change Modeler (LCM) in Nashe Watershed, Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. *Sustainability*, *13* (7), 3740. doi: 10.3390/su13073740.

Maeda, E. E., de Almeida, C.M., de Carvalho Ximenes, A., Formaggio, A. R., Shimabukuro, Y. E., & Pellikka, P. (2011). Dynamic modeling of forest conversion: Simulation of past and future scenarios of rural activities expansion in the fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. International *Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *13* (3), 435–446. doi: 10.1016/j.jag.2010.09.008.

Makrouni, S., Sabzghabaei, G.R., Yousefi Khanghah, S., & Soltanian, S. (2016). Detection of land use changes in Hoor Al Azim wetland using remote sensing and geographic information system techniques. *Journal of RS and GIS for Natural Resources*, *7* (3), 89–99. https://girs.bushehr.iau.ir/article_526587.html. (In Persian).

Mas, J-F., Kolb, M., Paegelow, M., Camacho Olmedo, M.T., & Houet, T. (2014). Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages.

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

Environmental Modelling & Software, *51*, 94–111. doi: 10.1016/j.envsoft.2013.09.010.

Mirzaei, M., Jafari, A., Verrlest, J., Haghighi, M., Zargarnia, A.H., Khoshnoodmotlagh, S., Azadi, H., & Scheffran, J. (2020). Trans-boundary land cover changes and its influences on water crisis: Case study of the Aras River. *Applied Geography*, *124*, 102323. doi: 10.1016/j.apgeog. 2020.102323.

Mustapha, M.R., Lim, H.S., & Mat Jafri, M.Z. (2010). Comparison of Neural network and maximum likelihood approaches in image classification. *Journal of Applied Sciences*, *10* (22), 2847–2854. doi: 10.3923/jas.2010.2847.2854.

Naboureh, A., Rezaei Moghaddam, M.H., Feizizadeh, B., Blaschke, T. (2017). An integrated object-based image analysis and CA-Markov model approach for modeling land use/land cover trends in the Sarab plain. *Arabian Journal of Geosciences*, *10*, 1–16. doi: 10.1007/s12517-017-3012-2.

Paegelow, M. (2018). LUCC based validation indices: figure of merit, producer's accuracy and user's accuracy. *Geomatic Approaches for Modeling Land Change Scenarios*, 433–436. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-60801-3_23

Pérez-Vega, A., Mas, J.F., & Ligmann-Zielinska, A. (2012). Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modeling & Software*, *29* (1), 11–23. doi: 10.1016/j.envsoft.2011.09.011.

Pontius Jr., R.G. (2000). Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, *66* (8), 1011–1016. doi: 0099-1112/00/6608-1011$3.00.

Pontius Jr., R.G., Boersma, W., Castella, J.C., Clarke, K., Nijs, T., Dietzel, C., Duan, Z., Fotsing, E., Goldstein, N., Kok, K., Koome, E., Lippitt, C.D., McConnell, W., Sood, A.M., Pijanowski, B., Pithadia, S., Sweeney, S., Trung, T.N., Veldkamp, A.T., & Verburg, P.H. (2008). Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. *Annals of Regional Science*, *42* (1), 11–37. doi: 10.1007/s00168-007-0138-2.

Pontius Jr., R.G., & Neeti, N. (2010). Uncertainty in the difference between maps of future land change scenarios. *Sustainability Science*, *5*, 39–50. doi: 10.1007/s11625-009-0095-z.

Rodríguez Eraso, N., Armenteras-Pascual, D., & Retana Alumbreros, J. (2013). Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *Journal of Land Use Science*, *8* (2), 154–174. doi: 10.1080/1747423X.2011.650228.

Rozenstein, O., & Karnieli, A. (2011). Comparison of methods for land-use classification incorporating remote sensing and GIS inputs. *Applied Geography*, *31* (2), 533–544. doi: 10.1016/j.apgeog.2010.11.006.

Rwanga, S. S., & Ndambuki, J.M. (2017). Accuracy assessment of land use/land cover classification using remote sensing and GIS. *International Journal of Geosciences*, *8* (04), 611. doi: 10.4236/ijg.2017.84033.

Schulz, J. J., Cayuela, L., Echeverria, C., Salas, J., & Rey Benayas, J. M. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography*, *30* (3), 436–447. doi: 10.1016/j.apgeog.2009.12.003.

Shakeri, R., Shayesteh, K., & Ghorbani, M. (2019). Assessment and prediction of land use changes in the Anzali wetland Basin, Based on Land Change Modeler (LCM). *Iranian Journal of Remote Sensing & GIS*, *11* (2), 93–114. (In Persian). doi: 10.52547/gisj.11.2.93.

Shoyama, K. (2021). Assessment of land-use scenarios at a national scale using intensity analysis and figure of meritc. *Land*, *10* (4), 379. doi: 10.3390/land10040379.

Tiné, M., Perez, L., & Molowny-Horas, R. (2019). Hybrid spatiotemporal simulation of future changes in open wetlands: A study of the Abitibi-Témiscamingue region, Québec, Canada. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *74*, 302–313. doi: 10.1016/j.jag.2018.10.001.

Valizadeh, K., Sadeghi, M., & Hejazi, A. (2022). Modelling of forest change using LCM in the Fandoghlu forest area. *Journal of Civil and Environmental Engineering*, *52.4* (109), 127–140. doi: 10.22034/JCEE.2021.43502.1984.

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

Vaziri, S., & Izadinia, E. (2020). Investigation and modeling of two sequential dam failures under different scenarios (Case study Golpayegan and Kucherei dams). *Iranian Water Research Journal*, *14* (2), 159–172. https://iwrj.sku.ac.ir/article_10712.html?lang=fa. (In Persian).

Voight, C., Hernandez-Aguilar, K., Garcia, C., & Gutierrez, S. (2019). Predictive modeling of future forest cover change patterns in southern Belize. Remote Sensing, *11* (7), 823. doi: 10.3390/rs11070823.

Wang, W., Zhang, C., Allen, J. M., Li, W., Boyer, M. A., Segerson, K., & Silander Jr. J. A. (2016). Analysis and Prediction of Land Use Changes Related to Invasive Species and Major Driving Forces in the State of Connecticut. *Land*, 5 (3), 25. doi: 10.3390/land5030025.

Yousefi, S., Pourghasemi, H.R., Avand, M., Janizadeh, S., Tavangar, S., & Santosh, M. (2021). Assessment of land degradation using machine learning techniques: A case of declining rangelands. *Land Degradation & Development*, *32* (3), 1452–1466. doi: 10.1002/ldr.3794.

Zabihi, M., Moradi, H., Gholamalifard, M., Khaledi Darvishan, A., & Fürst, C. (2020). Landscape Management through Change Processes Monitoring in Iran. *Sustainability*, *12* (5), 1753. doi: 10.3390/su12051753.

Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). WETLAND RESOURCES: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, *30*, 39–74. doi: 30.050504.144248.

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir

Archive of SID.ir