

## **Modeling the Effects of Land Use and Land Cover Changes on Desertification Intensity in Mokhtaran Plain Using CA-Markov Method**

Z. Rafieemajoomerd<sup>1</sup>, M. Rahimi<sup>2</sup>, Sh. Nikoo<sup>3\*</sup>, H. Memarian<sup>4</sup>, H. Kaboli<sup>5</sup>

1. Ph.D. student of Combating Desertification, Department of Combating Desertification, Faculty of Desert Studies, Semnan University, Semnan, Iran.
2. Associate Professor, Department of Combating Desertification, Faculty of Desert Studies, Semnan University, Semnan, Iran.
3. Assistant Professor, Desert studies faculty, Semnan University, Semnan, Iran.
4. Associate Professor, Faculty of Natural Resources and Environment, University of Birjand, Birjand, Iran.
5. Assistant Professor, Department of Combating Desertification, Faculty of Desert Studies, Semnan University, Semnan, Iran.

\* Corresponding Author: shimanikoo@semnan.ac.ir

Received date: 28/12/2020

Accepted date: 24/05/2021



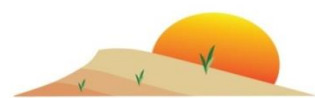
[10.22034/JDMAL.2021.246301](https://doi.org/10.22034/JDMAL.2021.246301)

### **Abstract**

Land use and land cover (LULC) is one of the most important factors that affect the desertification risk in this study, the desertification sensitivity of the Mokhtaran basin in South Khorasan province was estimated by integrating LU/LC scenarios with the MEDALUS environmentally sensitive areas (ESAs) model to predict the desertification risk. The four main MEDALUS criteria including soil, climate, vegetation, and management were examined to assess the sensitive areas to the desertification. Land use maps were categorized using the Landsat satellite imageries of TM, ETM+, and OLI sensors for 1987, 1998, 2003 as a past scenario, and 2015 as a current scenario. Land use maps for 2025 and 2035 were produced as the future scenario based on the simulation of CA-Markov models. The validation results confirmed the model accuracy by calculating the kappa coefficient of 0.95. The land use map was predicted for the years 2025 and 2035 based on the transition rules and a transition area matrix. The results showed that the rainfed area was reduced by 68.29 km<sup>2</sup> and the agricultural land was increased by 25.35 km<sup>2</sup> during the period. In the protection area of playa-bare lands, the changes showed this area was increased by 26.86 km<sup>2</sup>. The rangeland has also experienced positive changes with an increase of 18.83 km<sup>2</sup>. Compared to the current scenario, the desertification trend in the future scenario was positively predicted by increasing the area of critical areas from 30.9% to 48.7% over 20 years. The most susceptible lands to desertification were known as playa-bare lands.

**Keywords:** Land use simulation; MEDALUS; Remote sensing; Markov





## مدل سازی تأثیر تغییر کاربری و پوشش اراضی بر شدت بیابان‌زایی دشت مختاران به کمک مدل سلول‌های خودکار مارکوف

زهرة رفیعی مجومرد<sup>۱</sup>، محمد رحیمی<sup>۲</sup>، شیما نیکو<sup>۳\*</sup>، هادی معماریان<sup>۴</sup>، حسن کابلی<sup>۵</sup>

۱. دانشجوی دکترای بیابان‌زدایی، گروه بیابان‌زدایی، دانشکده کویرشناسی، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران.

۲. دانشیار، گروه بیابان‌زدایی، دانشکده کویرشناسی، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران.

۳. استادیار، گروه بیابان‌زدایی، دانشکده کویرشناسی، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران.

۴. دانشیار، عضو هیأت علمی دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران.

۵. استادیار، عضو هیأت علمی دانشگاه سمنان، سمنان، ایران.

\* نویسنده مسئول: [shimanikoo@semnan.ac.ir](mailto:shimanikoo@semnan.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۰/۰۸ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۳/۰۳



[10.22034/JDMAL.2021.246301](https://doi.org/10.22034/JDMAL.2021.246301)

### چکیده

تغییر کاربری و پوشش اراضی یکی از عوامل مهم در ارتباط با خطر بیابان‌زایی است. در پژوهش حاضر، با ادغام سناریوهای تغییر کاربری اراضی با مدل ارزیابی بیابان‌زایی مدالوس (ESAs) حساسیت به بیابان‌زایی در حوزه آبخیز مختاران بیرجند در استان خراسان جنوبی ارزیابی و به پیش‌بینی خطر بیابان‌زایی پرداخته شد. چهار معیار اصلی مدالوس شامل خاک، اقلیم، پوشش گیاهی و مدیریت برای تشخیص مناطق حساس به بیابان‌زایی بررسی شد. نقشه‌های کاربری اراضی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای لندست سنجنده‌های +ETM، TM و OLI از سال‌های ۱۹۸۷، ۱۹۹۸، ۲۰۰۳ به‌عنوان سناریوی گذشته و ۲۰۱۵ به‌عنوان سناریوی حال حاضر طبقه‌بندی شد. نقشه کاربری اراضی سال ۲۰۲۵ و ۲۰۳۵ براساس شبیه‌سازی‌های مدل سلول خودکار مارکوف تهیه و به‌عنوان سناریوی آینده تعیین شد. نتایج اعتبارسنجی با محاسبه کاپای تطابق کلی ۰/۹۵ صحت مدل را تأیید کرد. کاربری اراضی برای سال ۲۰۲۵ و ۲۰۳۵ براساس ماتریس مساحت انتقال مارکوف و قوانین انتقال پیش‌بینی شد. نتایج نشان داد که در کل دوره مورد مطالعه،  $68/29 \text{ km}^2$  از وسعت اراضی دیم کاسته و  $25/35 \text{ km}^2$  به اراضی کشاورزی و باغی افزوده شده است. در پهنه کاربری پلایا-اراضی بدون پوشش، تغییرات به سمت افزایش وسعت این اراضی به میزان  $26/86 \text{ km}^2$  است. همچنین روند تغییرات کاربری مرتع با رشد این اراضی به میزان  $18/83 \text{ km}^2$  مثبت ارزیابی شد. در مقایسه با سناریوی حال حاضر، روند بیابان‌زایی در سناریوی آینده با افزایش مساحت مناطق بحرانی از  $30/9\%$  به  $48/7\%$  طی دوره ۲۰ ساله، روند بیابان‌زایی رو به افزایش پیش‌بینی شده است. حساس‌ترین کاربری به بیابان‌زایی اراضی پلایای بدون پوشش شناخته شد.

واژگان کلیدی: شبیه‌سازی کاربری و پوشش اراضی؛ مدالوس؛ سنجش‌ازدور؛ مارکوف



## ■ مقدمه

بیابان‌زایی فرآیندهای پیچیده‌ای دارد که حاصل تعامل بسیاری از فاکتورهای محیطی و انسانی است (۱). طبق تعریف بیابان‌زایی عبارت است از کاهش استعداد اراضی در اثر یک یا ترکیبی از فرآیندها از قبیل فرسایش بادی، فرسایش آبی، تخریب پوشش گیاهی، تخریب منابع آب، ماندایی شدن، شور شدن و قلیایی شدن خاک و ... که عوامل محیطی یا انسانی آن را شدت می‌دهد. در این میان عوامل انسانی در پدیدار شدن پدیده بیابان‌زایی نقش اساسی و کلیدی دارند و موجب تسریع و افزایش سرعت بیابان‌زایی می‌شوند. زیرا علاوه بر نقش مستقیم خود در آسیب محیط، در نقش محرکی عمل می‌کنند که موجبات تحریک و تقویت عوامل محیطی از جمله اقلیم را فراهم می‌کند (۴۳). تهدید و تخریب ۷۳٪ از کل مراتع جهان به مساحت ۳/۳ میلیارد، کاهش توان تولید خاک در ۴۷٪ مناطق خشک جهان، غیرقابل استفاده شدن ۵۰ تا ۷۰ هزار کیلومترمربع از اراضی حاصلخیز در سال و بالغ بر ۴۲ میلیارد دلار خسارت سالانه به محصولات کشاورزی همراه با آثار بسیار وسیع و گسترده‌ی اکولوژیکی، اجتماعی، اقتصادی و زیست‌محیطی به‌ویژه فقر گسترده و تخریب منابع پایه، فقط بخشی از آثار و پیامدهای جهانی پدیده بیابان‌زایی محسوب می‌شود (۲۶، ۴۳). با توجه به جهانی بودن مشکل بیابان‌زایی ارزیابی دقیق وضعیت، تغییر وضعیت یا گرایش بیابان‌زایی به توسعه فعالیت‌های بین‌المللی برای ممانعت و ریشه‌کنی آن کمک می‌کند (۴۲). گسترش بیابان‌زایی ممکن است با چندین روش ارزیابی شود. برای مثال با مشاهده و اندازه‌گیری مستقیم، مدل‌های ریاضی و معادلات پارامتری، تخمین‌ها، سنجش‌ازدور (RS) و سایر شاخص‌ها (۲۰، ۲۸). به‌طور معمول ارزیابی خطر بیابان‌زایی شامل در نظر گرفتن ویژگی‌های فیزیکی محل و الگوی کاربری اراضی در منطقه است (۲۰). تأثیرات مستقیم و غیرمستقیم تغییر کاربری و پوشش اراضی بر محیط زیست و پیامدهای آن در تغییرات جهانی و توسعه پایدار از سالیان قبل مورد بررسی قرار گرفته است (۲۸). بسیاری از مطالعات نشان داده‌اند که تغییرات کاربری اراضی بر فرسایش خاک (۳۷، ۳۶)، تخریب خاک (۴۳) و کیفیت خاک (۴۱) تأثیر دارد.

علاوه بر این، کاربری اراضی به‌عنوان عامل اصلی مؤثر بر بیابان‌زایی در نظر گرفته شد (۳۷).

بسیاری از محققان به بررسی روند بیابان‌زایی و مطالعه روش‌های پیش تغییرات کاربری اراضی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و تکنیک‌های سنجش‌ازدور پرداخته‌اند. نتایج یک مطالعه در مناطق بیابانی‌شده تایلند در سال ۲۰۱۶ نشان داد تغییرات کاربری و پوشش اراضی بر خطر بیابان‌زایی تأثیر دارند. با افزایش وسعت مناطق جنگلی مشکلات خشکسالی و شدت بیابان‌زایی نیز کاهش می‌یابد. همچنین با افزایش پوشش سطحی خاک از سرعت بیابان‌زایی کاسته می‌شود. در مقابل در مناطقی که پوشش جنگل کاهش یافته و خاک بدون پوشش زیاد شده، اثرات شدت بیابان‌زایی افزایش یافته است (۳۸). در تحقیق دیگری که بر حوضه رودخانه ویرا<sup>۱</sup> در برزیل انجام گرفت کارایی مدل در پیش‌بینی مناطق حساس به بیابان‌زایی مثبت ارزیابی سلول‌های خودکار مارکوف شد (۷). مطالعات در مورد بیابان‌زایی به دلیل ذاتی بودن ماهیت مکانی، از پیشرفت‌های اخیر در زمینه سنجش‌ازدور و سیستم اطلاعات جغرافیایی GIS بهره برده است (۸). با به‌کارگیری این تکنیک‌ها مدل سلول‌های خودکار مارکوف از ترکیب زنجیره مارکوف و سلول‌های خودکار (CA) (۱۸) استفاده می‌کند و با افزودن بعد مکانی به زنجیره مارکوف تغییرات احتمالی کاربری اراضی را پیش‌بینی می‌کند (۱۰). سال ۲۰۲۵ زمان هدف برای رسیدن اهداف توسعه پایدار در ایران می‌باشد. بنابراین شبیه‌سازی کاربری اراضی براساس سناریوی آینده می‌تواند پیش‌بینی تصمیم‌های فعلی برای برنامه‌ریزی استفاده از اراضی تا سال ۲۰۲۵ باشد. تحقیقات متعددی در حوزه بیابان‌زایی استفاده از مدل سلول‌های خودکار مارکوف در جهت پیش‌بینی روند تخریب اراضی مناسب و کارآمد نشان داده‌اند (۱۵، ۳۹). مطالعات اخیر نشان می‌دهد ارتباط بین زنجیره مارکوف و سلول‌های خودکار امکان پیش‌بینی روند احتمالی تکامل کاربری اراضی در پدیده‌هایی نظیر بیابان‌زایی فراهم می‌کند (۱۵، ۱۶). در حقیقت می‌توان با مدل‌سازی تغییرات کاربری و پوشش اراضی و شبیه‌سازی آن برای آینده وضعیت بیابان‌زایی را ارزیابی و به پیش‌بینی ریسک بیابان‌زایی پرداخت. مرور

مساحتی در حدود  $24270.1/8$  ha و در استان خراسان جنوبی قرار گرفته است. این حوزه با متوسط بارندگی سالانه  $172$  mm و متوسط درجه حرارت سالانه  $14/3$  °C اقلیم خشک سردی دارد. حوزه مختاران تحت تأثیر شرایط اقلیم خشک و نیمه‌خشک از نظر سیمای مورفولوژیکی و استقرار سکونتگاه‌های روستایی وضعیت قابل توجهی دارد. به طوری که در آن کشاورزی معیشتی و دهقانی با درآمد کم تا کشاورزی پیشرفته و مکانیزه متراکم قابل مشاهده است. از نظر ژئومورفولوژی منطقه دارای سه واحد پلایا با رخساره‌های شورزار، کویر زرده، تپه ماسه‌ای قورد و رخساره اراضی ماسه‌زار هموار در دق مرکزی، دشت‌سر در محیط اطراف پلایا حدواسط کوه‌های شمال و جنوب، تپه‌ماهور و کوهستان به صورت رشته‌کوه‌هایی در شمال و جنوب است. کمترین ارتفاع  $1258$  m در دشت و بیشترین ارتفاع  $2700$  m از سطح دریا در ارتفاعات شمال و جنوب قرار دارد (۹، ۱۱، شکل ۱).

#### داده‌های مورد استفاده

داده‌های پژوهش حاضر دربرگیرنده آمار اقلیم شامل: میزان بارندگی سالانه، تبخیر و تعرق و جهت جغرافیایی، پوشش گیاهی: شامل درصد تاج پوشش و خاک: شامل بافت و عمق خاک، درصد سنگریزه، شیب و زهکشی است. همچنین لایه‌های اطلاعاتی آن‌ها با استفاده از مطالعات موجود در حوزه مورد مطالعه (۹)، تصاویر ماهواره‌ای پردازش شده همراه با بازدیدهای میدانی، مطالعات آزمایشگاهی و کمک‌گرفتن از تصویر گوگل ارث تهیه شد. همچنین برای تهیه لایه‌های اطلاعاتی از شاخص‌ها، گزارش‌ها، اطلاعات ایستگاه‌های هواشناسی اطراف منطقه، نقشه‌های توپوگرافی راقومی با مقیاس  $1:25000$  سازمان نقشه‌برداری، تصاویر ماهواره‌ای لندست و مدل راقومی ارتفاع با قدرت تفکیک مکانی  $20$  m استفاده شد (۹). برای طبقه‌بندی کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه از تصاویر سری زمانی ماهواره لندست سال‌های  $1987$  تا  $2015$  تهیه شده از پایگاه داده آنلاین ایالات متحده آمریکا USGS، استفاده شد (جدول ۱). مدل مفهومی مراحل انجام تحقیق در شکل زیر نشان داده شده است (شکل ۲).

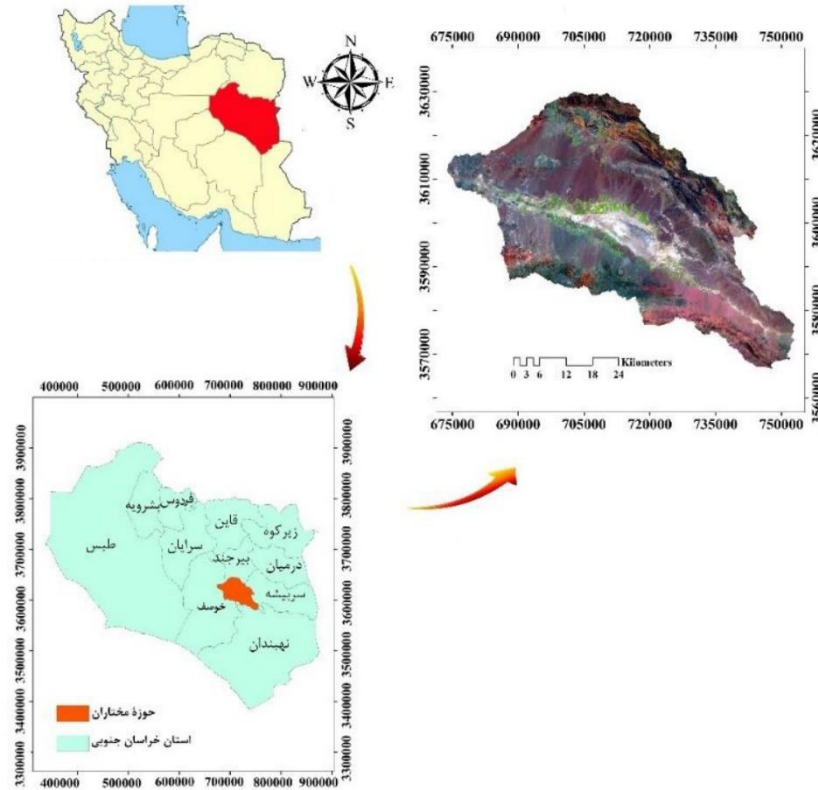
منابع نشان داد در زمینه ادغام مدل‌های پیش‌بینی کاربری و پوشش اراضی با مدل‌های ارزیابی بیابان‌زایی تا به حال مطالعه جامعی صورت نگرفته است. ادغام مدل‌های شبیه‌سازی کاربری و پوشش اراضی با مدل‌های بیابان‌زایی می‌تواند اثرات تغییر کاربری اراضی را بر بیابان‌زایی در حوزه مورد مطالعه بررسی کند؛ این روش یکپارچه‌سازی می‌تواند به عنوان روشی مناسب برای برنامه‌ریزی کاربری اراضی اجرا شود. در تحقیقی با هدف تلفیق مدل شبیه‌سازی کاربری اراضی با مدل ابزار ارزیابی آب و خاک (SWAT) در حوزه آبخیز هولولانگات مالزی، تأثیر کاربری و پوشش اراضی روی شرایط هیدرولوژیکی حوزه شامل رواناب و بار رسوب بررسی شد که می‌توان از آن به عنوان نمونه ادغام‌سازی دو مدل یاد کرد (۲۳). از آنجا که تغییر کاربری اراضی در مناطق خشک و نیمه‌خشک منجر به افزایش بیابان‌زایی می‌شود استفاده از نقشه‌های کاربری اراضی و شبیه‌سازی آن به عنوان معیاری مهم در روند بیابانی‌شدن اراضی منطقه مطالعاتی مورد بررسی قرار گرفت.

حوزه آبخیز دشت مختاران در خراسان جنوبی با شرایط اقلیم خشک و نیمه‌خشک از مناطق مهم و درعین حال شکننده و مستعد پدیده بیابان‌زایی است. این حوزه طی سالیان اخیر دست‌خوش تغییراتی متأثر از عوامل متعدد همچون توسعه بی‌رویه، خشک‌سالی، کیفیت و کمیت آب‌های سطحی و زیرزمینی، تغییرات کاربری اراضی ناشی از استفاده‌های غیراصولی از سرزمین شده است که برنامه‌ریزی در جهت حفاظت و مدیریت اراضی این منطقه را ضروری کرده است (۹). هدف پژوهش حاضر ارزیابی اثرات کاربری اراضی بر روند آتی گسترش بیابان با فرض ثابت در نظر گرفتن معیارهای دیگر و فراهم‌شدن داده‌های لازم برای ارائه برنامه مدیریت ریسک بیابان‌زایی در حوزه آبخیز دشت مختاران بیرجند است.

#### ■ مواد و روش‌ها

##### منطقه مورد بررسی

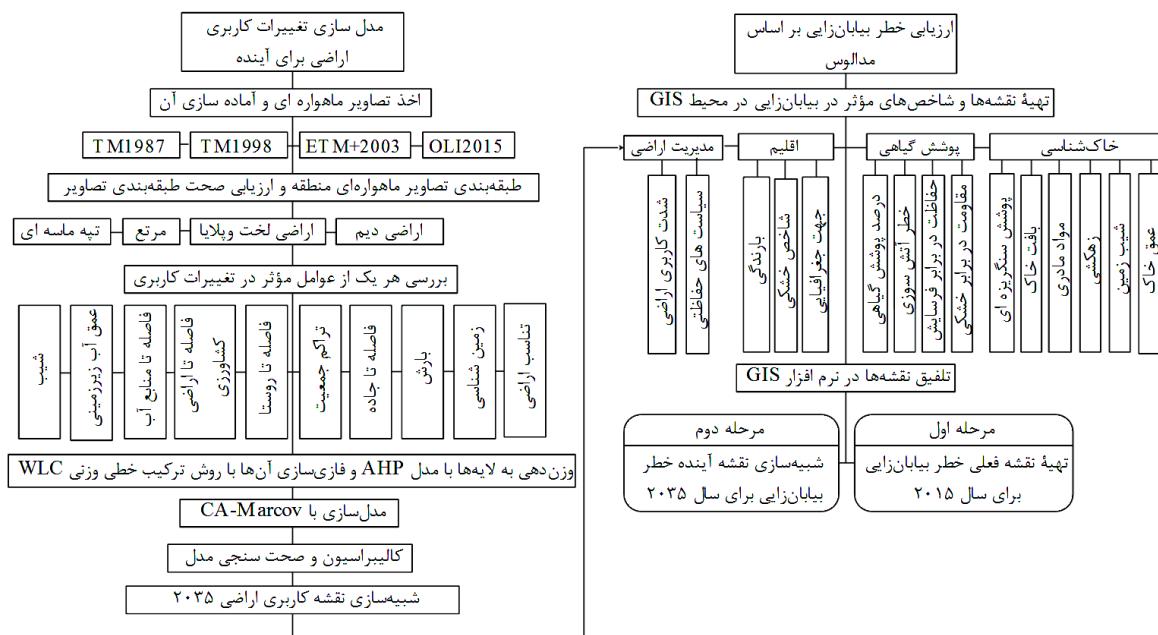
منطقه مطالعاتی حوزه آبخیز دشت مختاران بیرجند با طول و عرض جغرافیایی بین  $59^{\circ}8'59''$  تا  $59^{\circ}2'32''$  طول شرقی و  $36^{\circ}31'43''$  تا  $36^{\circ}25'18''$  عرض شمالی و



شکل ۱. حوزه آبخیز دشت مختاران و موقعیت قرارگیری آن در استان خراسان جنوبی

جدول ۱. تصاویر مورد استفاده و ویژگی‌های آن‌ها

شماره تصویر	ماهواره	نوع سنجنده	تاریخ اخذ تصویر به میلادی	تاریخ اخذ تصویر به شمسی
۱	Landsat8	OLI	30-May-2015	۱۳۹۴/۳/۹
۲	Landsat7	ETM+	21-May-2003	۱۳۸۲/۲/۳۱
۳	Landsat5	TM	31-May-1998	۱۳۷۷/۳/۱۰
۴	Landsat5	TM	1-May-1987	۱۳۶۶/۲/۱۱



شکل ۲. مدل مفهومی مراحل انجام تحقیق

تعرق پتانسیل در هر زیرحوزه، داده‌های خاک، زمین‌شناسی و پوشش گیاهی تهیه شد. نقشهٔ زیرحوزه‌های دشت مختاران در زیر آمده است (شکل ۳).

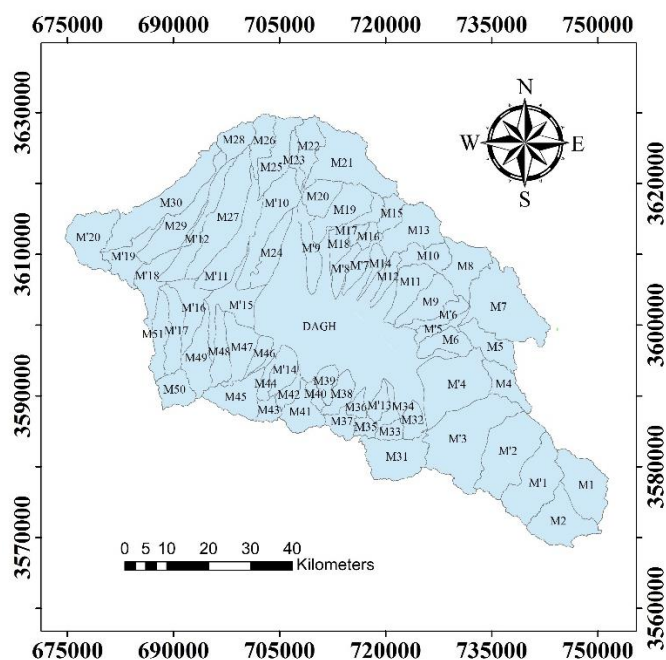
به هر یک از شاخص‌های یادشده با توجه به وضعیت منطقه و چهارچوب تعیین‌شدهٔ مدالوس امتیازی بین ۱ تا ۲ تخصیص داده شد. امتیاز هر معیار با محاسبهٔ میانگین هندسی شاخص‌های مربوطه مشخص شد (رابطهٔ ۱).

$$W_x = (w_1 \times w_2 \times \dots \times w_n)^{1/n} \quad (1)$$

$W_x$  امتیاز مربوط به هر معیار،  $w(1, 2, \dots, n)$  امتیازهای مربوط به هر شاخص و  $n$  تعداد شاخص‌هاست. کیفیت اقلیم از محاسبهٔ سه شاخص بارش، جهت و خشکی بگنولد-گوسن به دست آمد. برای بررسی اقلیم منطقه و شاخص‌های تعیین‌شده، از اطلاعات ایستگاه‌های مجاور حوزه استفاده شد. معیار کیفیت خاک با ۶ شاخص اصلی ارائه‌شده در روش مدالوس ارزیابی شد. به این منظور از نقشهٔ پایهٔ خاک‌شناسی حوزه در مقیاس ۱:۵۰۰۰۰ استفاده شد و در هر واحد اراضی با بررسی مشخصات پروفیل خاک، گروه‌های هیدرولوژیک و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی هر یک از افق‌های خاک و در نهایت شیب زمین تحلیل شد.

### ارزیابی وضعیت فعلی بیابان‌زایی با مدل مدالوس

با بررسی مطالعات صورت‌گرفته در منطقه و دستورالعمل روش مدالوس، ۴ عامل به‌عنوان معیارهای ارزیابی بیابان‌زایی مورد بررسی قرار گرفت. این معیارها که همان لایه‌های اطلاعاتی از حوزهٔ مورد مطالعه بودند عبارتند از: کیفیت اقلیم (CQI)، کیفیت خاک (SQI)، کیفیت پوشش (VQI) و کیفیت مدیریت و سیاست (MQI). انتخاب معیارها براساس بررسی جامعی از عوامل مؤثر در بیابان‌زایی با استفاده از ویژگی‌های فیزیکی مثل اقلیم، خاک و پوشش گیاهی و عامل انسانی شامل فشارهای انسانی مربوط به معیار مدیریت و سیاست بوده است (۱۹). سپس ویژگی‌های معیارهای یادشده که در بیابان‌زایی منطقه مؤثرند به‌عنوان شاخص در نظر گرفته شد تا با ارزیابی آن‌ها میزان تأثیر هر معیار در فرآیند بیابان‌زایی مشخص شود. طبق روش مدالوس تعداد ۱۵ شاخص استاندارد شامل بارندگی، جهت، خشکی گوسن-بگنولد، مواد مادری، درصد سنگریزه، عمق، بافت خاک، شیب، زهکشی، درصد پوشش گیاهی، خطر آتش‌سوزی، حفاظت در برابر فرسایش، مقاومت در برابر خشکی، شدت کاربری اراضی و اجرای سیاست‌های حفاظتی در نظر گرفته شد (جدول ۲). هر کدام از لایه‌های شاخص‌ها در نرم‌افزار GIS با استفاده از مدل رقومی ارتفاع حوزه و نقشهٔ شیب و جهت و داده‌های اقلیم مثل بارش و تبخیر و



شکل ۳. نقشهٔ زیرحوزه‌های دشت مختاران

جدول ۲. مشخصات لایه‌های مورد استفاده در مدل مدالوس

دوره زمانی	واحد اندازه‌گیری	مقیاس با اندازه پیکسل ۲۰ m × ۲۰ m	شاخص	کیفیت	
۱۳۸۱-۱۳۵۷	mm/year	۱/۵۰۰۰۰	بارندگی	اقلیم	
۱۳۹۳	طبقه حساسیت	۱/۲۵۰۰۰	جهت		
۱۳۸۱-۱۳۵۷	mm/mm	۱/۵۰۰۰۰	شاخص خشکی (بگنولد-گوسن)	خاک	
۱۳۹۳	طبقه حساسیت	۱/۵۰۰۰۰	مواد مادری		
۱۳۹۳	طبقه حساسیت	۱/۵۰۰۰۰	درصد سنگریزه		
۱۳۹۳	cm	۱/۵۰۰۰۰	عمق خاک		
۱۳۹۳	%	۱/۲۵۰۰۰	شیب		
۱۳۹۳	طبقه حساسیت	۱/۵۰۰۰۰	زهکشی		
۱۳۹۳	طبقه حساسیت	۱/۵۰۰۰۰	بافت خاک		
۱۳۹۳	طبقه حساسیت	۱/۵۰۰۰۰	خطر آتش‌سوزی		
۱۳۹۳	طبقه حساسیت	۱/۵۰۰۰۰	حفاظت در برابر فرسایش		پوشش
۱۳۹۳	طبقه حساسیت	۱/۵۰۰۰۰	مقاومت در برابر خشکی		
۱۳۹۳	%	۱/۵۰۰۰۰	درصد پوشش گیاهی		
۱۳۹۴	طبقه حساسیت	۱/۵۰۰۰۰	شدت کاربری اراضی	مدیریت	
۱۳۹۴	طبقه حساسیت	۱/۵۰۰۰۰	اجرای سیاست‌های حفاظتی		

این فاکتورها در واحدهای کاربری مورد ارزیابی و امتیازدهی قرار گرفتند و در نهایت درصد حفاظت از محیط در آن قطعه از زمین برآورد شد. پس از ارزیابی و بررسی شاخص‌ها و محاسبه امتیاز هر معیار در نقشه به‌منظور بررسی وضعیت فعلی بیابان‌زایی با استفاده از میانگین هندسی امتیازات معیارهای اصلی از طریق رابطه ۲ محاسبه شد. از مزایای این مدل استفاده از میانگین هندسی به‌جای جمع یا میانگین حسابی است، زیرا روش نسبتاً دقیقی است. شاخص حساسیت به بیابان‌زایی نیز (DSI) تعیین شد، این شاخص محصول ESAI در چهارچوب مدالوس است (۱۲).

$$DSI = (CQI \times SQI \times VQI \times MQI)^{1/4} \quad (2)$$

که در آن DSI: شاخص حساسیت به بیابان‌زایی، CQI: معیار کیفیت اقلیم، SQI: معیار کیفیت خاک، VQI: معیار کیفیت پوشش گیاهی، MQI: معیار کیفیت مدیریت و سیاست تعریف شده است. دامنه امتیاز ESAI از ۱ با

معیار پوشش گیاهی در هر تیپ، با توجه به وضعیت پوشش گیاهی، نوع پوشش غالب و درصد پوشش گیاهی ارزیابی شد. امتیازات شدت تغییر کاربری اراضی براساس نقشه کاربری اراضی موجود، تصاویر ماهواره‌ای و عکس‌های هوایی و در نهایت بازدید از منطقه و استفاده از نظرات مردم بومی و کارشناسان محلی در کاربری‌های مختلف تعیین شد. شدت استفاده از اراضی در مراتع با تخمین نرخ مجاز چهارپایان اهلی (SSR) و نرخ چهارپایان واقعی (ASR) در قطعات گوناگون اراضی تحت چرا انجام گرفت. شاخص سیاست‌های موجود در حفاظت محیط با در نظر گرفتن ۱۴ متغیر و امتیازدهی طبق طبقه‌های مدل مدالوس در هر کاربری انجام شد. این شاخص‌ها عبارتند از: استفاده صحیح از اراضی، استفاده از کود مناسب، شخم مناسب و صحیح، تناوب زراعی، کشاورزی مکانیزه، تکنیک‌های جدید کشت و زرع، استفاده از نژاد اصلاح‌شده بذر، مبارزه با آفات، گذاشتن بقایای گیاهی در زمین، استفاده از بادشکن، آیش-گذاشتن، اقدامات مکانیکی از قبیل ترانس‌بندی، آبراهه‌های انحرافی و احداث بندها، شیوه آبیاری و کشت نواری. تمامی

اراضی کشاورزی و باغی، اراضی کشاورزی دیم، اراضی مرتع، پلایا-اراضی بدون پوشش و تپه‌ماسه‌ای انجام گرفت. برای اعتبارسنجی طبقات مورد نظر با گرفتن نمونه‌های واقعیت زمینی و مقایسه آن با تصویر طبقه‌بندی شده ضرایب کاپا برای هر طبقه و کاپای کلی محاسبه شد و صحت طبقه‌بندی مورد تأیید قرار گرفت. با استفاده از مطالعات پایه حوزه آبخیز مختاران، گزارشات و بازدیدهای میدانی از منطقه عوامل اثرگذار روی تغییرات کاربری و پوشش منطقه شناسایی شد. پس از بررسی عوامل مؤثر بر تغییر هر یک از کاربری‌ها نقشه تناسب برای کاربری‌های مورد نظر ایجاد شد. به منظور آماده‌سازی لایه‌ها عملیات فازی‌کردن و وزن‌دهی براساس روش AHP روی آن‌ها صورت گرفت. سپس با ادغام لایه‌ها برای هر یک از کاربری‌ها یک نقشه نهایی تناسب ایجاد شد. در مرحله بعدی با مدل سلول‌های خودکار مارکوف تغییرات کاربری اراضی در بازه‌های زمانی ۱۹۸۷ تا ۲۰۰۳ مورد بررسی قرار گرفت و به‌عنوان دوره واسنجی جهت کالیبراسیون مدل انتخاب شد. از نقشه واقعیت زمینی کاربری اراضی سال ۲۰۱۵ برای صحت مدل‌سازی استفاده شد (۶). پیش‌بینی تغییرات پوشش سرزمین سال ۲۰۲۵ و ۲۰۳۵ با به‌کارگیری نقشه‌های کاربری سال ۲۰۰۳ و ۲۰۱۵ انجام شد.

پایین‌ترین سطح آسیب‌پذیری، تا ۲ که نشان‌دهنده بالاترین سطح آسیب‌پذیری است، متغیر است. با توجه به مقادیر ESAI، طبقه‌های حساسیت مناطق به بیابان‌زایی طبق روش مدالوس شامل ۴ طبقه و ۸ زیرطبقه در جدول (۳) ارائه شده است (۱۳، ۳۰). سپس با ورود امتیازات به سیستم اطلاعات جغرافیایی و تعیین طبقه وضعیت فعلی بیابان‌زایی، نقشه مناطق حساس به بیابان‌زایی تهیه شد.

### مدل‌سازی پویای تغییرات کاربری اراضی برای آینده

داده‌های ورودی برای مدل شامل لایه کاربری اراضی بود که با استفاده از پردازش تصاویر ماهواره‌ای چندزمانه و اطلاعات میدانی استخراج شد. ابتدا تصاویر ماهواره‌ای مرتبط از دهه‌های مختلف (جدول ۳) شامل سال‌های ۱۹۸۷، ۱۹۹۸، ۲۰۰۳، و ۲۰۱۵ میلادی اخذ شد (۴۵). تکنیک حذف خطای پراکنش اتمسفری<sup>۱</sup> برای اصلاح پراکندگی جوی در تمام فریم مورد استفاده قرار گرفت. در پژوهش حاضر به‌منظور ایجاد تصاویر رنگی با قدرت تفکیک مکانی بالا تصاویر چندطیفی ساخته‌شده از ترکیب باندهای مختلف با باند ۸ پانکروماتیک به روش تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) ادغام شد. برای به‌دست‌آوردن دقت بالاتر در طبقه‌بندی از روش طبقه‌بندی نظارت‌شده ترکیبی فازی حداکثر احتمال<sup>۲</sup> طبقه‌بندی تصاویر به ۵ گروه کاربری:

جدول ۳. طبقه‌های ESAI و دامنه‌های وابسته به آن (۳۰)

ویژگی	دامنه امتیاز ESAI	زیرطبقه	طبقه
مناطق حساس یا با حساسیت کم در برابر تخریب وجود ندارد. (مناطق پایدار و در معرض تخریب قرار ندارند.)	< ۱/۱۷	N	بی‌اثر
مناطق با حساسیت کم به تخریب اراضی. (مناطق که در صورت بروز تغییرات مهم اقلیمی یا تغییرات شدید در کاربری اراضی در آستانه تخریب قرار خواهند گرفت.)	۱/۱۷ - ۱/۲۲	P	دارای استعداد بالقوه برای تخریب
مناطق دارای حساسیت متوسط به تخریب اراضی. (مناطق در آستانه تخریب هستند و هرگونه اختلال، موجب ازبین‌رفتن توازن محیط و فعالیت‌های انسانی شده و منجر به تخریب سریع سرزمین شود.)	۱/۲۲ - ۱/۲۶	F1	شکونده
	۱/۲۶ - ۱/۳۲	F2	
	۱/۳۲ - ۱/۳۷	F3	
مناطق با حساسیت بالا و خیلی شدید به تخریب اراضی. (مناطق که قبلاً بسیار تخریب شده‌اند و دارای کاهش شدید در اقتصاد اراضی و بهره‌وری زیست‌محیطی هستند.)	۱/۳۷ - ۱/۴۱	C1	بحرانی
	۱/۴۱ - ۱/۵۳	C2	
	> ۱/۵۳	C3	



### مدل سلول‌های خودکار مارکوف

از رویکرد مدل‌سازی سلول‌های خودکار مارکوف برای پیش‌بینی نقشه کاربری سال ۲۰۲۵ و ۲۰۳۵ استفاده شد. این روش شامل دو تکنیک است؛ اول تجزیه و تحلیل زنجیره مارکوف به منظور تولید ماتریس احتمال انتقال و دوم سلول‌های خودکار برای تولید نقشه احتمالات انتقال کاربری اراضی (۲، ۳). نخست مدل زنجیره مارکوف احتمال تغییر طبقات نقشه کاربری به یکدیگر در قالب ماتریس احتمال تغییر وضعیت کاربری‌ها و بر مبنای تغییرات مساحتی به وقوع پیوسته بین زمان  $t_0$  و  $t_1$  را محاسبه کرد. خروجی مدل مارکوف که همان ماتریس تغییر وضعیت کاربری‌هاست از نظر ماهیت غیرمکانی است، در نتیجه سلول‌های خودکار با اضافه کردن مؤلفه مکانی به زنجیره مارکوف نقشه آینده کاربری و پوشش اراضی را با استفاده از نقشه‌های تناسب تبدیل پوشش و فیلتر مجاورت و طی فرآیند تخصیص چند منظوره اراضی پیش‌بینی کرد (۲۱، ۱۰). دلایل استفاده از مدل سلول‌های خودکار مارکوف در پژوهش حاضر قابلیت شبیه‌سازی پویا، کالیبراسیون ساده، راندمان بالا با کمبود داده و شبیه‌سازی انواع کاربری و پوشش اراضی گوناگون با الگوهای پیچیده بود (۲۲، ۲۴، ۱۴). ماژول MCE در ایدریسی با مدل سلول‌های خودکار مارکوف منطبق شده است و نقشه‌های تناسب تبدیل به طبقه‌های مختلف کاربری اراضی تولید می‌کند.

### آماده‌سازی نقشه‌های تناسب تبدیل

تهیه نقشه‌های تناسب برای طبقه‌های مختلف کاربری اراضی شرطی ضروری برای مدل‌سازی تغییرات کاربری و پوشش اراضی است. طبق گزارشات به عمل آمده تهیه نقشه‌های تناسب مرحله‌ای دشوار از مدل‌سازی است که بستگی به میزان دسترسی به داده‌ها و اطلاعات دارد (۱۸، ۱۴). ابتدا لایه‌های مؤثر در کاربری اراضی منطقه براساس مطالعات میدانی و سوابق تحقیق انتخاب شدند (جدول ۳). استانداردسازی لایه‌ها با استفاده از ماژول Fuzzy انجام

گرفت. در بخش نتایج لایه‌های فاکتورهای فازی شده آمده است. فاکتورها براساس توابعی خاص به محدوده‌های ویژه صفر تا ۲۵۵ مقیاس‌گذاری مجدد شدند. انتخاب توابع عضویت مورد نیاز برای استانداردسازی، به اطلاعات کاربر درباره چگونگی تغییر مطلوبیت برای هر فاکتور وابسته است. ویژگی‌های مربوط به استانداردسازی معیارها برای هر فاکتور بیان شده است (جدول ۴). پس از آنکه تمام فاکتورها استاندارد شدند باید وزن‌دهی شوند. ماژول WEIGHT از فن مقایسه جفتی برای وزن‌دهی به فاکتورها که مجموع آن یک می‌شود استفاده شد. فاکتورها به صورت دوبه‌دو براساس اهمیت نسبی آن‌ها برای کاربری در نظر گرفته شده مقایسه شدند. پس از آنکه تمام ترکیبات ممکن بین دو فاکتور مقایسه شد، ماژول، وزن‌ها و نسبت توافق<sup>۱</sup> را محاسبه می‌کنند (جدول ۵) و اگر مقدار آن کمتر از یک‌دهم باشد، دلالت بر سطح قابل قبول سازگاری مقایسه‌های دو به دو دارد. نقشه‌های تناسب با استفاده از زیرمدل MCE و از دو نوع لایه اطلاعاتی به نام‌های لایه‌های بولین<sup>۲</sup> و لایه‌های فازی<sup>۳</sup> به دست آمده در مرحله قبل تهیه شد. لایه‌های بولین دارای ارزش صفر و یک هستند و نشان‌دهنده محدودیت‌های قطعی‌اند. آن‌ها شامل لایه‌های جاده، روستا و صخره‌اند درحالی‌که لایه‌های فازی و شبه آن دارای دامنه‌ای از اعدادند و نشان‌دهنده امکان برقراری شرط‌های مختلف با درجات متفاوت هستند. درنهایت برای هر کاربری جداگانه لایه‌های محدودیت و لایه‌های فازی در ماژول MCE ادغام شدند (۲۹). نقشه‌های تناسب تبدیل هر ۵ کاربری شامل اراضی کشاورزی و باغی، اراضی کشاورزی دیم، اراضی مرتع، پلایا، اراضی بدون پوشش و تپه‌ماسه‌ای تهیه شد.

برای تهیه نقشه مناطق حساس به بیابان‌زایی آتی از نقشه کاربری اراضی پیش‌بینی‌شده سال ۲۰۳۵ استفاده شد و با تخصیص امتیازات جدید در شاخص‌های مدیریت، شدت کاربری و پوشش اراضی در مدل مدالوس از ترکیب دو مدل استفاده شد. معیارهای اقلیم و خاک در طی دوره مورد بررسی ۳۰ ساله ثابت فرض شده است.

جدول ۴. مشخصات مربوط به استانداردسازی فاکتورها

نقاط کنترل	نوع تابع عضویت فازی	عامل‌ها	کاربری
a=0, b=8		شیب	کشاورزی و باغات
a=0, b=120		تراکم جمعیت	
a=0, b=8357m		فاصله تا منابع آبی	
a=6, b=71		عمق آب زیرزمینی	
a=0, b=11475m	سیگموئیدی-کاهشی	فاصله از اراضی کشاورزی	
a=0, b=5173m		فاصله تا جاده	
a=0, b=10080m		فاصله تا روستا	
a=3, b=6		تناسب کشاورزی	
a=0, b=15	سیگموئیدی-کاهشی	شیب	کشاورزی دیم
a=152, b=320		بارش	
a=0, b=120	سیگموئیدی-افزایشی	تراکم جمعیت	
a=0, b=8357m		فاصله از منابع آبی	
a=0, b=11475m		فاصله از اراضی کشاورزی	
a=0, b=10080m	سیگموئیدی-کاهشی	فاصله تا روستا	
a=3, b=6		تناسب کشاورزی	
a=0, b=2	سیگموئیدی-کاهشی	شیب	پلایا و اراضی بدون پوشش
a=1255, b=1461, c=1483, d=2000m	مقارن	ارتفاع	
a=1, b=9	سیگموئیدی-افزایشی	خاک	
a=5, b=71	سیگموئیدی-کاهشی	هم‌عمق آب زیرزمینی	
a=0, b=894		شیب	مرتع
a=1, b=9	سیگموئیدی-افزایشی	جهت	
a=0, b=8357m	سیگموئیدی-کاهشی	فاصله از منابع آبی	
a=0, b=5173m		فاصله از جاده	
a=0, b=10080m	سیگموئیدی-افزایشی	فاصله از روستا	
a=3, b=6		تناسب مرتع	
a=0, b=8		شیب	تپه ماسه‌ای
a=1255, b=1600m	سیگموئیدی-کاهشی	ارتفاع	
a=5, b=55		هم‌عمق آب زیرزمینی	
a=0, b=48685m		فاصله از تپه ماسه‌ای	
a=1, b=9	سیگموئیدی-افزایشی	زمین‌شناسی	

## جدول ۵. نتایج وزن‌دهی فاکتورها با روش AHP

نسبت توافق	فاکتورها							کاربری‌ها
۰/۰۹	فاصله تا روستا کشاورزی ۰/۱۹۳۱	فاصله تا جاده ۰/۰۶۹۲	فاصله تا اراضی کشاورزی ۰/۲۱۱۳	عمق آب زیرزمینی ۰/۱۶۴۳	فاصله تا منابع آب ۰/۲۰۷۷	جمعیت ۰/۰۲۸۷	شیب ۰/۰۶۷۹	کشاورزی آبی
۰/۱۰	تناسب برای کشاورزی ۰/۳۰۳۷	فاصله تا اراضی کشاورزی ۰/۰۹۲۱	جمعیت ۰/۰۳۸۵	بارش ۰/۲۴۵۰	فاصله تا روستا ۰/۱۷۵۰	فاصله تا منابع آب ۰/۰۹۰۸	شیب ۰/۰۵۴۹	کشاورزی دیم
۰/۰۵				عمق آب زیرزمینی ۰/۰۶۷۰	ارتفاع ۰/۱۰۵۴	خاک ۰/۵۹۴۰	شیب ۰/۲۳۳۶	پلایا اراضی بدون پوشش
۰/۰۲		تناسب برای مرتع ۰/۳۲۱۳	فاصله تا روستا ۰/۰۹۵۲	فاصله تا جاده ۰/۰۴۳۴	فاصله تا منابع آب ۰/۰۴۶۲	جهت ۰/۲۹۹۶	شیب ۰/۱۹۴۳	مرتع
۰/۰۴			زمین‌شناسی ۰/۴۲۴۱	فاصله تا تپه ماسه‌ای ۰/۲۷۱۶	عمق آب ۰/۰۴۷۱	ارتفاع ۰/۰۸۴۵	شیب ۰/۱۷۲۷	تپه ماسه‌ای

## ■ نتایج

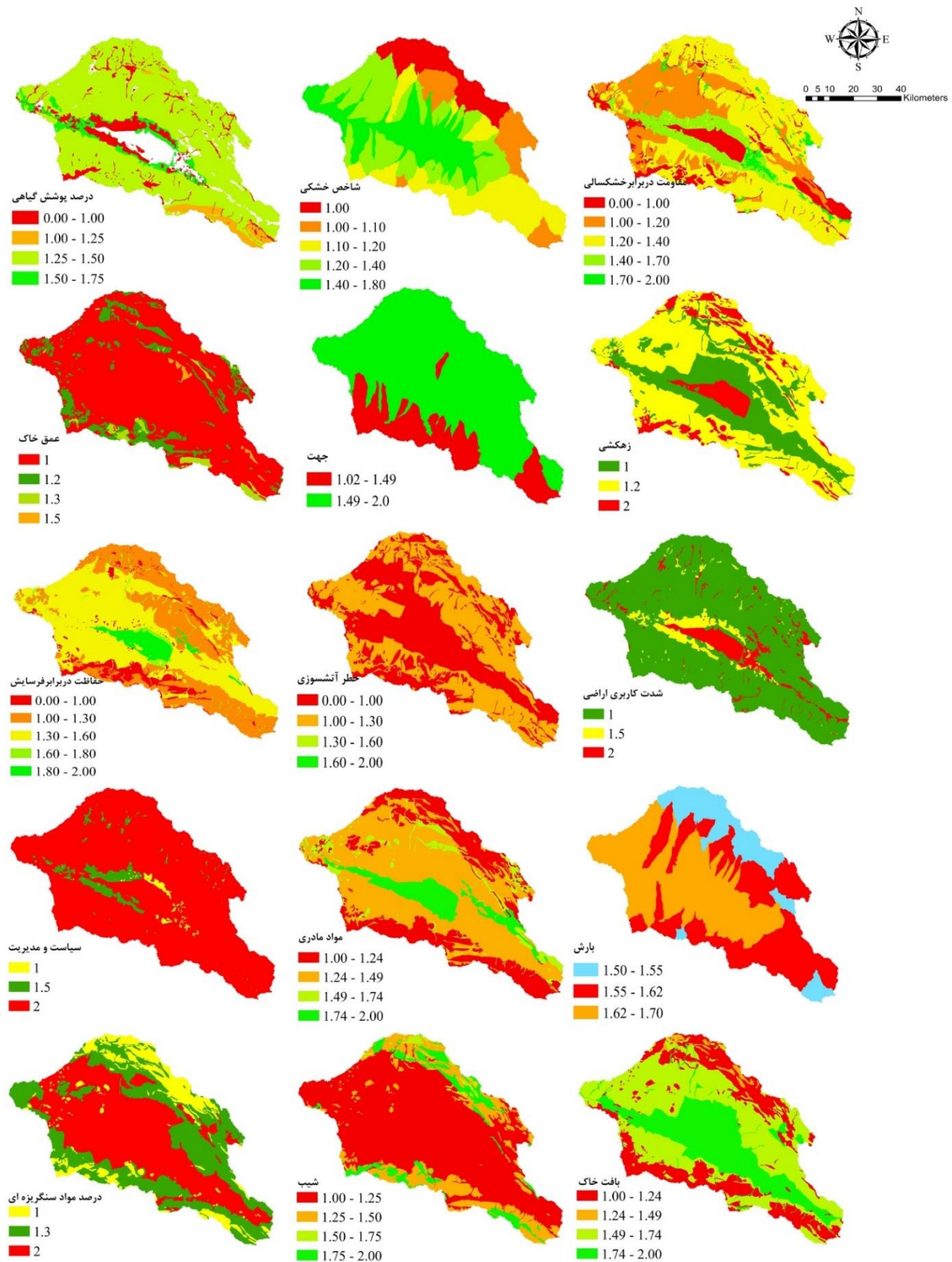
و در آخر اراضی زراعی و باغی با امتیاز ۱/۶۴ است و کم‌ترین امتیاز نیز متعلق به شدت استفاده از اراضی مرتعی بود. شدت استفاده از اراضی در مراتع به دلیل کمتر شدن نرخ ASR از SSR امتیاز این شاخص به جز در زیرحوزه‌های M9 و M15 خوب ارزیابی شد. متوسط امتیاز شاخص سیاست‌های موجود در حفاظت محیط در کل کاربری‌ها ۱/۵۳ به دست آمد. در اراضی زراعی و باغی مقدار امتیاز این شاخص ۱/۶۴ محاسبه شد و برای اراضی دیم ۱/۹۶ به دست آمد. در اراضی مرتعی و پلایا اراضی بدون پوشش مقدار این شاخص در بالاترین حد، نزدیک به ۲ بود. در نهایت امتیاز کلی معیار مدیریت ۱/۴۲ به دست آمد. براساس نقشه به دست آمده ۸۹/۷۴٪ از مساحت منطقه مورد مطالعه، تحت کلاس متوسط کیفیت سیاست و مدیریت قرار گرفت (شکل ۶).

پس از تهیه نقشه وضعیت معیارها که این نقشه‌ها برای مطالعه کیفیت هر معیار و تأثیر آن‌ها در بیابان‌زایی می‌توانند به کار روند، نقشه نهایی مناطق حساس به بیابان‌زایی به دست آمد (شکل ۷). مساحت طبقه مناطق حساس به بیابان‌زایی نیز محاسبه شد. طبق جدول ۶۸٪/۷۷ حوزه در وضعیت شکننده الف تا ج قرار گرفته‌اند و ۳۰٪/۹ از مساحت منطقه مورد مطالعه در طبقه بحرانی الف تا ج قرار دارد (جدول ۶).

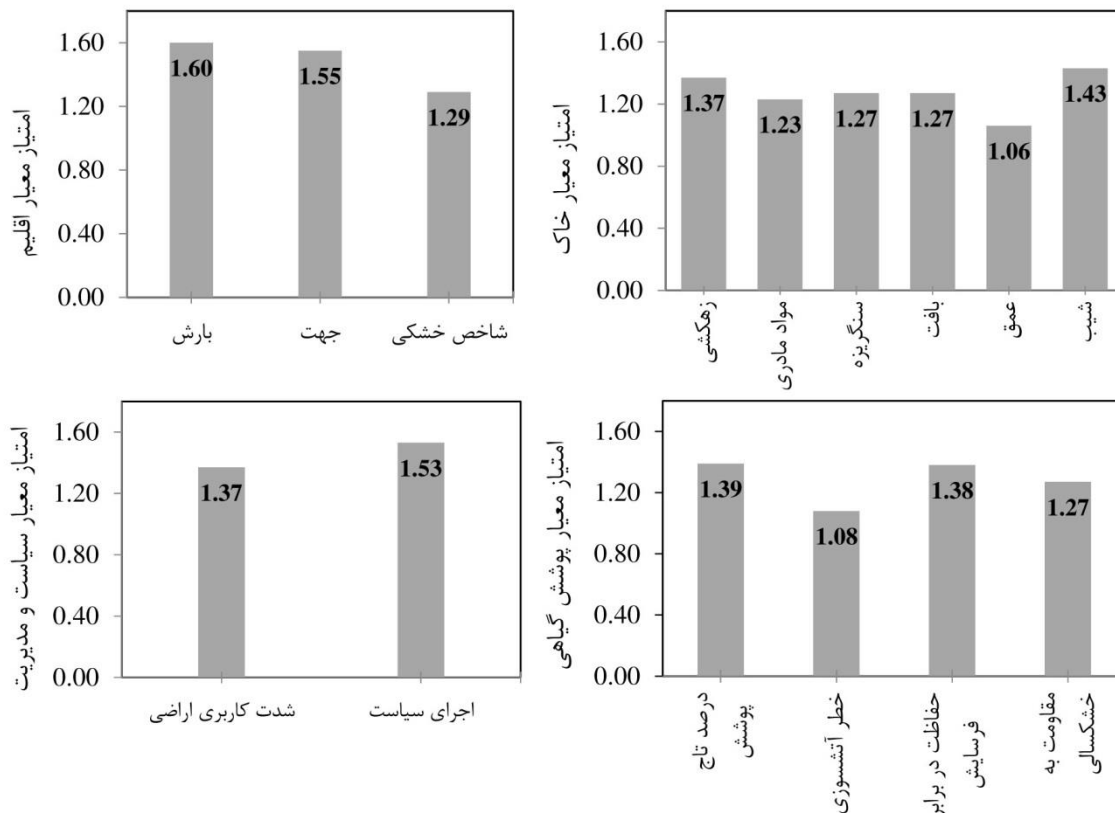
در پژوهش حاضر صرفاً چهار معیار مدل اصلی مدالوس بررسی شد ولی دامنه امتیازات شاخص‌ها براساس منطقه مورد مطالعه تغییر یافته بود. پس از بررسی شاخص‌های تعیین شده و امتیازدهی به آن‌ها، میانگین هندسی لایه‌های شاخص‌ها در هر معیار محاسبه و امتیاز هر معیار تعیین شد (شکل ۴). میزان تأثیر هر کدام از شاخص‌های هر معیار در نمودار شکل (۵) نشان داده شده است. با مقایسه میزان تأثیر هر سه شاخص در معیار اقلیم، مؤثرترین شاخص در بیابان‌زایی منطقه شاخص بارش با میانگین وزنی ۱/۶۰ به دست آمد. طبق نتایج، دو معیار اقلیم و مدیریت و سیاست به ترتیب با امتیاز ۱/۴۷ و ۱/۴۲ بیشترین تأثیر در بیابان‌زایی منطقه را داشتند. معیار کیفیت اقلیم، با ۰/۷۶/۵ از مساحت حوزه در طبقه کیفیت متوسط قرار گرفت. براساس نتایج به دست آمده از محاسبه معیار کیفیت خاک نیز ۹۱٪/۲۸ از مساحت منطقه مورد مطالعه در طبقه متوسط قرار گرفت. در کل میانگین معیار کیفیت خاک ۱/۲۵ به دست آمد. نتایج ارزیابی معیار پوشش گیاهی نشان داد که ۸۲٪/۹۴ از سطح منطقه به طور مشابه در طبقه کیفیت متوسط قرار گرفت و میانگین امتیاز این معیار ۱/۲۶ به دست آمد (شکل ۶) و میانگین امتیازات مربوط به شدت کاربری اراضی ۱/۳۷ به دست آمد. بیشترین امتیاز مربوط به اراضی پلایا و بدون پوشش و رتبه بعدی دیم‌زارها

جدول ۶. توزیع فراوانی طبقه‌های شدت وضعیت فعلی بیابان‌زایی به روش ESAs

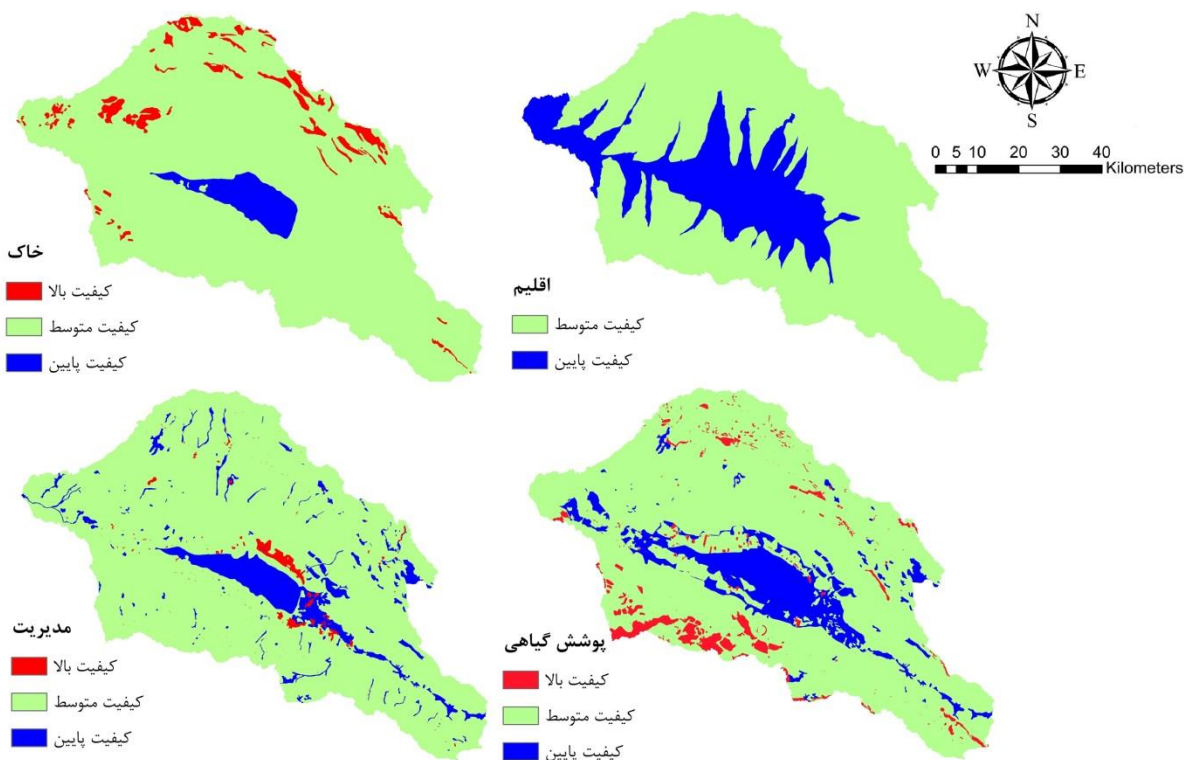
طبقه حساسیت	بی‌اثر	پتانسیل	شکندۀ درجه ۱	شکندۀ درجه ۲	شکندۀ درجه ۳	بحرانی درجه ۱	بحرانی درجه ۲	بحرانی درجه ۳
درصد مساحت	۰/۰۵	۰/۴۴	۱/۳۷	۱۹/۳۸	۴۸/۰۱	۱۵/۴۱	۹/۷۸	۵/۷۰



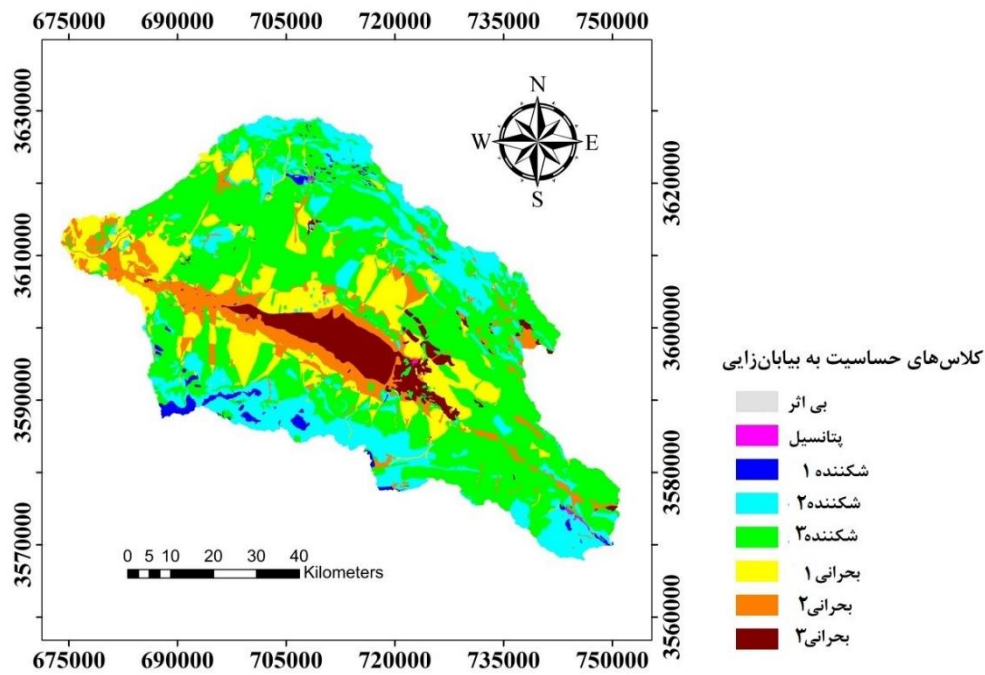
شکل ۴. لایه‌های شاخص‌های مؤثر در ارزیابی بیابان‌زایی به روش مدل‌ساز



شکل ۵. مقایسه تأثیر شاخص‌های هر معیار در بیابان‌زایی



شکل ۶. نقشه کیفیت معیارهای مدل مدالوس



شکل ۷. نقشه حساسیت حوزه آبخیز دشت مختاران به پدیده بیابان‌زایی

زمانی مورد نظر، میزان مساحت هر یک از کاربری‌ها برای حوزه مختاران مشخص شد (جدول ۷). صحت طبقه‌بندی (۳۳) با مقایسه نمونه‌های واقعیت زمینی و تصویر طبقه‌بندی شده و به‌دست‌آوردن ضرایب کاپا برای هر طبقه، کاپای کلی بین ۰/۸۲ تا ۰/۹۱ محاسبه شد (جدول ۸). نتایج صحت طبقه‌بندی برای سال ۲۰۰۳ آمده است (جدول ۹).

پس از تهیه نقشه فعلی مناطق خطر بیابان‌زایی، شبیه‌سازی کاربری اراضی آینده، به‌عنوان دینامیک اصلی و اثرگذار در بیابان‌زایی آینده انجام شد.

#### مدل‌سازی کاربری اراضی

نقشه طبقه‌بندی‌شده کاربری اراضی برای سال‌های ۱۹۸۷، ۱۹۹۸، ۲۰۰۳ و ۲۰۱۵ تهیه شد (شکل ۸). با استخراج اطلاعات مربوط به تغییرات صورت‌گرفته، طی بازه

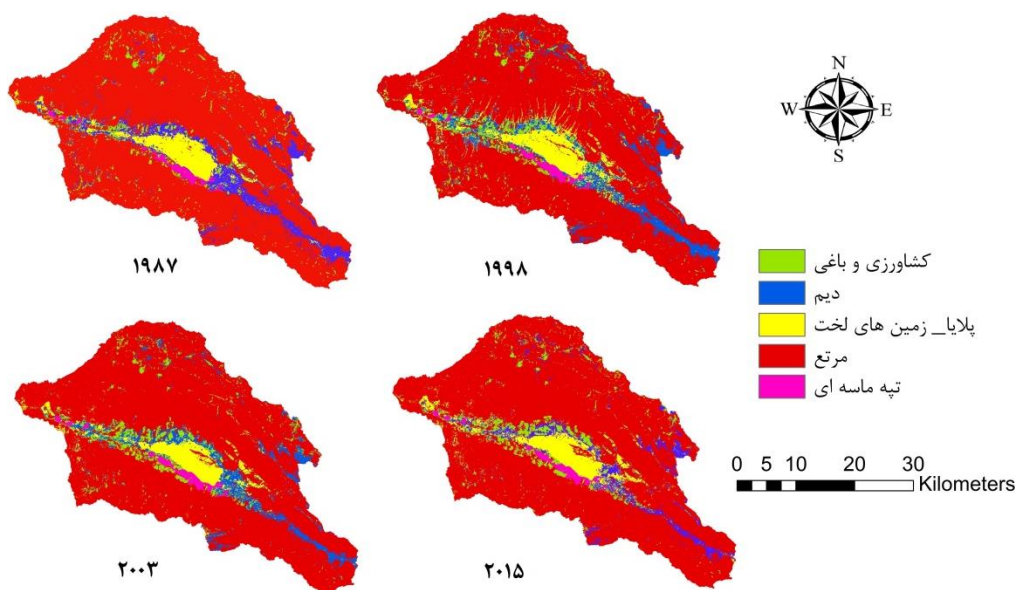
جدول ۷. مساحت کاربری‌های دشت مختاران بیرجند طی دوره‌های زمانی مورد بررسی ( $\text{km}^2$ )

کاربری	۱۹۸۷	۱۹۹۸	۲۰۰۳	۲۰۱۵
اراضی کشاورزی و باغی	۱۰۰/۶۷	۱۰۹/۹۹	۱۱۱/۰۵	۱۲۶/۰۲
اراضی دیم	۲۰۸/۸۹	۲۰۱/۹۶	۱۶۸/۲۰	۱۴۰/۶۰
پلایا و اراضی بدون پوشش	۱۲۰/۰۹	۱۷۷/۴۷	۱۳۱/۶۷	۱۴۱/۹۶
مرتع	۱۹۷۱/۶۰	۱۹۰۹/۲۱	۱۹۸۶/۰۵	۱۹۹۰/۴۳
اراضی تپه‌ماسه‌ای	۲۵/۷۰	۲۸/۳۱	۲۹/۹۵	۲۷/۹۰

جدول ۸. ضرایب کاپا

تصاویر	مقدار کاپا
۱۹۸۷	۰/۹۱
۱۹۹۸	۰/۸۲
۲۰۰۳	۰/۸۷
۲۰۱۵	۰/۸۳





شکل ۸. نقشه‌های پوشش اراضی سال‌های ۱۹۸۷، ۱۹۹۸، ۲۰۰۳ و ۲۰۱۵

جدول ۹. نتایج صحت طبقه‌بندی برای سال ۲۰۰۳

واقعیت زمینی (پیکسل‌ها)					طبقه
کل	پلایا-اراضی بدون پوشش	اراضی دیم	کشاورزی آبی و باغات	مرتع	
۸۲۳۵۸	۲۵	۱۸۸۱	۶۷۷۶	۷۳۶۷۶	مرتع
۳۳۵۳۰	۱	۴۱۴	۳۲۰۶۰	۱۰۵۵	کشاورزی آبی و باغات
۲۸۴۰۸	۷۲	۱۷۶۶۷	۹۳۳۵	۱۳۳۴	اراضی دیم
۱۶۱۰۴	۱۳۲۴۸	۲۰۰۳	۷۴۰	۱۱۳	اراضی پلایا - بدون پوشش
۱۶۰۴۰۰	۱۳۳۴۶	۲۱۹۶۵	۴۸۹۱۱	۷۶۱۷۸	کل

دقت کلی = (۱۶۰۴۰۰ / ۱۳۶۶۵۱) × ۹۵ / ۹۳۹۱ = ۰/۸۷۵۶٪، ضریب کاپا = ۰/۸۷۵۶

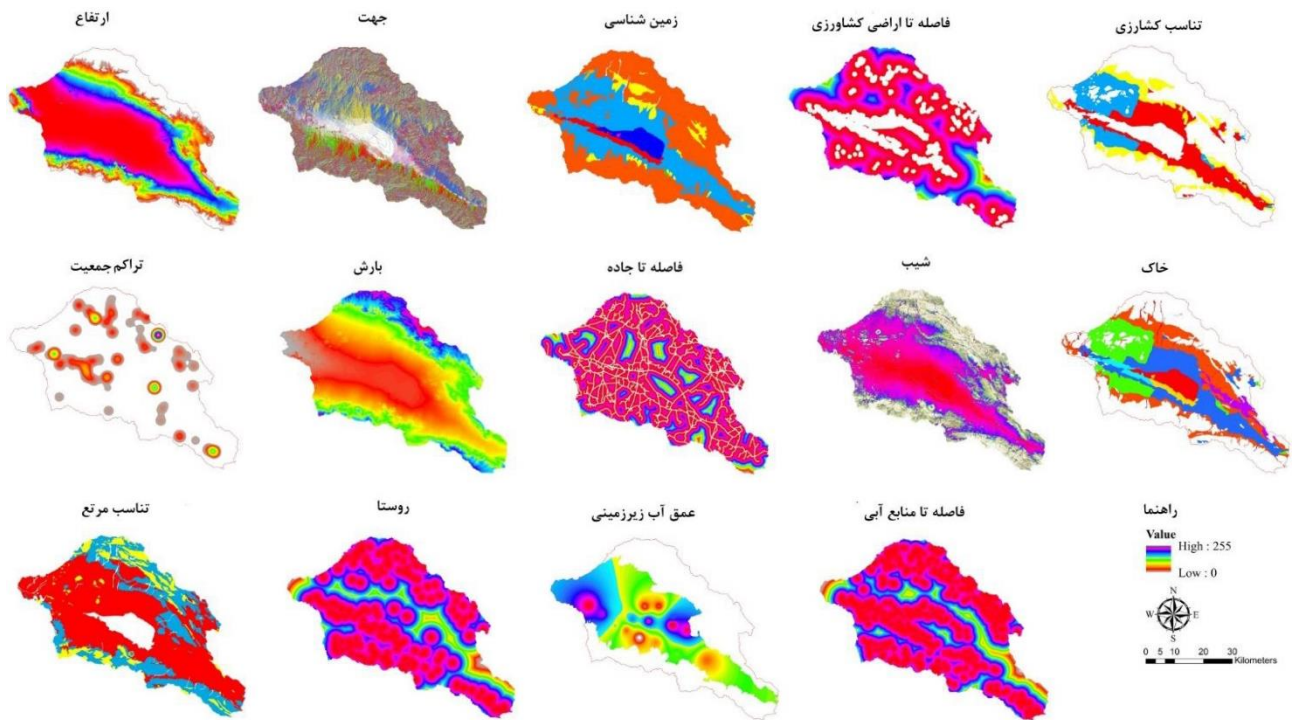
نتایج مدل

نخست ماتریس احتمال انتقال مارکوف که نشان‌دهنده احتمال انتقال از یک کاربری در سال ۱۹۸۷ به نوع دیگر در سال ۲۰۰۳ است به صورت کمی برآورد شد (جدول ۱۰). براساس داده‌های این ماتریس، گذشته از احتمال انتقال کاربری‌های یکسان به همدیگر، به ترتیب احتمال انتقال کاربری اراضی کشاورزی آبی و دیم به مرتع به ترتیب با مقدار ۰/۲۴۱۵ و ۰/۲۱۸۷ در اولویت نخست قرار دارند.

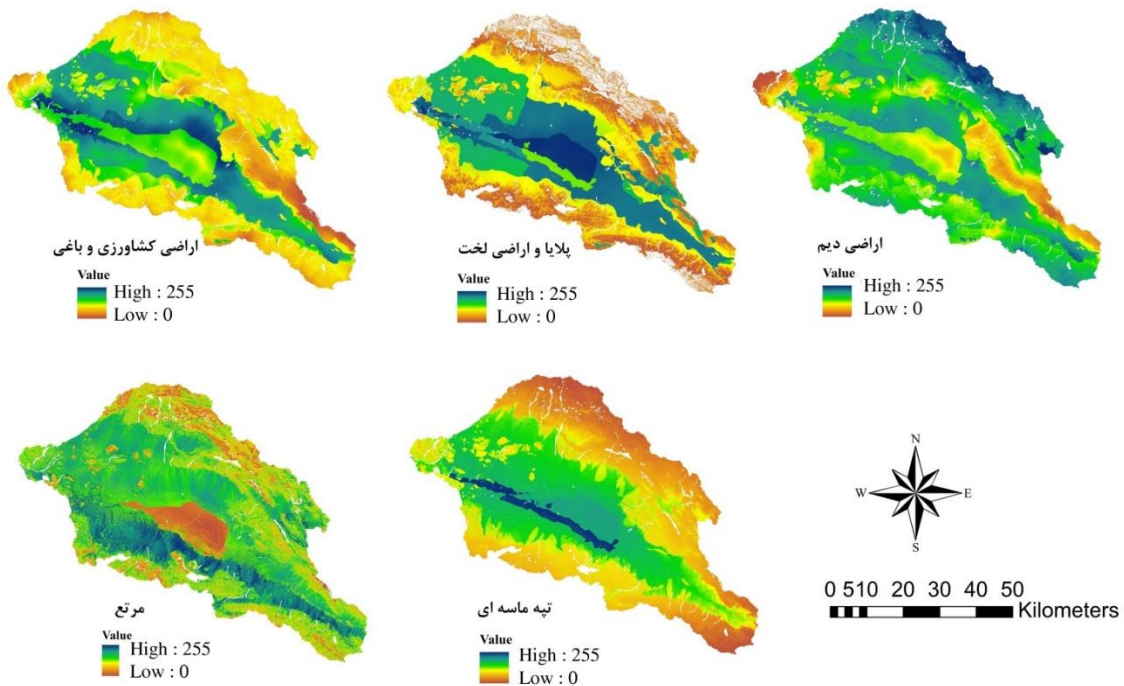
احتمال انتقال سایر کاربری‌ها به یکدیگر در درجات پایین‌تری قرار داشتند. یکی از مراحل مورد نیاز در پیش-بینی تغییرات کاربری اراضی تولید نقشه‌های تناسب است. لایه‌های فازی شده عوامل مؤثر بر تغییر کاربری اراضی به صورت نقشه آمده است (شکل ۹). در نهایت نقشه‌های تناسب برای هر طبقه به دست آمد (شکل ۱۰). صخره‌های بدون پوشش، مسیل‌ها و روستاها در فرآیند مدل‌سازی بدون تغییر باقی ماندند.

جدول ۱۰. ماتریس احتمال انتقال مارکوف

کاربری اراضی	کشاورزی آبی و باغات	دیم	پلایا - اراضی بدون پوشش	مرتع	تپه ماسه‌ای
کشاورزی آبی و باغات	۰/۵۰۱۹	۰/۱۹۹۶	۰/۰۴۹۱	۰/۲۴۱۵	۰/۰۰۷۹
دیم	۰/۱۱۸۴	۰/۵۸۹۵	۰/۰۶۷۹	۰/۲۱۸۷	۰/۰۰۵۴
پلایا-اراضی بدون پوشش	۰/۰۱۲۲	۰/۰۸۸۶	۰/۸۵۲۲	۰/۰۴۴۱	۰/۰۰۲۹
مرتع	۰/۰۱۷۰	۰/۰۱۰۲	۰/۰۰۴۱	۰/۹۶۷۶	۰/۰۰۱۱
تپه ماسه‌ای	۰/۰۱۶۴	۰/۰۳۲	۰/۰۰۱۱	۰/۰۲۴۳	۰/۹۵۵۰



شکل ۹. لایه‌های متغیرهای مؤثر بر تغییر کاربری اراضی حوزه مختاران



شکل ۱۰. لایه‌های نهایی تناسب برای کاربری‌های پنج‌گانه تحت مدل MCE

کلی<sup>۱</sup> و تطابق ناشی از مکان بین دو طبقه در نقشه‌های واقعیت و مقایسه<sup>۲</sup> و تطابق ناشی از مقدار بین دو طبقه در نقشه‌های واقعیت و مقایسه<sup>۳</sup> در واقع به ترتیب مشتمل بر

برای اعتبارسنجی مدل، نقشه کاربری اراضی شبیه‌سازی شده سال ۲۰۱۵ با نقشه واقعی حاصل از طبقه‌بندی تصویر ماهواره‌ای همان سال مقایسه شد (شکل ۱۱). ضرایب تطابق

3 Kstandard

1 Kno  
2 Klocation

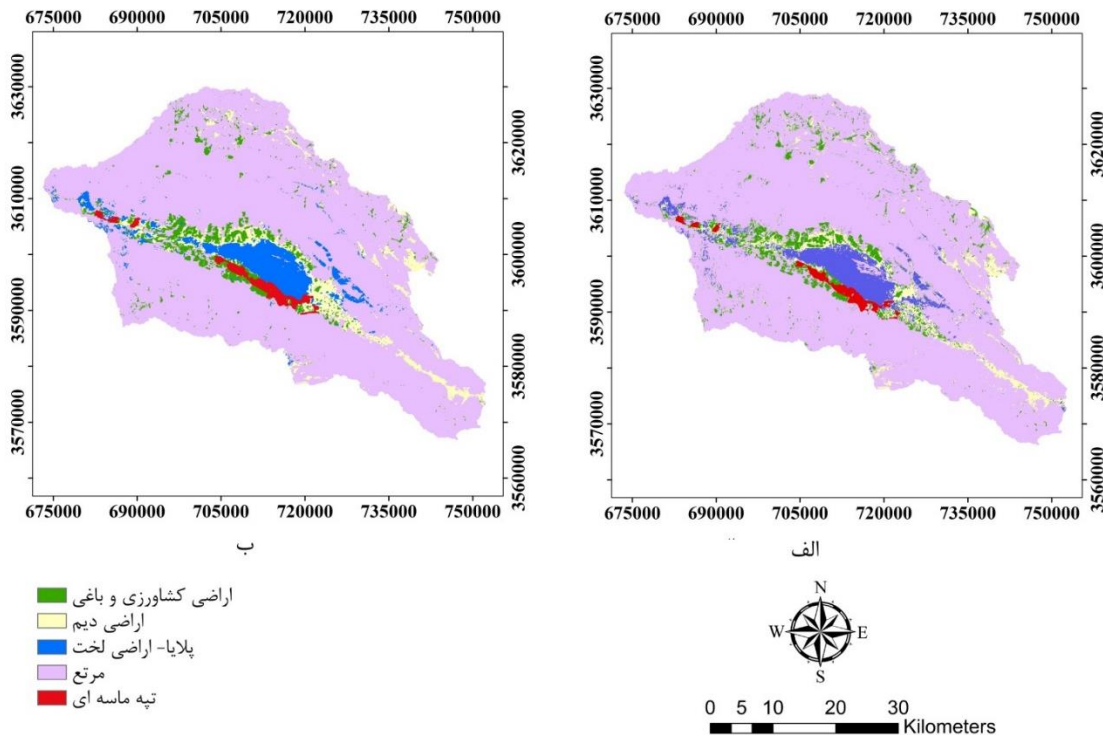


که افزایش کشاورزی آبی و باغات، کاهش اراضی دیم و افزایش پلایا و اراضی بدون پوشش در سال ۲۰۲۵ و ۲۰۳۵ رخ خواهد داد. همچنین کاربری کشاورزی آبی، پلایا-اراضی بدون پوشش و مرتع سهم مساحت کمتری نسبت به سناریوی پایه دارند. درحالی‌که اراضی دیم و تپه ماسه‌ای سهم بیشتری نسبت به سناریوی پایه نشان دادند. درکل، پلایا و اراضی بدون پوشش نسبت به دیگر گروه‌های کاربری دارای نوساناتی بود، و در دوره ۱۹۹۸ تا ۲۰۰۳ سهم مساحت بیشتری نسبت به سناریوی پایه نشان داد (جدول ۱۲). همچنین نقشه شبیه‌سازی کاربری اراضی سال ۲۰۳۵ نیز آمده است (شکل ۱۲).

ضریب کاپای زمان و مکان تغییرات بوده که از هر دو به ترتیب ۰/۹۵، ۰/۹۳ و ۰/۹۲ بوده و از این‌رو از درجه پذیرش مناسبی برخوردارند. ضمن اینکه در فرآیند طبقه‌بندی برای اینکه دقت قابل قبولی به دست آید، تمام نقاط واقعیت زمینی با نقشه‌های کاربری و پوشش اراضی موجود از منطقه، تصاویر ماهواره‌ای و گوگل‌ارث و مشاهدات صحرایی منطبق شدند تا بیشترین دقت در طبقه‌بندی انواع کاربری‌ها فراهم شود. در جدول زیر مساحت کاربری‌ها در سال ۲۰۱۵ و مقادیر پیش‌بینی شده برای مقایسه آمده است (جدول ۱۱). نتایج درصد فراوانی تغییرات گروه‌های کاربری اراضی و تغییرات نسبت به سناریوی پایه در کل چشم‌انداز نشان داد

جدول ۱۱. مساحت کاربری‌ها در سال ۲۰۱۵ و مقادیر پیش‌بینی شده سال ۲۰۱۵

کاربری اراضی	نقشه واقعیت زمینی ۲۰۱۵ (km <sup>2</sup> )	نقشه پیش‌بینی شده ۲۰۱۵ (km <sup>2</sup> )
کشاورزی آبی و باغات	۱۲۷/۰۲	۱۳۰/۰۱
دیم	۱۴۰/۵۷	۱۳۴/۹۸
پلایا-اراضی بدون پوشش	۱۴۱/۹۵	۱۴۲/۱۲
مرتع	۱۹۹۰/۲۷	۱۹۹۲/۵۷
تپه ماسه‌ای	۲۶/۹۰	۲۶/۴۳



شکل ۱۱. الف) نقشه واقعیت زمینی ۲۰۱۵ و ب) نقشه پوشش اراضی پیش‌بینی شده با مدل سلول‌های خودکار مارکوف ۲۰۱۵

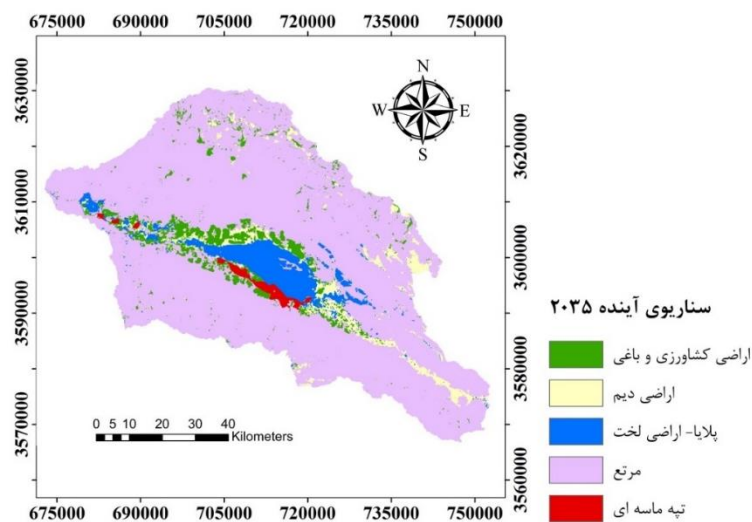
جدول ۱۲. درصد سهم تغییرات گروه‌های کاربری اراضی در کل چشم‌انداز

سنا ریو		گذشته		پایه		آینده	
کاربری اراضی		۱۹۹۸	۲۰۰۳	۲۰۱۵	۲۰۲۵	۲۰۳۵	۲۰۳۵
کشاورزی آبی و باغات		۴/۵۳	۴/۵۸	۵/۱۹	۵/۴۰	۵/۴۷	۵/۴۷
دیم		۸/۳۲	۶/۹۳	۵/۷۹	۵/۳۱	۵/۰۶	۵/۰۶
پلا یا اراضی بدون پوشش		۷/۳۱	۵/۴۳	۵/۸۵	۶/۰۴	۶/۱۴	۶/۱۴
مرتع		۷۸/۶۷	۸۱/۸۳	۸۲/۰۲	۸۲/۱۶	۸۲/۲۵	۸۲/۲۵
تپه ماسه‌ای		۱/۱۷	۱/۲۳	۱/۱۵	۱/۰۹	۱/۰۸	۱/۰۸

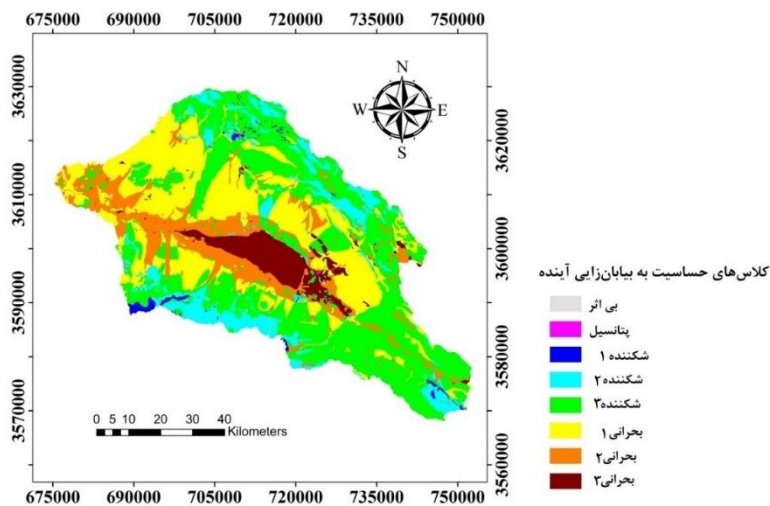
## پیش‌بینی نقشه بیابان‌زایی برای آینده

نقشه بیابان‌زایی آتی با استفاده از نقشه پوشش اراضی آینده و تخصیص امتیازات جدید به شاخص‌های مربوطه پیش‌بینی و تهیه شدند (شکل ۱۳). با توجه به نقشه آینده بیابان‌زایی در منطقه، تغییر طبقه به سمت گسترش بیابان‌زایی رخ داده است و گویای پیشرفت وضعیت بیابان‌زایی در منطقه، به‌ویژه در دشت، است. مقادیر امتیاز

معیار مدیریت و سیاست از ۱/۴۲ به ۱/۵۲ در آینده افزایش یافت. براساس ارزیابی‌ها و بررسی‌های انجام‌شده متوسط وزنی ارزش کمی که نشان‌دهنده وضعیت بیابان‌زایی کل منطقه است از ۱/۳۴ به ۱/۳۷ افزایش یافت. مساحت طبقه‌های وضعیت بیابان‌زایی برای حال و آینده محاسبه شده است (جدول ۱۳).



شکل ۱۲. نقشه پیش‌بینی کاربری اراضی آینده



شکل ۱۳. نقشه آینده وضعیت بیابان‌زایی دشت مختاران به روش مدالوس

جدول ۱۳. توزیع فراوانی طبقه‌های شدت وضعیت فعلی و آینده بیابان‌زایی

درصد تغییرات نسبت به وضعیت گذشته	پیش‌بینی مناطق حساس به بیابان‌زایی برای آینده		مناطق حساس به بیابان‌زایی در شرایط فعلی		طبقه
	مساحت (km <sup>2</sup> )	مساحت (%)	مساحت (km <sup>2</sup> )	مساحت (%)	
-۰/۰۰	۰/۰۵	۱/۳۱۲	۰/۰۵	۱/۳۱۲	نامربوط
-۶۲/۲۸	۰/۰۹۸	۲/۳۸۶	۰/۲۶	۶/۳۲	پتانسیل
-۳۰/۶۷	۰/۹۵	۲۳/۱۰۹	۱/۳۷	۳۳/۳۳	شکندۀ ۱
-۴۷/۰۱	۱۰/۲۶	۲۴۹/۲۵۳	۱۹/۳۸	۴۷۰/۴۵	شکندۀ ۲
-۱۶/۸۸	۳۹/۹۱	۹۶۸/۶۸	۴۸/۰۱	۱۱۶۵/۴۵	شکندۀ ۳
۸۵/۸۲	۲۸/۶۴	۶۹۵/۱۴	۱۵/۴۱	۳۷۴/۰۷	بحرانی ۱
۴۰/۹۸	۱۳/۷۹	۳۳۴/۹۳	۹/۷۸	۲۳۷/۵۶	بحرانی ۲
۹/۸۸	۶/۲۷	۱۵۲/۲۵	۵/۷۰	۱۳۸/۵۵	بحرانی ۳

### ■ بحث و نتیجه‌گیری

مدالوس اصلاح‌شده در دشت سگری واقع در شرق شهر اصفهان به دست آمد. براساس نتایج ۶۳٪ از منطقه در طبقه بیابان‌زایی شدید قرار گرفته و معیار اقلیم و مدیریت و سیایت از عوامل مهم فرآیند بیابان‌زایی در منطقه شناخته شدند که با نتایج تحقیق حاضر هم‌سو بود (۴). در پژوهشی در حوزه آبخیز هوندا مصر با استفاده از مدل مدالوس بیش از نیمی از وسعت حوزه، ۶۱٪، در طبقه حساسیت بالقوه تا حساسیت کم طبقه‌بندی شدند. توزیع مکانی مناطق خطر با درجه‌های مختلفی از حساسیت در رابطه با کیفیت اقلیم و عوامل انسانی هم‌سو بود. مناطق با حساسیت شدید به بیابان‌زایی در اثر فشار انسانی شدید یا تحت تأثیر خشکی زیاد یا ترکیب هم‌زمان هر دو عامل انسانی و اقلیمی به وجود آمده‌اند (۵).

تغییر کاربری و پوشش اراضی به‌عنوان یکی از عوامل اصلی بیابان‌زایی شناخته شده است؛ زیرا تخریب محیط‌زیست همیشه با حذف پوشش گیاهی طبیعی پدید می‌آید (۳۱). نتایج آشکارسازی تغییرات نشان دادند که از سال ۱۹۸۷ تا ۲۰۰۳ اراضی کشاورزی، اراضی بدون پوشش و مرتع و تپه‌ماسه‌ای افزایش داشته‌اند. درحالی‌که اراضی دیم با کاهش مساحت همراه بود و تغییرات در هر دو کاربری مرتع و پلایا و اراضی بدون پوشش نوساناتی داشتند. در کل دوره مورد مطالعه (۱۹۸۷ تا ۲۰۱۵)  $68/29 \text{ km}^2$  از وسعت اراضی دیم کاسته و  $25/35 \text{ km}^2$  به اراضی کشاورزی و باغی افزوده شده است. همچنین در کاربری پلایا و اراضی بدون پوشش تغییرات به‌سمت

براساس نتایج حاصل از بررسی شاخص‌ها و معیارهای تعیین‌شده در منطقه، علاوه بر ارزیابی وضعیت بیابان‌زایی، مؤثرترین معیارها در ایجاد بیابان‌زایی این منطقه به ترتیب معیار کیفیت اقلیم با امتیاز ۱/۴۷ و معیار کیفیت مدیریت و سیاست با امتیاز ۱/۴۲ معرفی شدند. دلیل این امر ویژگی‌ها و شرایط اقلیمی منطقه و توسعه غیراصولی انسان بوده است. با توجه به نقشه معیارها، کلاس کیفیت متوسط سطح وسیعی را در تمام نواحی منطقه در بر گرفته است و شامل دشت‌سرها، اراضی کشاورزی و مناطقی است که پوشش گیاهی دست کاشت در آنها ایجاد شده است. ۱۲/۵۶٪ از سطح منطقه تحت کلاس کیفیت پایین و شامل اراضی دق و شوره‌زار است که امکان رشد گیاه در آنها وجود ندارد و به‌صورت بایر درآمده‌اند. همچنین بدلندها و اراضی دیم را نیز شامل می‌شود. براساس نتایج حاصل از اجرای این مدل ۳۰/۹۰٪ از منطقه مورد مطالعه در طبقه بحرانی و ۶۸/۷۷٪ از سطح منطقه، در طبقه بیابان‌زایی شکندۀ قرار گرفته است. درصد کمی از مساحت حدود ۰/۲٪ در طبقه حساسیت بالقوه قرار داشت. نتایج نشان دادند که حساسیت بیشتر رخنه‌های منطقه، به‌ویژه مناطق کوهستانی، در طبقه شکندۀ طبقه‌بندی شده بودند و عمده مناطق با حساسیت شدید طبقه بحرانی در دشت واقع شده‌اند و این امر، تأییدکننده لزوم توجه بیشتر به این مقوله در این منطقه است. همچنین نتایج مشابهی در تحقیق دیگری در بررسی وضعیت بیابان‌زایی با مدل

آنها پس از چند سال با کاهش حاصلخیزی خاک، به‌صورت بدون پوشش رها شده و بدون پوشش گیاهی در برابر وزش بادهای شدید قرار گرفته و موجبات فرسایش بادی را فراهم می‌آورد. اما در بیشتر موارد به‌دلیل عدم مدیریت صحیح اراضی به‌ویژه استفاده بیش‌ازحد از مراتع، بوته‌کنی‌ها، اختصاص اراضی به کشت دیم سبب شده است که فرسایش به‌طور تصاعدی تشدید یابد و تنوع در میزان، شدت و اشکال فرسایشی ایجاد شود که خود نمودی از بیابان‌زایی است.

در پژوهشی که در حوزه آبخیز هولولانگات مالزی انجام شد یک نمونه ادغام‌سازی با تلفیق مدل هیدرولوژیکی SWAT و مدل سلول‌های خودکار مارکوف به‌منظور بررسی تأثیر کاربری و پوشش اراضی بر شرایط هیدرولوژیکی حوزه صورت گرفت. نتایج شبیه‌سازی SWAT براساس سناریوی آینده افزایش معنی‌داری در رواناب مستقیم ماهانه و بار رسوب ماهانه نشان داد (۲۳). در پژوهش حاضر ضمن پذیرش صحت کاپا برای این منطقه مدل سلول‌های خودکار مارکوف در تخمین مساحت حساس‌ترین طبقه برای فرآیند بیابان‌زایی مؤثر بوده است کاربری پلایا و اراضی بدون پوشش حساس‌ترین مناطق به بیابان‌زایی تشخیص داده شدند. نتایج دیگری با کاربرد مدل سلول‌های خودکار و زنجیره مارکوف در پیش‌بینی مناطق حساس به بیابان‌زایی در حوزه ویرا برزیل نشان دادند که ضمن پذیرش صحت مدل مارکوف طبقه خاک بدون پوشش به‌عنوان حساس‌ترین طبقه به بیابان‌زایی معرفی شد و بعد از آن طبقه اراضی زراعی و مراتع بود (۷). در پژوهش جدیدی حساسیت به بیابان‌زایی در شمال شرقی برزیل با ادغام مسیرهای تغییرات کاربری و پوشش اراضی با سه سناریوی متفاوت تغییر اقلیم و پیش‌بینی رشد جمعیت برای چند دوره زمانی با سناریوهای انتشار RCP4.5 و RCP8.5 مورد ارزیابی قرار گرفت (۳۴). مدیریت اراضی در میان تمام شاخص‌های موجود در تجزیه و تحلیل، عامل اصلی حساسیت به بیابان‌زایی تشخیص داده شد. این نتیجه بیانگر پیروی کردن از سیاست‌های پایدار کاربری اراضی برای استراتژی‌های تعدیل و سازگاری در منطقه است. درحقیقت رابطه کاربری اراضی و بیابان‌زایی رابطه‌ای متقابل است که همدیگر را تشدید می‌کنند (۳۲). با توجه

افزایش وسعت این اراضی به‌میزان  $26/86 \text{ km}^2$  بوده است. روند تغییرات اراضی مرتعی نیز با  $18/83 \text{ km}^2$  افزایش داشته است. ضمن اینکه میزان تغییرات طی دوره‌های مورد مطالعه یکسان نبوده است (جدول ۶). نتایج شبیه‌سازی، افزایش کشاورزی آبی و باغات، کاهش اراضی دیم و افزایش وسعت اراضی پلایا و بدون پوشش را برای سال ۲۰۲۵ و ۲۰۳۵ نشان دادند. در مطالعه‌ای (۲۷) با استفاده از مدل سلول‌های خودکار مارکوف برای شبیه‌سازی و پیش‌بینی روند کاربری اراضی در یک منطقه خشک برای سال ۲۰۲۰ نشان دادند که کاربری اراضی بین سال‌های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ به‌طور قابل توجهی تغییر کرده است.

هرچند تحقیقات متعددی در حوزه بیابان‌زایی استفاده از مدل دراستای پیش‌بینی روند تخریب اراضی انجام شده بود ولی با تلفیق مدل شبیه‌سازی سلول خودکار مارکوف و مدل بیابان‌زایی مدالوس، به‌عنوان روشی مناسب برای برنامه‌ریزی کاربری اراضی در حوزه مورد مطالعه بررسی شد. نتایج حاکی از کاهش مساحت مناطق حساسیت شکننده و پتانسیل و افزایش مناطق بحرانی نسبت به مساحت نقشه بیابان‌زایی، براساس سناریوی پایه است. با محاسبه مساحت طبقه‌های وضعیت بیابان‌زایی برای حال و آینده، مناطق دارای حساسیت در طبقه بحرانی ۱، ۲ و ۳ طی ۲۰ سال آینده افزایش خواهند یافت که این تغییر طبقه از شکننده به بحرانی رخ خواهد داد. درحقیقت با تغییر مساحت طبقه شکننده الف، ب و ج به طبقه بحرانی، افزایش روند بیابان‌زایی در آینده پیش‌بینی شده است. نتایج نشان داد که بیشترین تغییر طبقه مربوط به افزایش مساحت مناطق بحرانی الف از  $374/07 \text{ km}^2$  به مساحت  $695/14 \text{ km}^2$  رخ داده است. بیشترین کاهش در طبقه پتانسیل با تغییر مساحت از  $6/32 \text{ km}^2$  به  $2/386 \text{ km}^2$  همراه بوده است. همچنین تغییر در طبقه شکننده با کاهش مساحت از  $68/77\%$  به  $51/13\%$  در آینده رخ خواهد داد. تغییر طبقه مساحت در طبقه بحرانی ج نشان‌دهنده افزایش بیابان‌زایی در طبقه اراضی بدون پوشش و پلایاست. از عوامل تمرکز طبقه وضعیت بحرانی در دشت مختاران این است که بیشترین اراضی کشاورزی و جمعیت در دشت قرار گرفته است. فشار روی منابع آب زیرزمینی، وجود خشکسالی‌های اخیر و تغییر کاربری اراضی مرتعی و شخم

مدیریت مناسب دست پیدا کرد، ولی عمل کردن طبق اصول توسعه پایدار در جهت حفظ و ایجاد شرایط پایدار برای آینده تحت تأثیر بسیاری از مسائل اکولوژیکی و اقتصادی محدودیت ایجاد می‌کند و نقش مهمی در استفاده از اراضی در آینده دارند. از نکات مهم پژوهش حاضر پتانسیل فناوری‌های GIS و سنجش‌ازدور در تشخیص روند تغییرات و پیش‌بینی پوشش اراضی در آینده است (۱۷)، ولی به دلیل محدودیت‌های کمبود داده و عدم آزادی در انتخاب داده، شدت انتقال بین فواصل اعتبارسنجی و کالیبراسیون متفاوت بود. به‌طور کلی نتایج پژوهش حاضر می‌تواند با توجه به چگونگی تغییرات کاربری اراضی در گذشته، حال و آینده چشم‌انداز مناسبی برای برنامه‌ریزان، به‌منظور مدیریت کاربری اراضی و حوزه‌های آبخیز، کنترل خطر بیابان‌زایی در آینده فراهم کند و در شناسایی زون‌های حساس و آسیب‌پذیر و احیای آنها کاربرد داشته باشد. پیشنهاد می‌شود مطالعات بیشتری برای یافتن روش‌های جدید برای توسعه معیارها در نقشه‌های تناسب کاربری اراضی انجام شود؛ این امر می‌تواند دقت را در شبیه‌سازی‌های آینده بهبود بخشد. در روند مدل‌سازی تغییر کاربری اراضی با استفاده از مدل سلول‌های خودکار مارکوف منبع داده عاملی بسیار مهم برای دقت و صحت مدل است و باید مورد توجه قرار گیرد. پیشنهاد می‌شود در مطالعات بعدی، با مدل‌سازی فاکتور اقلیم در مدل مدالوس، تأثیر این معیار نیز در نقشه پیش‌بینی بیابان‌زایی لحاظ شود. همچنین توصیه می‌شود نتایج پژوهش حاضر به‌منظور انتخاب اولویت‌های مکانی در اجرای طرح‌های بیابان‌زایی، مدیریت مراتع و دیگر طرح‌های اصلاحی مورد استفاده قرار گیرد.

به تأثیر تغییر کاربری اراضی بر خطر بیابان‌زایی، نتایج پژوهش حاکی از آن بود که با تغییرات مثبت اراضی کشاورزی در طول دوره مطالعه از میزان مراتع کاسته شده است. از طرف دیگر با گسترش اراضی بدون پوشش و اراضی کشاورزی رهاشده بر میزان مراتع فقیر افزوده شده و این گویای آن است که منطقه متأثر از خشکسالی‌های اخیر بوده است و افت کمیت و کیفیت منابع آب زیرزمینی و استفاده نامناسب از اراضی مزید علت آن بوده است. روند روبه‌رشد اراضی تپه‌ماسه‌ای از سال ۱۹۸۷ تا سال ۲۰۱۵ ادامه داشت و از سال ۲۰۱۵ به دلیل تغییرات جزئی هم در جابجایی این اراضی و هم در تبدیل به اراضی کشاورزی، روند کاهشی داشت. ولی حرکت‌شن‌های روان به سمت اراضی کشاورزی و روستاها همچنان به‌عنوان یک مشکل به قوه خود باقی مانده است. با توجه به بررسی‌های به‌عمل‌آمده در این پژوهش باید اذعان کرد که انسان نمی‌تواند در بهبود شرایط عوامل محیطی، همچون اقلیم و خاک، نقش خاصی داشته باشد. بنابراین باید دامنه فعالیت‌هایش را در راستای مقابله با پدیده بیابان‌زایی معطوف به بخش‌هایی کند که بتواند تغییری در شرایط آنها ایجاد کند. بنابراین با توجه به وضعیت منابع حوزه آبخیز، لازم است هرگونه اقدامات مدیریتی با نگرش به استعداد و قابلیت‌های حوزه آبخیز در چارچوب توان و گنجایش محیط، و با اجرای دیدگاه و تفکر آمایشی و اصول توسعه پایدار که همانا توسعه متعادل است صورت گیرد (۲۵). چنین مطالعاتی می‌تواند داده‌های کمی و مناسبی را در خصوص گسترش انواع کاربری‌ها، به‌لحاظ مکانی، طی دوره‌های مختلف گذشته، حال و آینده در اختیار متولیان امر قرار دهد. اگرچه با پیش‌بینی تغییرات الگوی کاربری اراضی در آینده می‌توان به برنامه‌ریزی برای اجرای

## ■ References

1. Adamo, S. B., & Crews-Meyer, K. A. (2006). Aridity and desertification: exploring environmental hazards in Jachal, Argentina. *Applied Geography*, 26(1), 61-85.
2. Agarwal, C. (2002). A review and assessment of land-use change models: dynamics of space, time, and human choice. US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, 297.
3. Araya, Y. H., & Cabral, P. (2010). Analysis and modeling of urban land cover change in Setúbal and Sesimbra, Portugal. *Remote Sensing*, 2(6), 1549-1563.

4. Bakhshandehmehr, L., Sultani, S., & Sepehr, A. (2013). assessment of present status of desertification and modifying the MEDALUS model in Segzi plain of Isfahan. *Range and Watershed Management*, 66(1), 27-41. (in Farsi)
5. Boudjemline, F., & Semar, A. (2018). Assessment and mapping of desertification sensitivity with MEDALUS model and GIS–Case study: basin of Hodna, Algeria. *Water and Land Development*, 36(1), 17-26.
6. Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37-46.
7. De Oliveira Barros, K., Ribeiro, C. A. A. S., Marcatti, G. E., Lorenzon, A. S., de Castro, N. L. M., Domingues, G. F., de Carvalho, J.R. & dos Santos, A. R. (2018). Markov chains and cellular automata to predict environments subject to desertification. *Environmental Management*, 225, 160-167.
8. Ding, H. P., Chen, J. P., & Wang, G. W. (2009, February). A model for desertification evolution employing GIS with cellular automata. In 2009 International Conference on Computer Modeling and Simulation (pp. 324-328). IEEE.
9. Directorate General of Natural Resources and Watershed Management of South Khorasan Province., (2005). Basic Reports of Watershed Management Studies of Mokhtaran plain. (in Farsi)
10. Eastman, J., (2012). IDRISI Selva Tutorial, 45. Worcester, MA: Idrisi Production, Clark Labs-Clark University.
11. Falsoleiman, M., Hajipour, M., & Sadeghi, H. A. (2013). Comparison of the efficiency of AHP and TOPSIS multivariate methods for determination of areas suitable for pistachio cultivation in Birjand Mokhtaran plain. *Applied Geographical Science Research*, 13(31), 155-133. (in Farsi)
12. Hadeel, A. S., Jabbar, M. T., & Chen, X. (2010). Application of remote sensing and GIS in the study of environmental sensitivity to desertification: a case study in Basrah Province, southern part of Iraq. *Applied Geomatics*, 2(3), 101-112.
13. He, C., Shi, P., Chen, J., Li, X., Pan, Y., Li, J., Li, Y. & Li, J. (2005). Developing land use scenario dynamics model by the integration of system dynamics model and cellular automata model. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 48(11), 1979-1989.
14. Hyandye, C., & Martz, L. W. (2017). A Markovian and cellular automata land-use change predictive model of the Usangu Catchment. *Remote Sensing*, 38(1), 64-81.
15. Jiang, M., & Lin, Y. (2018). Desertification in the south Junggar Basin, 2000–2009: Part I. Spatial analysis and indicator retrieval. *Advances in Space Research*, 62(1), 1-15.
16. Joseph, O., Gbenga, A. E., & Langyit, D. G. (2018). Desertification risk analysis and assessment in Northern Nigeria. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 11, 70-82.
17. Kahangwa, C., Nahonyo, C., & Sangu, G. (2020). Monitoring Land Cover Change Using Remote Sensing (RS) and Geographical Information System (GIS): A Case of Golden Pride and Geita Gold Mines, Tanzania. *Geographic Information System*, 12(5), 387-410.
18. Keshtkar, H., & Voigt, W. (2016). A spatiotemporal analysis of landscape change using an integrated Markov chain and cellular automata models. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2, 10.
19. Kosmas, C., Ferrara, A., Briasouli, H., & Imeson, A. (1999). Methodology for mapping Environmentally Sensitive Areas (ESAs) to Desertification, in: The Medalus project: Mediterranean desertification and land use. Manual on key indicators of desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification, Kosmas C., Kirkby M. & Geeson, N. (Eds.). European Union 1999.

20. Ladisa, G., Todorovic, M., & Liuzzi, G. T. (2012). A GIS-based approach for desertification risk assessment in Apulia region, SE Italy. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts a/B/C*, 49, 103-113.
21. Markov, A. A. (1907). Extension of the Limit Theorems of Probability Theory to a Sum of Variables Connected in a Chain, The Notes of the Imperial Academy of Sciences of St. Petersburg VIII Series, Physio-Mathematical College, 22(9).
22. Memarian, H., Balasundram, S. K., Talib, J. B., Sung, C. T. B., Sood, A. M., & Abbaspour, K. (2012). Validation of CA-Markov for simulation of land use and cover change in the Langat Basin, Malaysia. *Geographic Information System*, 4(6), 542-554.
23. Memarian, H., Balasundram, S. K., Abbaspour, K. C., Talib, J. B., Boon Sung, C. T., & Sood, A. M. (2014). SWAT-based hydrological modelling of tropical land-use scenarios. *Hydrological Sciences*, 59(10), 1808-1829.
24. Miller S. L., & Childers, D. (2004). Markov Processes, In: Probability and Random Processes. United States: Academic Press.
25. Mirdavoodi, H., Zahedi Pour, H., Moradi, M., Goodarzi, G. (2008). Determination of agricultural and rangeland ecological capability of Markazi using GIS. *Range and Desert Research*, 15(2), 255-242. (in Farsi)
26. National Research Council (2001). Grand challenges in environmental sciences. Canada: National Academies Press.
27. Peng, B., Wen, Z., Fan, H., Niu, Q., Guo, Y., & Gu, J. (2020). Dynamic simulation of land use change in Bashang desertification region of Hebei Province using CA-Markov Model. *Geomatics*, 14(1), 10-18.
28. Rubio, J. L., & Bochet, E. (1998). Desertification indicators as diagnosis criteria for desertification risk assessment in Europe. *Arid Environments*, 39(2), 113-120.
29. Salman Mahini, A. & Kamyab, H. R. (2018). Remote sensing and application of GIS with Idrissi software. 1ed Edition. Gorgan: Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources Publications.
30. Salvati, L., & Bajocco, S. (2011). Land sensitivity to desertification across Italy: past, present, and future. *Applied Geography*, 31(1), 223-231.
31. Schulz, J. J., Cayuela, L., Rey Benayas, J. M., & Schröder, B. (2011). Factors influencing vegetation cover change in Mediterranean Central Chile (1975–2008). *Applied Vegetation Science*, 14(4), 571-582.
32. Silakhori, E., Ownegh, M., Salman Mahini, A., & Babaiyan, E. (2018). *Assessing the effects of observational changes and land use and climate scenarios in developing Management Program of desertification risk in the Esfarayen-Sabzevar*. PhD, Gorgan University Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan.
33. UNCCD, (2007). Climate Change and Desertification. Bonn, Germany: United Nations Convention to Combat Desertification.
34. Vieira, R. M. D., Tomasella, J., Barbosa, A. A., Martins, M. A., Rodriguez, D. A., Rezende, F. S., Carriello, F. & Santana, M. D. (2021). Desertification risk assessment in Northeast Brazil: Current trends and future scenarios. *Land Degradation & Development*, 32(1), 224-240.
35. Wang, G., Jiang, H., Xu, Z., Wang, L., & Yue, W. (2012). Evaluating the effect of land use changes on soil erosion and sediment yield using a grid-based distributed modelling approach. *Hydrological Processes*, 26(23), 3579-3592.

36. Wjitkosum, S. (2012). Evaluation of impacts of spatial land use changes on soil loss using remote sensing and GIS in Huay Sai Royal Development Center, Thailand. *Environmental Research and Development*, 6(3), 487-493.
37. Wjitkosum, S. (2014). Critical factors affecting the desertification in Pa Deng, adjoining area of Kaeng Krachan National Park, Thailand. *Environment Asia*, 7(2), 87-98.
38. Wjitkosum, S. (2016). The impact of land use and spatial changes on desertification risk in degraded areas in Thailand. *Sustainable Environment Research*, 26(2), 84-92.
39. Wu, J., Liu, Y., Wang, J., & He, T. (2010). Application of Hyperion data to land degradation mapping in the Hengshan region of China. *Remote Sensing*, 31(19), 5145-5161.
40. Wu, R., & Tiessen, H. (2002). Effect of land use on soil degradation in alpine grassland soil, China. *Soil Science Society of America*, 66(5), 1648-1655.
41. Xiao-Li, L. I. U., Yuan-Qiu, H. E., Zhang, H. L., Schroder, J. K., Cheng-Liang, L. I., Jing, Z. H. O. U., & Zhang, Z. Y. (2010). Impact of land use and soil fertility on distributions of soil aggregate fractions and some nutrients. *Pedosphere*, 20 (5), 666-673.
42. Yang, X., Zhang, K., Jia, B., & Ci, L. (2005). Desertification assessment in China: An overview. *Arid Environments*, 63(2), 517-531.
43. Zehtabian, Gh. R. Khosravi, H& Masoudi (2014). Desertification assessment models (criteria and indicators), 1st edition, Tehran University Press. (in Farsi)