Journal of Natural Environment Hazards
University of Sistan and Baluchestan
Print ISSN: 2676 - 4377 Online ISSN: 2676 - 4385
Homepage: https://jneh.usb.ac.ir

Journal of Natural Environmental Hazards, Vol.10, Issue 30, Winter 2022

Groundwater Vulnerability Assessment Using DRASTIC and SINTACS Models in GIS (Case Study: Karun Township)

Saeid Amanpou[1*], Mahmud Abiya[2], Mohammad Abiya[3]

1. *Corresponding Author*, Assistant Professor, Geography &Urban Planning, Shahid Chamran University of Ahvaz, Iran
2. MSc., Geography &Rural Planning, Shahid Chamran University of Ahvaz, Iran
3. Msc., Natural Resources Engineering, Environment (Land Use Planning and Assessment), Islamic Azad, Science and Research Tehran, Iran

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received: 13 May 2020
Revised: 16 December 2020
Accepted: 12 December 2020

Keywords:
Pollution,
Aquifer,
Zoning,
Hydrogeological Model,
Nitrate.

ABSTRACT

The existence of important sources of pollutants and points of human activities on the ground and the penetration of these pollutants into aquifers reduces the quality of groundwater, so in the management of groundwater resources, pollution prevention these waters are essential. The groundwater of Karun Township in Khuzestan province is always exposed to pollution due to the prosperity of agricultural and industrial activities in that area. Therefore, this study aims to evaluate and zone the aquifer vulnerability of the region using DRASTIC and SINTACS models. By mapping and combining hydrogeological parameters effective in the transfer of contamination to the aquifer, vulnerability maps of the two models were prepared in a GIS software environment. To validate the models used, the measured amounts of nitrate in the wells in the area were used and the Pearson correlation coefficient between the models and the nitrated layer was calculated and determined. The results showed that the vulnerability index of the DRASTIC model varies Between 68 to 215 and the vulnerability index of the SINTACS model varies between 52 and 195. In the DRASTIC method, 485.2 hectares of the area without risk of pollution, 751.6 hectares with very low vulnerability, 3305.5 hectares with low vulnerability, 12411.7 hectares with moderate vulnerability, 11191.2 hectares with Moderate to high vulnerability, 9427.3 hectares with high vulnerability, 58861 hectares with very high vulnerability and 478.5 hectares are completely susceptible to infection. In the SINTACS method, 455.4 hectares of the area without risk of pollution, 789.1 hectares with very low vulnerability, 32281 hectares with low vulnerability, 12426.7 hectares with medium vulnerability, 11169.4 hectares with Moderate to high vulnerability, 9449.3 hectares with high vulnerability, 5844.2 hectares with very high vulnerability and 495.7 hectares are completely susceptible to infection. Also, the correlation of groundwater nitrate map with DRASTIC and SINTACS models was 0.68 and 0.51, respectively, which indicates the higher capability of the DRASTIC model than the SINTACS model for the aquifer in the study area.

Cite this article: Amanpour, S., Abiyat, M., Abiyat, M. (2022). Groundwater Vulnerability Assessment Using DRASTIC and SINTACS Models in GIS (Case Study: Karun Township). Journal of Natural Environmental Hazards, 10(30), 34-50. DOI: 10.22111/jneh.2020.34262.1668

© Saeid Amanpour. Publisher: University of Sistan and Baluchestan
DOI: 10.22111/jneh.2020.34262.1668

* Corresponding Author Email: amanpour@scu.ac.ir

مخاطرات محیط طبیعی
شاپا چاپی: ۲۶۷۶-۴۳۷۷ شاپا الکترونیکی: ۲۶۷۶-۴۳۸۵
Homepage: https://jneh.usb.ac.ir

مجله علمی پژوهشی مخاطرات محیط طبیعی، دوره ۱۰، شماره ۳۰، زمستان ۱۴۰۰

ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی با مدل‌های دراستیک و سینتکس در محیط GIS (مطالعه موردی: شهرستان کارون)

سعید امانپور[1*]، محمود عبیات[2]، محمد عبیات[3]

۱. دانشیار گروه جغرافیا و برنامه ریزی شهری، دانشگاه شهید چمران اهواز (نویسنده مسئول)
۲. کارشناس ارشد جغرافیا و برنامه ریزی روستایی، دانشگاه شهید چمران اهواز
۳. کارشناس ارشد مهندسی منابع طبیعی، محیط زیست، ارزیابی و آمایش سرزمین، دانشگاه آزاداسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران (خوزستان)

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۲/۲۴
تاریخ ویرایش: ۱۳۹۹/۰۸/۲۶
تاریخ پذیرش : ۱۳۹۹/۰۹/۲۲

واژه‌های کلیدی:
آلودگی،
آبخوان،
پهنه بندی،
مدل هیدروژئولوژیکی،
نیترات.

چکیده

وجود منابع مهم آلاینده‌های انتشاری و نقطه‌ای ناشی از فعالیت‌های انسانی در سطح زمین و نفوذ این آلاینده‌ها به آبخوان‌ها، سبب کاهش کیفیت آب زیرزمینی می‌شود، بنابراین در مدیریت منابع آب زیرزمینی، جلوگیری از آلودگی این آب‌ها ضروری است. آب‌های زیرزمینی شهرستان کارون در استان خوزستان، به علت رونق فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی در آن منطقه، همواره در معرض آلودگی هستند. لذا هدف این مطالعه، ارزیابی و پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان منطقه با استفاده از مدل‌های دراستیک و سینتکس می‌باشد. با نقشه‌سازی و تلفیق پارامترهای هیدروژئولوژیکی مؤثر در انتقال آلودگی به آبخوان، نقشه‌های آسیب‌پذیری دو مدل مذکور در محیط نرم‌افزار GIS تهیه شدند. جهت صحت‌سنجی مدل‌های به‌کاربرده شده از مقادیر اندازه‌گیری شده نیترات موجود در چاه‌های منطقه استفاده‌شده و ضریب همبستگی پیرسون بین مدل‌ها و لایه نیترات، محاسبه و مشخص شد. نتایج نشان داد که شاخص آسیب‌پذیری مدل دراستیک، بین ۶۸ تا ۲۱۵ و شاخص آسیب‌پذیری مدل سینتکس بین ۵۲ تا ۱۹۵ متغیر است. در روش دراستیک، ۴۸۵/۲ هکتار از منطقه بدون خطر آلودگی، ۷۵۱/۶ هکتار با آسیب‌پذیری خیلی کم، ۳۳۰۵/۵ هکتار با آسیب‌پذیری کم، ۱۲۴۱۱/۷ هکتار با آسیب‌پذیری متوسط، ۱۱۱۹۱/۲ هکتار با آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد، ۹۴۲۷/۳ هکتار با آسیب‌پذیری زیاد، ۵۸۶۱/۱ هکتار با آسیب‌پذیری خیلی زیاد و ۴۷۸/۵ هکتار کاملاً مستعد آلودگی می‌باشد. در روش سینتکس، ۴۵۵/۴ هکتار از منطقه بدون خطر آلودگی، ۷۸۹/۱ هکتار با آسیب‌پذیری خیلی کم، ۳۲۸۱/۵ هکتار با آسیب‌پذیری کم، ۱۲۴۲۶/۷ هکتار با آسیب‌پذیری متوسط، ۱۱۱۶۹/۴ هکتار با آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد، ۹۴۴۹/۳ هکتار با آسیب‌پذیری زیاد، ۵۸۴۴/۲ هکتار با آسیب‌پذیری خیلی زیاد و ۴۹۵/۷ هکتار کاملاً مستعد آلودگی می‌باشد. همچنین، میزان همبستگی نقشه نیترات آب زیرزمینی با مدل‌های دراستیک و سینتکس به ترتیب ۰/۶۸ و ۰/۵۱ بوده که بیانگر قابلیت بالاتر مدل دراستیک نسبت به مدل سینتکس برای آبخوان منطقه موردمطالعه دارد.

استناد: امانپور, سعید, عبیات, محمد, عبیات, محمود. (۱۴۰۰). ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی با مدل‌های دراستیک و سینتکس در محیط GIS (مطالعه موردی: شهرستان کارون). مخاطرات محیط طبیعی, ۱۰(۳۰), ۵۰-۳۴. DOI: 10.22111/jneh.2020.34262.1668

ناشر: دانشگاه سیستان و بلوچستان

© سعید امانپور*، محمود عبیات، محمد عبیات.

*- سعید امانپور (نویسنده مسئول)
Email: amanpour@scu.ac.ir

مقدمه

آب‌های زیرزمینی، منبع اصلی آب و از مهم‌ترین منابع آب شیرین روی زمین است. کمیت و کیفیت آب‌های زیرزمینی با توجه به افزایش شهرنشینی و عوارض جانبی آن رو به وخامت است (انتظاری و همکاران، ۱۳۹۷). عدم شناخت صحیح، و یا عدم درک میزان آسیب‌پذیری سریع آب‌های زیرزمینی ممکن است سبب آلودگی‌های شدید در این منابع شود و چه‌بسا اتفاق می‌افتد که دیگر نتوان از این منابع باارزش استفاده کرد و برای رفع آلودگی و مصرف مجدد، باید وقت و هزینه زیادی صرف شود. فعالیت‌های انسانی اخیر، محیط آسیب‌پذیری را به وجود آورده، به‌طوری‌که آب زیرزمینی را به‌عنوان منبعی طبیعی در معرض آلاینده‌های صنعتی و کشاورزی قرار داده‌اند (تاپینتا[۱] و هوداک[۲]، ۲۰۰۳). مفهوم توانایی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، اولین بار در اواخر دهه ۱۹۶۰ در فرانسه جهت هشدار درباره آلودگی آب ارائه شد. آسیب‌پذیری آبخوان[۳]، نیروی آن را برای نفوذ و پخش آلاینده‌ها از سطح زمین به سیستم آب زیرزمینی نشان می‌دهد، به‌طوری‌که آلودگی تولیدشده در سطح زمین بتواند به آب زیرزمینی برسد و در آن پراکنده شود (اصغری مقدم و همکاران، ۱۳۸۸).

آسیب‌پذیری نوعی خصوصیت نسبی، بدون بعد و غیرقابل‌اندازه‌گیری است و به ویژگی‌های آبخوان، محیط زمین‌شناسی و هیدروژئولوژی بستگی دارد (آنتوناکوس[۴] و لامبراکیس[۵]، ۲۰۰۷). تاکنون تعاریف متعددی در ارتباط با مسئله آسیب‌پذیری آبخوان و مفهوم آن در هیدروژئولوژی ارائه‌شده است که از آن جمله می‌توان به تعریف کمیته ملی علوم آمریکا در سال ۱۹۹۳ اشاره کرد. این کمیته، آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی نسبت به آلودگی را، «تمایل یا احتمال رسیدن آلاینده‌ها به یک مکان مشخص در سیستم آب زیرزمینی بعد از به وجود آمدن آلودگی در نواحی بالای سطح آبخوان» می‌داند (آلمیسرا[۶]، ۲۰۰۸).

اصطلاح آسیب‌پذیری ازنظر مفهومی در هیدروژئولوژی به دو صورت «آسیب‌پذیری ذاتی[۷]» و «آسیب‌پذیری ویژه[۸]» تقسیم می‌شود (گاگو[۹] و دسارگوس[۱۰]، ۲۰۰۰؛ آلمیسرا، ۲۰۰۸). آسیب‌پذیری ذاتی به امکان آلودگی در یک منطقه، بدون درنظرگرفتن آلاینده‌ای خاص اشاره دارد (آلمیسرا، ۲۰۰۸). به عبارتی، این نوع آسیب‌پذیری به ویژگی‌های زمین‌شناسی، هیدرولوژی و هیدروژئولوژی یک منطقه و نیز فعالیت‌های بشری بستگی دارد و مستقل از ماهیت آلاینده‌ها می‌باشد (گاگو و دسارگوس، ۲۰۰۰). روش‌هایی مانند دراستیک[۱۱] و سینتکس[۱۲] به‌منظور ارزیابی این نوع آسیب‌پذیری استفاده می‌شود (اصغری مقدم و همکاران، ۱۳۹۶).

---

[1] -Thapinta
[2] -Hudak
[3] -Aquifer Vulnerability
[4] -Antonakos
[5] -Lambrakis
[6] -Almasri
[7] -Intrinsic Vulnerability
[8] -Special Vulnerability
[9] -Gogu
[10] -Dassargues
[11] DRASTIC
[12] -SINTACS

آسیب‌پذیری ویژه نیز به آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی نسبت به آلاینده یا گروه خاصی از آلاینده‌ها اشاره دارد که به ویژگی‌های آلاینده و ارتباط آن با مؤلفه‌های مختلف آسیب‌پذیری ذاتی، بستگی دارد (گاگو و دسارگوس، ۲۰۰۰).

مطالعات زیادی درزمینه آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی با استفاده از دو مدل دراستیک و سینتکس یا مدل‌های مشابه به آن انجام‌شده است. کاتا[1] و همکاران (۲۰۱۰)، میزان آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان کیتی[2] در قبرس را با استفاده از مدل دراستیک و سیستم اطلاعات جغرافیایی[3] بررسی کردند. نتایج این پژوهش نشان داد کلاس آسیب‌پذیری بالا، وسعت زیادی را از منطقه موردمطالعه شامل می‌شود. حمزه و همکاران (۲۰۰۷)، در ناحیه متلاین-راس[4] در شمال تونس با استفاده از مدل‌های دراستیک، سینتکس و اس‌ای[5]، به بررسی نواحی با بیشترین پتانسیل آلودگی آب زیرزمینی پرداختند. نتایج نشان داد که مدل اس‌ای، در مقایسه با سایر مدل‌های ذکرشده، کارایی بیشتری در تعیین مناطق مستعد آلودگی دارد. همچنین مدل‌های دراستیک و سینتکس، ماهیت آلاینده و کاربری زمین را به‌عنوان عامل مدیریتی آسیب‌پذیری ویژه، در نظر نمی‌گیرند. نوبر[6] و همکاران (۲۰۰۷)، به بررسی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی با استفاده از منطق فازی[7] و مدل دراستیک برای کشور نپال پرداختند. مقایسه روش فازی و دراستیک نشان داد که نتایج روش دراستیک کاراتر و قابل‌اعتمادتر بوده و ۷۵ و ۸۵ درصد از منطقه موردمطالعه، به ترتیب دارای آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد است.

در ایران، ندیری و صدقی (۱۳۹۸) جهت ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان‌های چندگانه با استفاده از چهارچوب‌های عملی دو مدل دراستیک و سینتکس در دشت ورزقان استفاده کرده‌اند. نتایج مقایسه نشان داد مدل دراستیک با داشتن ضریب تعیین (R^2) و شاخص همبستگی (CI) بالاتر نسبت به سینتکس چهارچوب بهتری برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان آزاد دشت ورزقان است ولی در آبخوان تحت‌فشار، سینتکس اصلاح‌شده نسبت به دراستیک در تعیین مناطق آسیب‌پذیر دقیق‌تر عمل کرده است. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، برای آبخوان آزاد ۳۳، ۵۹ و ۸ درصد و تحت‌فشار ۲۶، ۵۳ و ۲۱ درصد به ترتیب در مناطق با آسیب‌پذیری کم، متوسط و زیاد واقع‌شده‌اند. بر اساس بهترین نتایج به‌دست‌آمده در ارزیابی هر دو آبخوان، بخش‌های شرقی و مرکزی آبخوان آزاد و قسمت جنوبی تحت‌فشار که ضخامت لایه نفوذناپذیر کمتر است و به‌عنوان مناطق آسیب‌پذیر معرفی‌شده‌اند. اصغری مقدم و همکاران (۱۳۹۷) جهت بررسی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان دشت اشنویه استان آذربایجان غربی از مدل‌های آسیب‌پذیری دراستیک و سینتکس استفاده کردند. نتایج نشان داد که هر دو مدل دراستیک اصلاحی و سینتکس اصلاحی برای تعیین آسیب‌پذیری دشت اشنویه مناسب هستند و مدل دراستیک اصلاحی نسبت به مدل سینتکس اصلاحی نتایج بهتری را برای تعیین آسیب‌پذیری ذاتی این دشت نشان می‌دهد. موسوی و همکاران (۱۳۹۵) به‌منظور مدیریت کاربری اراضی در آینده در دشت خویس که در جنوب غرب ایران واقع‌شده است، آسیب‌پذیری آبخوان با استفاده از مدل

---

[1] -Katta
[2] -Kiti
[3] -Geographic Information System
[4] -Metline-Ras
[5] -SI
[6] -Nobre
[7] -Fuzzy Logic

دراستیک و سینتکس را مورد ارزیابی قراردادند. نتایج نشان داد که جنوب شرق منطقه دارای بیشترین خطر آسیب‌پذیری است. محمود زاده و همکاران (۱۳۹۲)، میزان آسیب‌پذیری آبخوان دشت میمه اصفهان را با استفاده از روش‌های تطبیقی ای‌وی‌ای[1]، گاد[2] و دراستیک بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که با مقایسه نتایج سه روش مذکور، روش دراستیک، آسیب‌پذیری آبخوان را بیشتر از دو روش دیگر ارزیابی کرده است. همچنین در هر سه روش، نیروی آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان میمه در محدوده‌های آسیب‌پذیری کم و متوسط ارزیابی‌شده، ولی حدود گسترش محدوده‌های آسیب‌پذیری متفاوت است و مدل دراستیک به‌طور دقیق‌تری محدوده‌های مختلف آسیب‌پذیری را مشخص کرده است. دلیل آن‌هم، مشخصه‌های بیشتر و وزن دهی متفاوت مشخصه‌ها بر اساس نقش آن‌ها در تعیین آلودگی است. زهتابیان و صادقی روش (۱۳۹۱)، میزان آسیب‌پذیری آبخوان دشت خضرآباد را به روش دراستیک ارزیابی کردند. نتایج نشان داد که ۱۱/۷۵ درصد از منطقه مطالعاتی، شدیداً آسیب‌پذیر می‌باشد که عمدتاً در مناطق جنوبی و جنوب غربی قرار دارند و آسیب‌پذیری با شدت متوسط (۴۲/۹۹ درصد)، بیشترین سهم را در منطقه مطالعاتی به خود اختصاص داده است.

سیستم اطلاعات جغرافیایی، بستری برای ذخیره، نگهداری، مدیریت و تجزیه‌وتحلیل اطلاعات جغرافیایی می‌باشد و جهت کار هم‌زمان با داده‌هایی که وابستگی مکانی (جغرافیایی) و توصیفی دارند، طراحی‌شده است (پریزادی و روشنگر، ۱۳۹۱).

در شهرستان کارون به علت رونق فعالیت‌های کشاورزی، استفاده از کودهای شیمیایی افزایش‌یافته و آبخوان منطقه همواره در معرض آلایندگی ناشی از آب‌های برگشتی آبیاری آغشته به کودهای شیمیایی است. به علت واقع‌شدن شهرستان کارون و همچنین فعالیت‌های صنعتی، تصفیه‌خانه‌ها، مرغداری‌ها و دامداری‌ها روی رسوبات آبرفتی، فاضلاب‌ها و پساب‌های تولیدشده از این مراکز از سطح زمین به آب زیرزمینی انتقال‌یافته و باعث آلودگی آبخوان خواهند شد. با توجه به اینکه تصفیه آب‌های زیرزمینی آلوده‌شده، هزینه‌بر بوده و گاهی امکان‌پذیر نیست و با درنظرگرفتن اهمیت این موضوع که منابع آب زیرزمینی منطقه برای مصارف گوناگون کشاورزی، شرب و صنعت استفاده می‌شود، یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی این منابع باارزش، شناسایی مناطق مستعد به آلودگی در سطحی گسترده با استفاده از روش‌های دراستیک و سینتکس است. مطالعه آسیب‌پذیری آبخوان شهرستان کارون جهت مدیریت زیست محیطی منابع آب و حفاظت از آن برای توسعه پایدار ضروری است.

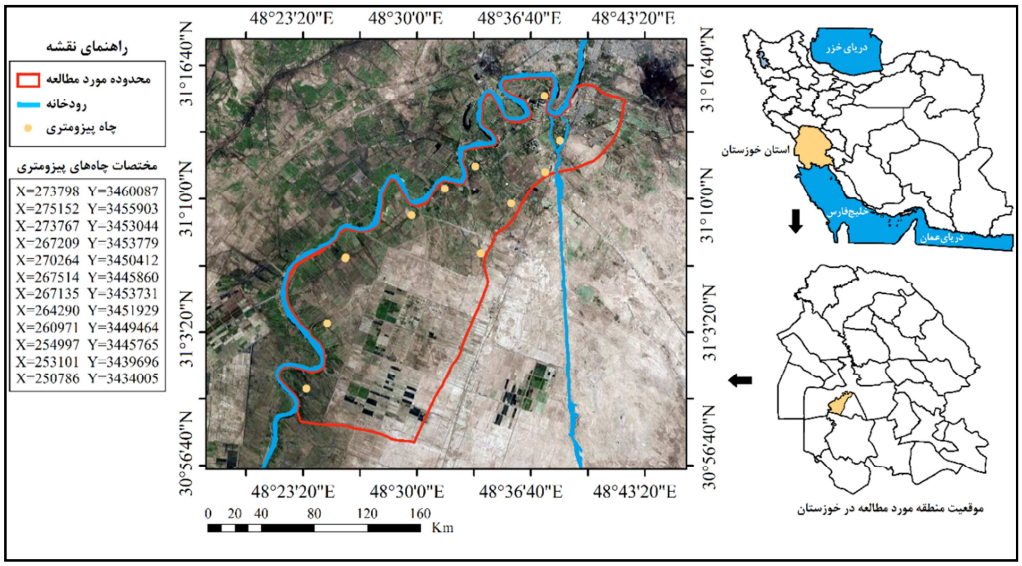
داده ها

منطقه موردمطالعه

منطقه موردمطالعه در این پژوهش، با مختصات جغرافیایی طول ۴۸ درجه و ۲۱ دقیقه تا ۴۸ درجه و ۴۲ دقیقه شرقی و در عرض جغرافیایی ۳۰ درجه و ۵۷ دقیقه تا ۳۱ درجه و ۱۶ دقیقه شمالی، در استان خوزستان و شهرستان کارون واقع‌شده و مساحتی در حدود ۴۳۹۱۱/۷۲ کیلومترمربع دارد (شکل ۱). این منطقه در دشت خوزستان واقع‌شده و عوارض توپوگرافی در آن مشاهده نمی‌شود. به دلیل مسطح بودن اراضی ازیک‌طرف و مجاورت مداوم این

1 -AVI
2 -GOD

اراضی با جریان سطحی رودخانه کارون، در این منطقه ارتباط پیوسته‌ای بین سطح آب رودخانه و آب زیرزمینی در اراضی مجاور وجود دارد. به دلیل افزایش سطح ایستابی آب زیرزمینی، نرخ تبخیر بالا و ریزدانه بودن ساختار خاک در منطقه، میزان املاح آب‌های زیرزمینی به‌تدریج افزایش‌یافته است. نفوذ باران و تغذیه آب زیرزمینی از خاک‌هایی با بافت سنگین، موجب شوری و هدایت الکتریکی آب گردیده است. همچنین بالا بودن سطح ایستابی، احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی در این منطقه را به‌واسطه نفوذ شیرابه پسماند، حشره‌کش‌ها، دترجنت‌ها و کود مصرف‌شده در کشاورزی افزایش می‌دهد.



شکل ۱: موقعیت منطقه موردمطالعه

روش کار

در این پژوهش، برای ارزیابی و پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان منطقه موردمطالعه، از دو مدل دراستیک و سینتکس استفاده شد.

مدل دراستیک

ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی با استفاده از مدل دراستیک بر اساس هفت پارامتر هیدروژئولوژیکی انجام می‌گیرد. این پارامترها شامل عمق آب زیرزمینی (D)، تغذیه خالص (R)، محیط آبخوان (A)، محیط خاک (S)، توپوگرافی یا شیب سطح زمین (T)، تأثیر مواد تشکیل‌دهنده بخش زون غیراشباع (I)، ضریب هدایت هیدرولیکی (C) می‌باشند (آلر[1] و همکاران، ۱۹۸۷). عوامل یادشده طوری مرتب‌شده‌اند که نخستین حرف هریک از آن‌ها، کلمه DRASTIC را می‌سازد، به‌طوری‌که به هریک از این پارامترها با توجه به اهمیت آن در قابلیت انتقال آلودگی به سیستم آب زیرزمینی نسبت به سایر عوامل، یک وزن نسبی اختصاص داده می‌شود. به مهم‌ترین عامل، وزن ۵ و به کم‌اهمیت‌ترین آن‌ها، ۱ اختصاص می‌یابد. هریک از عوامل به محدوده‌هایی تقسیم می‌شوند. اهمیت هر محدوده با

[1] - Aller

توجه به تأثیر روی پتانسیل آلودگی تعیین می‌شود که همان میزان است. میزان پارامترهای دراستیک بین ۱ تا ۱۰ تغییر می‌کند(جدول ۱)، به‌طوری‌که ۱ به معنای کمترین و ۱۰ بیشترین خطر برای آلودگی آب زیرزمینی درنظرگرفته می‌شود (پاناگوپولوس[1] و همکاران، ۲۰۰۶). برای محاسبه آسیب‌پذیری آبخوان، این پارامترها در معادله خطی به‌صورت رابطه ۱ وارد می‌شوند:

$$\text{DRASTIC Index} = DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + IrIw + CrCw \quad (۱)$$

که در رابطه ۱، DI شاخص آسیب‌پذیری دراستیک، حروف بزرگ نشان‌دهنده پارامترهای هفت‌گانه، r میزان ارزش (رتبه) و w وزنی است که به هر پارامتر، تخصیص داده می‌شود. با استفاده از این رابطه، می‌توان بیان کرد که کدام منطقه در معرض آلودگی قرار دارد. به این صورت که هرچه شاخص بزرگ‌تر باشد، پتانسیل آلودگی بیشتر می‌شود (جدول ۲).

جدول ۱: رتبه‌های مربوط به پارامترهای مدل دراستیک (منبع: *آلر و همکاران، ۱۹۸۷*)

پارامتر	رتبه	پارامتر	رتبه
عمق تا سطح ایستابی (D) برحسب متر		**شیب (T) برحسب درصد**	
۰-۳	۱۰	۰-۲	۱۰
۳-۹	۸	۲-۶	۹
۹-۱۵	۶	۶-۱۲	۵
۱۵-۲۳	۴	۱۲-۱۸	۳
۲۳-۳۰	۲	>۱۸	۱
>۳۰	۱	**محیط غیراشباع (I)**	
تغذیه خالص (R) برحسب میلی‌متر در سال		گراول و ماسه	۹
۰-۵۰	۱	ماسه و گراول همراه با مقدار کمی سیلت و رس	۷
۵۰-۱۰۰	۳	ماسه و گراول همراه با بخش مهمی سیلت	۵
۱۰۰-۱۷۵	۵	رس و سیلت همراه با مقدار کمی ماسه ریزدانه	۴
۱۷۵-۲۵۰	۸	**هدایت هیدرولیکی (C) برحسب متر در روز**	
محیط آبخوان (A)		<۴	۱
ماسه و گراول	۸	۴-۱۲	۲
ماسه همراه مقداری رس یا سیلت	۶	۱۲-۲۸	۴
رس و سیلت همراه مقداری ماسه	۴	۲۸-۴۰	۶
رس و سیلت	۲	۴۰-۸۰	۸
محیط خاک (S)		۸۰-۱۰۰	۹
گراول	۱۰	>۱۰۰	۱۰
ماسه	۹		
لوم ماسه‌ای	۶		
لوم	۵		
رسی	۳		

[1] - Panagopoulos

جدول ۲: محدوده شاخص آسیب‌پذیری به روش دراستیک (*منبع: دیکسون، ۲۰۰۵*)

شاخص دراسیتک	پتانسیل آلودگی
<۷۹	بدون خطر آلودگی
۸۰-۹۹	خیلی کم
۱۰۰-۱۱۹	کم
۱۲۰-۱۳۹	کم تا متوسط
۱۴۰-۱۵۹	متوسط تا زیاد
۱۶۰-۱۷۹	زیاد
۱۸۰-۱۹۹	خیلی زیاد
>۱۹۹	کاملاً مستعد آلودگی

مدل سینتکس

این روش نخستین بار توسط سیویتا و همکارانش در سال ۱۹۹۰ برای بررسی آسیب‌پذیری جنوب ایتالیا به‌کاربرده شد. پارامترهای به‌کاررفته در این روش همان پارامترهای مدل دراستیک است، با این تفاوت که وزن‌ها و رتبه‌های به‌کاررفته در آن انعطاف بیشتری دارد (سیویتا[1]، ۱۹۹۰). به هر پارامتر بر اساس تأثیر آن‌ها در آسیب‌پذیری رتبه‌ای بین ۱ تا ۵ و وزنی برابر ۱ تا ۱۰ اختصاص داده‌شده (جدول ۳) و درنهایت، شاخص آسیب‌پذیری با استفاده از رابطه ۲ محاسبه می‌شود.

$$ISINTACS = \square (1, 7)\ Pi\square \times wi \qquad (۲)$$

در رابطه ۲، I شاخص آسیب‌پذیری سینتکس، Pi رتبه هر پارامتر و wiوزن نسبی پارامترهاست. با استفاده از این رابطه، می‌توان بیان کرد که کدام منطقه در معرض آلودگی قرار دارد. به این صورت که هرچه شاخص بزرگ‌تر باشد، پتانسیل آلودگی بیشتر می‌شود (جدول ۴).

جدول ۳: رتبه‌های مربوط به پارامترهای مدل سینتکس

منبع: الکیوسی و همکاران، ۲۰۰۶

پارامتر	رتبه	پارامتر	رتبه
عمق تا سطح ایستابی (S) برحسب متر		**شیب (S) برحسب درصد**	
۰-۳	۹	۰-۳	۱۰
۳-۵	۸	۳-۵	۹
۵-۷	۷	۵-۷	۸
۷-۱۰	۶	۷-۱۰/۵	۷
۱۰-۱۳	۵	۱۰/۵-۱۳/۵	۶
۱۳-۲۰	۴	۱۳/۵-۱۶/۵	۵
۲۰-۳۰	۳	۱۶/۵-۱۹/۵	۴
۳۰-۳۶	۲	۱۹/۵-۲۳	۳
تغذیه خالص (I) برحسب میلی‌متر در سال		۲۳-۲۷/۵	۲
۰-۵۰	۱	>۲۷/۵	۱

[1] - Civita

۵۰-۱۰۰	۳	**محیط غیراشباع (N)**	
۱۰۰-۱۷۵	۵	رسوبات آبرفتی درشت‌دانه (ماسه و گراول)	۹
۱۷۵-۲۵۰	۸	ماسه	۷
محیط آبخوان (A)		رسوبات آبرفتی ریزدانه (سیلت و رس با ماسه ریزدانه)	۵
رسوبات درشت‌دانه (گراول همراه با ماسه)	۹	رس و سیلت	۲
ماسه	۷	**هدایت هیدرولیکی (C) برحسب متر بر روز**	
رسوبات ریزدانه(رس و سیلت همراه با ماسه دانه‌ریز)	۶	۰/۱-۰/۰۷	۳
رس و سیلت	۳	۰/۸۶۴-۰/۱	۴
محیط خاک (T)		۴/۳۲-۰/۸۶۴	۵
گراول	۱۰	۸/۶۴-۴/۳۲	۶
ماسه	۹	۴۳/۲-۸/۶۴	۷
ماسه رس دار	۷	۸۶/۴-۴۳/۲	۸
لوم ماسه‌ای	۶	۳۶۶/۳۹-۸۶/۴	۹
لوم	۵		
سیلت و رس	۳		
رسی	۲		

جدول ۴: محدوده شاخص آسیب‌پذیری به روش سینتکس(منبع: *الکیوسی و همکاران*، ۲۰۰۶)

شاخص سینتکس	پتانسیل آلودگی
<۶۳	بدون خطر آلودگی
۶۴-۷۷	خیلی کم
۷۸-۹۹	کم
۱۰۰-۱۱۹	متوسط
۱۲۰-۱۳۹	متوسط تا زیاد
۱۴۰-۱۵۹	زیاد
۱۶۰-۱۷۹	خیلی زیاد
>۱۸۰	کاملاً مستعد آلودگی

لایه‌های دراستیک و سینتکس

لایه عمق سطح ایستابی: جهت تهیه این لایه از داده‌های جمع‌آوری‌شده عمق تا سطح ایستابی تعداد ۱۲ چاه پیزومتری موجود در منطقه استفاده و با درون‌یابی این نقاط و با توجه به معیارهای مدل دراستیک و سینتکس ارزش‌گذاری شد. لازم به ذکر است که به هر پارامتر بر اساس میزان عدم قطعیت و حساسیت نسبی در برابر آلاینده، یک وزن نسبی از ۱ تا ۵ اختصاص داده می‌شود. همچنین رتبه‌بندی بر اساس مقیاس ۱ تا ۱۰ و اهمیت نسبی آن و تأثیر آن در پتانسیل آلودگی در منطقه مورد ارزیابی انجام می‌شود (آلر و همکاران ۱۹۸۷).

لایه محیط خاک: لایه محیط خاک قسمت بالایی و هوازده ناحیه غیراشباع می‌باشد. برای تهیه لایه مربوط به این پارامتر از لاگ ۱۲ عدد از چاه‌های پیزومتری موجود در منطقه استفاده و سپس بر اساس معیارهای مدل دراستیک و سینتکس به هرکدام از چاه‌ها رتبه‌ای اختصاص داده شد. به‌منظور تهیه لایه محیط خاک، پس از شناسایی تیپ‌های

مختلف خاک در منطقه موردنظر، لایه خاک منطقه استخراج و به‌صورت یک‌لایه رستری ذخیره می‌گردد. سپس با توجه به نتایج آلر و همکاران (۱۹۸۷) کلاس‌بندی و ارزش‌گذاری می‌شود.

لایه شیب: به شیب زمین اطلاق می‌گردد و به‌صورت درصد شیب بیان میشود. مناطق کم شیب تمایل به نگهداری طولانی‌تر آب دارند و این، فرصت نفوذ هر چه بیشتر آب تغذیه‌ای و پتانسیل بیشتر حرکت آلاینده را موجب می‌شود. برای تهیه نقشه شیب منطقه، از نقشه مدل رقومی ارتفاعی ۱/۲۵۰۰۰۰ منطقه موردمطالعه استفاده می‌شود. سپس نقشه شیب به‌دست‌آمده بر اساس معیارهای آلر و همکاران (۱۹۸۷) رتبه‌بندی می‌شوند.

لایه غیراشباع: به بخش بالای سطح ایستابی گفته می‌شود که غیراشباع بوده و یا به‌طور ناپیوسته اشباع می‌باشد و بین لایه خاک و سطح ایستابی واقع است. درصورتی‌که ناحیه غیراشباع نفوذپذیری بالایی داشته باشد، رتبه آسیب‌پذیری بالایی به آن اختصاص می‌یابد. برای تهیه این لایه با توجه به ۱۲ عدد از لاگ چاههای پیزومتری، به هرکدام از چاه‌ها با توجه معیارهای آلر و همکاران (۱۹۸۷) رتبه‌ای اختصاص و سرانجام لایه رستری تهیه می‌شود.

لایه تغذیه خالص: تغذیه خالص، مقدار آبی است که از سطح زمین نفوذ کرده و به سطح ایستابی می‌رسد و موجب انتقال آلودگی به‌صورت عمودی می‌شود و پس از رسیدن به سطح ایستابی، به‌صورت افقی در آبخوان حرکت می‌کند. به‌منظور بررسی تغییرات حجم آب زیرزمینی منطقه، از روش هم‌پوشانی نقشه تغییرات سطح آب زیرزمینی و نقشه توزیع قابلیت ذخیره، استفاده‌شده است. تغییرات سطح آب زیرزمینی از تفریق نقشه هم‌تراز شهریور ۹۸ از اسفندماه ۹۸ استخراج‌شده و در آبدهی ویژه حاصل از مدل جریان واسنجی شده منطقه موردمطالعه، ضرب گردیده است.

لایه هدایت هیدرولیکی: توانایی مواد آبخوان در انتقال آب، هدایت هیدرولیکی گفته می‌شود که نرخ جریان آب‌های زیرزمینی را تحت یک شیب هیدرولیکی معین کنترل می‌کند. جهت تهیه این لایه مقادیر ضریب آبگذری کلیه چاه‌ها محاسبه شد، سپس با درنظرگرفتن بخش اشباع آبخوان مقادیر هدایت هیدرولیکی کلیه چاه‌ها محاسبه گردید.

محیط آبخوان: محیط آبخوان شامل فضاهای خالی و شکستگی‌هایی است که آب را در خود نگه‌داشته و عبور می‌دهند. بنابراین مواد تشکیل‌دهنده آبخوان بر جریان درون آن تأثیر می‌گذارد که این مسیر، جریان حرکت آلاینده‌ها را از طریق این محیط تعیین می‌کند. برای به دست آوردن اطلاعات مربوط به محیط آبخوان از ۱۲ لاگ چاه پیزومتری استفاده و برحسب جنس مواد تشکیل‌دهنده آبخوان به هرکدام از چاه‌ها با توجه معیارهای آلر و همکاران (۱۹۸۷) رتبه‌ای اختصاص و سرانجام لایه رستری تهیه می‌شود.

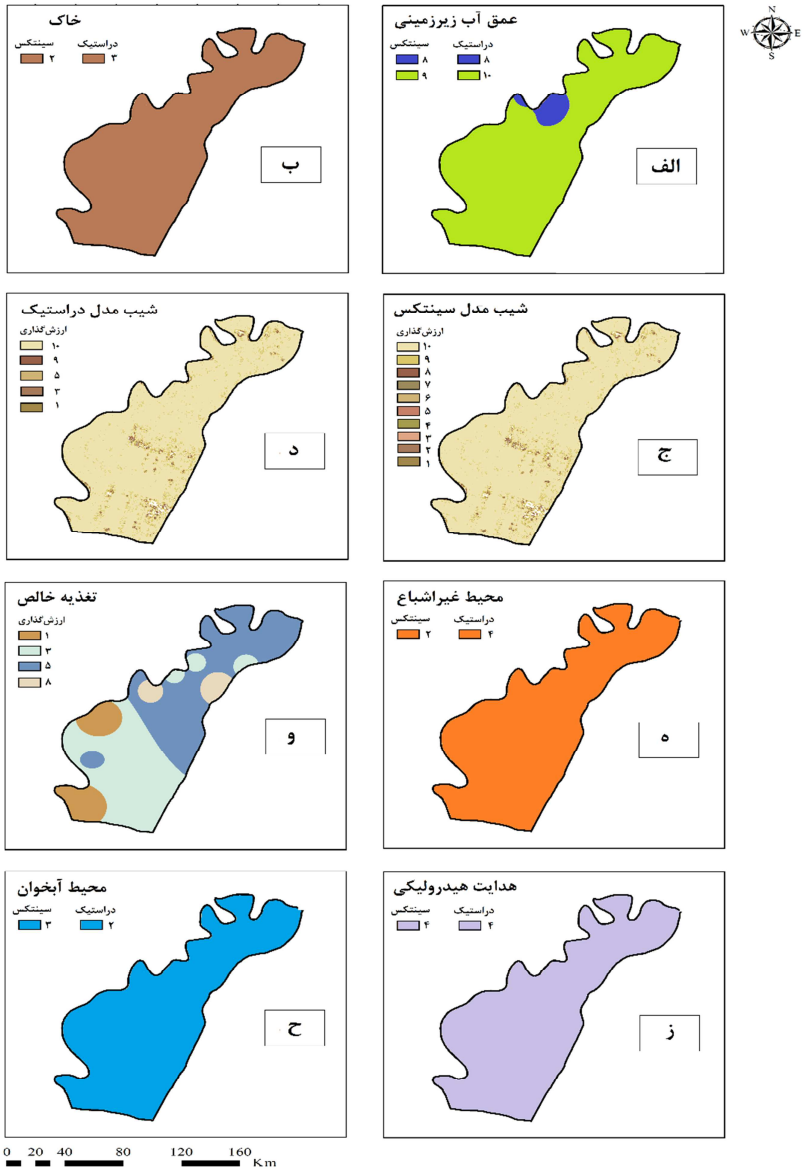
لازم به ذکر است که در این تحقیق در پهنه‌بندی تمامی نقشه‌ها از روش کریجینگ[1] به دلیل داشتن خطای کمتر در مقایسه با سایر روش‌های زمین‌آمار در نرم‌افزار GIS استفاده شد و برای مدل‌سازی پتانسیل آلودگی آب‌های زیرزمینی به دو روش دراستیک و سینتکس از نرم‌افزار GIS استفاده و برای تهیه نقشه‌های معیار موردنیاز مدل، آنالیزهای مکانی مختلفی روی داده‌های موردنیاز صورت گرفت که از آن جمله می‌توان به تبدیل داده‌های نقطه‌ای به سطح، شامل درون‌یابی کریجینگ و ایجاد شبکه تیسن اشاره کرد. هدف اصلی تهیه نقشه‌های معیار، تلفیق آن‌ها با یکدیگر با استفاده از تکنیک همپوشانی و درنتیجه تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان موردمطالعه بوده است.

[1] Kriging

نتایج و بحث

محاسبه پارامترهای هیدروژئولوژیکی

نقشه پارامترهای روش دراستیک و سینتکس که شامل عمق آب زیرزمینی، تغذیه خالص، محیط آبخوان، محیط خاک، شیب، مواد تشکیل‌دهنده زون غیراشباع و هدایت هیدرولیکی است، پس از درون‌یابی به‌صورت فایل رستر آماده و این هفت لایه رستر در محیط نرم‌افزار GIS تهیه شدند (شکل ۲).

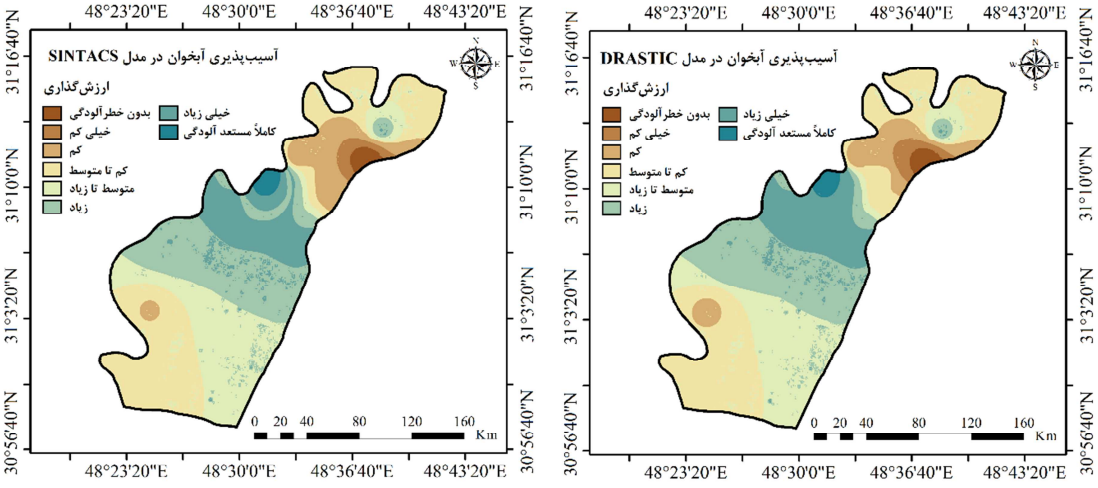


شکل ۲: نقشه پارامترهای هدیروژئولوژیکی مدل‌های دراستیک و سینتکس (الف: عمق آب زیرزمینی، ب: لایه خاک، ج: شیب در مدل سینتکس، د: شیب در مدل دراستیک، ه: لایه محیط غیراشباع، و:لایه تغذیه خالص، ز: لایه هدایت هیدرولیکی، ح: لایه محیط آبخوان)

با توجه به نقشه‌های به دست آمده (شکل ۲)، در روش دراستیک بیشترین وسعت منطقه دارای عمق ۰ تا ۳ متر (رتبه ۱۰) و کمترین وسعت، دارای عمق ۳ تا ۹ متر (رتبه ۸) می‌باشد. در روش سینتکس نیز، بیشترین وسعت دارای عمق ۰ تا ۳ متر (رتبه ۹) و کمترین وسعت، دارای عمق ۳ تا ۵ متر (رتبه ۸) می‌باشد. در هر دو مدل، خاک منطقه دارای بافت ریزدانه از نوع رسی که برای مدل دراستیک رتبه ۳ و مدل سینتکس رتبه ۲ می‌باشد. بر اساس نتایج روش دراستیک، بیشتر اراضی دارای شیب ۰ تا ۳ درصد (رتبه ۱۰) و مساحت محدودی از منطقه نیز دارای شیب ۶ تا ۱۲ درصد (رتبه ۵) می‌باشد. در روش سینتکس بیشترین وسعت منطقه با شیب ۰ تا ۳ درصد (رتبه ۱۰) و کمترین وسعت دارای شیب ۷ تا ۱۰/۵ درصد (رتبه ۷) می‌باشد. در هر دو مدل، محیط غیراشباع، از نوع رس و سیلت همراه با مقداری ماسه ریزدانه است که برای مدل دراستیک رتبه ۴ و مدل سینتکس رتبه ۲ می‌باشد. همچنین بیشترین وسعت منطقه با تغذیه خالص ۱۰۰ تا ۱۷۵ میلی‌متر در سال (رتبه ۵) و کمترین وسعت منطقه با تغذیه خالص ۱۷۵ تا ۲۵۰ میلی‌متر در سال (رتبه ۸) می‌باشد. میزان هدایت هیدرولیکی در مدل دراستیک ۱۲ تا ۲۸ متر در روز (رتبه ۴) و در مدل سینتکس ۰/۸۶۴ تا ۰/۱ متر در روز (رتبه ۴) می‌باشد. در هر دو مدل، محیط آبخوان، از نوع رس و سیلت است که برای مدل دراستیک رتبه ۲ و مدل سینتکس رتبه ۳ می‌باشد.

محاسبه شاخص آسیب‌پذیری آبخوان به روش دراستیک و سینتکس

پس از محاسبه و نقشه‌سازی پارامترهای هیدروژئولوژیکی دو مدل دراستیک و سینتکس، لایه‌های به‌دست‌آمده بر اساس تابع همپوشانی تلفیق و نقشه نهایی آسیب‌پذیری دو مدل در محیط نرم‌افزار GIS تهیه شد (شکل ۳).



شکل ۳: پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان با استفاده از مدل‌های دراستیک و سینتکس

نتایج این پژوهش نشان داد که شاخص آسیب‌پذیری مدل دراستیک، بین ۶۸ تا ۲۱۵ و شاخص آسیب‌پذیری مدل سینتکس بین ۵۲ تا ۱۹۵ متغیر است. شاخص آسیب‌پذیری در مدل دراستیک با توجه به طبقه‌بندی دیکسون و در

مدل سینتکس با توجه به طبقه‌بندی ال‌کیوسی و همکاران، در هشت گروه آسیب‌پذیری شامل طبقات بدون خطر آلودگی، خیلی کم، کم، متوسط، متوسط تا زیاد، زیاد، خیلی زیاد و کاملاً مستعد آلودگی قرار می‌گیرد (جدول ۵)

جدول ۵: محدوده و مساحت طبقات شاخص‌های آسیب‌پذیری دراستیک و سینتکس در منطقه موردمطالعه

ردیف	پتانسیل آلودگی	محدوده طبقات شاخص دراستیک	مساحت (هکتار)	مساحت (درصد)	محدوده طبقات شاخص سینتکس	مساحت (هکتار)	مساحت (درصد)
۱	بدون خطر آلودگی	۶۸-۷۹	۴۸۵/۲	۱/۱۰	۵۲-۶۳	۴۵۵/۴	۱/۰۴
۲	خیلی کم	۸۰-۹۹	۷۵۱/۶	۱/۷۱	۶۴-۷۷	۷۸۹/۱	۱/۸۰
۳	کم	۱۰۰-۱۱۹	۳۳۰۵/۵	۷/۵۳	۷۸-۹۹	۳۲۸۱/۵	۷/۴۷
۴	متوسط	۱۲۰-۱۳۹	۱۲۴۱۱/۷	۲۸/۲۶	۱۰۰-۱۱۹	۱۲۴۲۶/۷	۲۸/۳۰
۵	متوسط تا زیاد	۱۴۰-۱۵۹	۱۱۱۹۱/۲	۲۵/۴۹	۱۲۰-۱۳۹	۱۱۱۶۹/۴	۲۵/۴۴
۶	زیاد	۱۶۰-۱۷۹	۹۴۲۷/۳	۲۱/۴۷	۱۴۰-۱۵۹	۹۴۴۹/۳	۲۱/۵۲
۷	خیلی زیاد	۱۸۰-۱۹۹	۵۸۶۱/۱	۱۳/۳۵	۱۶۰-۱۷۹	۵۸۴۴/۲	۱۳/۳۱
۸	کاملاً مستعد آلودگی	۱۹۹-۲۱۵	۴۷۸/۵	۱/۰۹	۱۸۰-۱۹۵	۴۹۵/۷	۱/۱۳

با توجه به جدول ۵، در هر دو مدل بیشترین وسعت منطقه در کلاس آسیب‌پذیری متوسط با مساحت ۱۲۴۱۱/۷ هکتار (۲۸/۲۶ درصد) در مدل دراستیک و ۱۲۴۲۶/۷ هکتار (۲۸/۳۰ درصد) در مدل سینتکس می‌باشد. در مدل دراستیک کمترین وسعت منطقه در کلاس آسیب‌پذیری کاملاً مستعد آلودگی با مساحت ۴۷۸/۵ هکتار (۱/۰۹ درصد) و در مدل سینتکس کمترین وسعت در کلاس آسیب‌پذیری بدون خطر آلودگی با مساحت ۴۵۵/۴ هکتار (۱/۰۴ درصد) می‌باشد.

واسنجی مدل‌های دراستیک و سینتکس

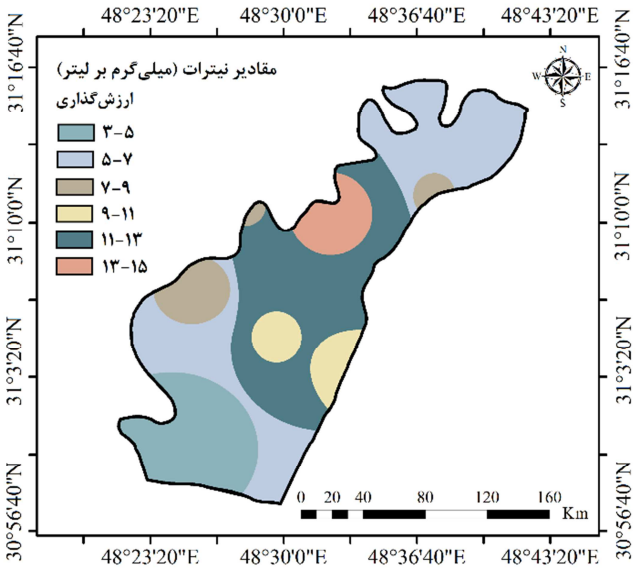
با توجه به کاربرد کودهای شیمیایی در کشاورزی و آلودگی ناشی از فاضلاب‌های شهری در منطقه موردمطالعه، جهت واسنجی و صحت‌سنجی مدل‌های به‌کاربرده شده از مقادیر اندازه‌گیری شده نیترات موجود در ۱۲ حلقه چاه منطقه در مردادماه ۱۳۹۸ استفاده شد. همبستگی مدل‌های دراستیک و سینتکس با لایه نیترات، به‌منزله شاخص آلودگی ناشی از پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری، محاسبه و مقایسه شدند. برای این منظور ضریب همبستگی پیرسون بین مدل‌ها و لایه نیترات، محاسبه و مشخص شد که این ضریب برای مدل دراستیک ۰/۶۸ و برای مدل سینتکس ۰/۵۱ است.

پهنه‌بندی نیترات چاه‌ها

بر اساس متوسط آمار پنج‌ساله سازمان آب و برق خوزستان، مقادیر نیترات اندازه‌گیری شده از چاه‌های منطقه بین ۳ تا ۱۵ میلی‌گرم در لیتر متغیر است که با توجه به استاندارد سازمان بهداشت جهانی (دبلیو اچ او[1]، ۲۰۰۴)، برای

[1] - World Health Organization (WHO)

مصارف آشامیدنی یعنی مقدار ۵۰ میلی‌گرم در لیتر، غلظت نیترات در آبخوان مورد مطالعه، پایین‌تر از حد مجاز می‌باشد. برای درک بهتر روند و همچنین پهنه‌بندی نیترات موجود در منطقه، نقشه موردنظر تهیه گردید (شکل ۴).



شکل ۴: نقشه پهنه‌بندی نیترات چاه‌های منطقه مورد مطالعه

نتیجه‌گیری

در این تحقیق، پهنه‌بندی نقشه آسیب‌پذیری آبخوان توسط مدل‌های دراستیک و سینتکس بررسی شد. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده، هر دو مدل ازلحاظ تعیین پهنه‌های آسیب‌پذیری، وضعیت تقریباً مشابهی داشته و در هر دو مدل، بیشترین وسعت منطقه در کلاس آسیب‌پذیری متوسط قرارگرفته است. در هر دو مدل، آبخوان نواحی مرکزی منطقه، آسیب‌پذیری بیشتری نسبت به نواحی شمالی و جنوبی داشته است. بیشترین آسیب‌پذیری آبخوان در پهنه‌ای واقع در بخش مرکزی و غرب منطقه و کمترین آسیب‌پذیری نیز در پهنه‌ای واقع در بخش شمالی و شرق منطقه قرارگرفته است. در روش دراستیک، فرآیند وزن و رتبه‌دهی پارامترها نسبت به روش سینتکس انعطاف‌پذیری بیشتری داشته و به‌طور دقیق‌تری وضعیت هیدروژئولوژیکی منطقه و محدوده‌های مختلف آسیب‌پذیری مشخص گردیده است. این موضوع با نتایج مطالعه محمود زاده و همکاران (۱۳۹۲) مطابقت دارد. در این پژوهش، همبستگی مدل‌های دراستیک و سینتکس با لایه نیترات، به‌منزله شاخص آلودگی ناشی از پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری، محاسبه و مقایسه شدند. نتایج تحقیق نشان داد که از مناطق مرکزی آبخوان به سمت جنوب و شمال آن، روند مقادیر نیترات رو به کاهش است. نتایج صحت‌سنجی مدل‌های به‌کاررفته با استفاده از مقادیر یون نیترات، حاکی از قابلیت بالاتر مدل دراستیک نسبت به مدل سینتکس برای آبخوان محدوده موردمطالعه دارد. این موضوع بامطالعه ندیری و صدقی (۱۳۹۸) مطابقت دارد. با توجه به زمان نسبتاً طولانی آشکار شدن آلودگی‌ها در آب زیرزمینی و هزینه زیاد برای پاک‌سازی آن، لزوم برنامه‌ریزی و توسعه منطقه بر اساس توجه به نقاط مستعد آسیب‌پذیر آبخوان

شهرستان کارون با توجه به نقشه‌های آسیب‌پذیری منطقه ضروری به نظر می‌رسد. نتایج این پژوهش به جهت اینکه آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی را به‌طور کامل و بصری نشان می‌دهد، ابزار ارزشمندی برای مسئولان فراهم می‌کند تا به کمک آن تصمیمات لازم را در جهت بهبود کاربری اراضی و مدیریت آبخوان، مانند اعمال مدیریت در مصرف آب کشاورزی و کودهای کشاورزی، فاضلاب شهری و روستایی، تغییر کاربری اراضی اتخاذ کنند.

منابع

اصغری مقدم اصغر، فیجانی الهام، ندیری عطاالله (۱۳۸۸)، ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی دشت‌های بازرگان و پلدشت با استفاده از مدل دراستیک بر اساس GIS، مجله محیط‌شناسی، سال سی و پنجم، شماره ۵۲، صص ۵۵-۶۴.

اصغری مقدم اصغر، آدیگوزیل پور علی، محمدی عباس (۱۳۹۶)، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت اشنویه با استفاده از مدل‌های دراستیک و سینتکس، مجله مخاطرات محیط طبیعی، سال هفتم، شماره ۱۷، صص ۹۹-۱۲۰.

انتظاری مهری، امیری فاضل، طباطبایی طیبه (۱۳۹۷)، ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی حوزه طرقبه شاندیز استان خراسان با استفاده از تکنیک‌های دراستیک و سیستم اطلاعات جغرافیایی، نشریه سنجش‌ازدور و سامانه اطلاعات جغرافیایی در منابع طبیعی، سال نهم، شماره ۳، صص ۱۹-۳۲.

پریزادی طاهر، روشنگر ثریا (۱۳۹۱)، کاربرد سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) در برنامه‌ریزی شهری، فصلنامه اطلاعات جغرافیایی (سپهر)، سال بیست و یکم، شماره ۸۳، صص ۵۱-۵۷.

زهتابیان غلامرضا، صادقی‌روش محمدحسن (۱۳۹۱)، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت خضرآباد به روش دراستیک، فصلنامه علمی محیط‌زیست، شماره ۵۵، صص ۲۱-۳۱.

محمودزاده الهه، رضاییان سحر، احمدی آزاده (۱۳۹۲)، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت میمه اصفهان با استفاده از روش‌های تطبیقی AVI، GODS و DRESTIC، مجله محیط‌شناسی، سال سی و نهم، شماره ۲، صص ۴۵-۶۰.

موسوی فاطمه، یعقوبی مسعود، چیت‌سازان، منوچهر (۱۳۹۵)، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان خویس با به‌کارگیری مدل دراستیک و سینتکس به‌منظور مدیریت کاربری اراضی، مجله آب و فاضلاب، شماره ۲۳، صص ۸۸-۹۲.

ندیری عطاالله، صدقی زهرا (۱۳۹۸)، ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان‌های چندگانه با استفاده از روش‌های DRASTIC، SINTACS، نشریه هیدروژئولوژی، سال چهارم، شماره ۲، صص ۱۷۱- ۱۸۶.

Aller, L., Bennet, T., lEHER, J.H., Petty, R.J., & Hackett, G., (1987), DRASTIC: A standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Geohydrogeologic Settings, E.P.A., Report, No. 600/2-87-035, 622p.

Al kuisi, M., El-Naqa, A., & Hmmouri, N., (2006), Vulnerability Mapping of Shallow Groundwater Aquifer Using SINTACS Model in the Jordan Valley Area, Jordan, Environmental Geology, No. 50, pp. 651–667.

Almasri, M.N., (2008), Assessment of Intrinsic Vulnerability to Contamination for Gaza Coastal Aquifer, Palestine, Journal of Environmental Management, Vol. 88, No. 4, pp. 577-593.

Antonakos, A.K., Lambrakis, N.J., (2007), Development and Testing of Three Hybrid Methods for the Assessment of Aquifer Vulnerability to Nitrates, Based on the Drastic Model, an Example from NE Korinthia, Greece, Journal of Hydrology, Vol. 333, No. 2-4, pp. 288– 304.

Civita, M., (1990), Legenda unificata per le Carte della vulnerabilita dei corpi idrici sotterranei/ Unified legend for the aquifer pollution vulnerability Maps, Studi sulla Vulnerabilita degli Acquiferi. Pitagora Edit, Bologna.

Dixon, B., (2005), Groundwater Vulnerability Mapping: A GIS and Fuzzy Rule-Based Integrated Tool, Applied Geography, Vol. 25, No. 4, pp. 327-347.

El–Naqa, A., Hammouri, N., & Kioso, M., (2006), GIS–based Evaluation of Groundwater Vulnerability in the Russeifa Area, Jordan, Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, Vol. 23, No. 3, pp. 277–287.

Gogu, R.C., Dassargues, A., (2000), Current Trends in Vulnerability Assessment Using Overlay and Index Methods, Environment Geology, Vol. 39, No. 6, pp. 549-559.

Hamza, M.H., Added, A., Rodrı guez, R., Abdeljaoued, S., & Ben Mammou, A., (2007), GIS-based DRASTIC Vulnerability and Net Recharge Reassessment in an Aquifer of a Semi-Arid Region (Metline-Ras Jebel-Raf Raf aquifer, Northern Tunisia), Journal of Environmental Management, Vol. 84, No. 1, pp. 493-505.

Katta, B., Walid, A.F., & Al Charideh, A.R., (2010), Groundwater Vulnerability Assessment for the Bunyas Catchment of the Syrian Coastal Area Using GIS and the RISK Method, Journal of Environmental Management, Vol. 91, No. 5, pp. 1103-1110.

Nobre, R.C.M., Rotunno Filho, O.C., Mansur, W.J., Nober, M.M.M., & Cosenza, C.A.N., (2007), Groundwater Vulnerability and Risk Mapping Using GIS, Modeling and a Fuzzy Logic Tool, Journal of Contamination Hydrology, Vol. 94, No. 2007, pp. 277-292.

Panagopoulos, G., Antonakos, A., Lambrakis, N., (2006), Optimization of DRASTIC model for groundwater vulnerability assessment, by the use of simple statistical methods and GIS. Hydrogeology Journal. 14:894-911.

Rosen, L., (1994), A Study of the DRASTIC Methodology with Emphasis on Swedish Conditions, Groundwater, Vol. 32, No. 2, pp. 278-285

Thapinta, A., Hudak, P., (2003), Use of Geographic Information Systems for Assessing Groundwater Pollution Potential by Pesticides in Central Thailand, Environment International, Vol. 29, No. 1, pp. 87–93.

Voudouris, K., Kazakis, N., Polemio, M., & Kareklas, K., (2010), Assessment of Intrinsic Vulnerability Using the DRASTIC Model and GIS in the Kiti Aquifer, Cyprus, European Water, No. 30, pp 13-24.

WHO. (2004). Guidelines for Drinking Water Quality. Recommendations, Geneva: World Health Organization, 9, 21-29.

University of Sistan and Baluchestan

Journal of Natural Environment Hazards

Print ISSN: 2676 - 4377 Online ISSN: 2676 - 4385

Homepage: https://jneh.usb.ac.ir

References

References (in Persian)

Asghari Moghaddam, A., Fijani, E., Nadiri, A., (2010), Groundwater Vulnerability Assessment Using GIS-Based DRASTIC Model in the Bazargan and Poldasht Plains, Journal of Environmental Studies, 35(52), 55-64. [In Persian]

Asghari Moghaddam, A., Adigozalpour, A., Mohammady, A., (2018), Vulnerability Assessment of Oshnavieh Plain Aquifer by SINTACS and DRASTIC Models, Journal of Natural Environmental Hazards, 7(17), 99-120. [In Persian]

Entezari, M., Amiri, F., Tabatabaie, T., (2018), A GIS, DRASTIC Techniques for Assessing Groundwater Vulnerability in Torghabeh–Shandiz Watershed of Khorasan County, Journal of RS and GIS for Natural Resources, 9(3), 19-32. [In Persian]

Mahmoudzadeh, E., Rezaian, S., & Ahmadi, A. (2013). Assessment of Meymeh Plain Aquifer Vulnerability in Esfahan Using Comparative Method AVI, GODS, DRASTIC. Journal of Environmental Studies, 39(2), 45-60 [In Persian]

Mousavi, F., Yaghoubi, M., Chitsazan, M., (2016). Land Use Management by Assessing Aquifer Vulnerability in Khovayes Plain Using the DRASTIC and SINTACS Models, Journal of Water and Wastewater, 27(3), 88-92. [In Persian]

Nadiri, A.A., Sedghee, Z., (2020), Evaluation of multiple aquifer vulnerability using DRASTIC, SINTACS methods, Journal of Hydrogeology, 4(2), 171-186. [In Persian]

Parizadi, T., Rowshangar, S., (2012), Application of Geographic Information System (GIS) in Urban Planning, Journal of Geographical Data (SEPEHR), 21(83), 51-57. [In Persian]

Zehtabian, G., Sadeghi Ravesh, M.H., (2012), Assessing the Vulnerability of Khezrabad Plain Aquifer by DRASTIC Method, Journal of Environmental Studies & Bioengineering, 55, 21-31. [In Persian]

References (in English)

Aller, L., Bennet, T., lEHER, J.H., Petty, R.J., & Hackett, G., (1987), DRASTIC: A standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Geohydrogeologic Settings, E.P.A., Report, No. 600/2-87-035, 622p.

Al kuisi, M., El-Naqa, A., & Hmmouri, N., (2006), Vulnerability Mapping of Shallow Groundwater Aquifer Using SINTACS Model in the Jordan Valley Area, Jordan, Environmental Geology, No. 50, pp. 651–667.

Almasri, M.N., (2008), Assessment of Intrinsic Vulnerability to Contamination for Gaza Coastal Aquifer, Palestine, Journal of Environmental Management, Vol. 88, No. 4, pp. 577-593.

Antonakos, A.K., Lambrakis, N.J., (2007), Development and Testing of Three Hybrid Methods for the Assessment of Aquifer Vulnerability to Nitrates, Based on the Drastic Model, an Example from NE Korinthia, Greece, Journal of Hydrology, Vol. 333, No. 2-4, pp. 288– 304.

Civita, M., (1990), Legenda unificata per le Carte della vulnerabilita dei corpi idrici sotterranei/ Unified legend for the aquifer pollution vulnerability Maps, Studi sulla Vulnerabilita degli Acquiferi. Pitagora Edit, Bologna.

Dixon, B., (2005), Groundwater Vulnerability Mapping: A GIS and Fuzzy Rule-Based Integrated Tool, Applied Geography, Vol. 25, No. 4, pp. 327-347.

El–Naqa, A., Hammouri, N., & Kioso, M., (2006), GIS–based Evaluation of Groundwater Vulnerability in the Russeifa Area, Jordan, Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, Vol. 23, No. 3, pp. 277–287.

Gogu, R.C., Dassargues, A., (2000), Current Trends in Vulnerability Assessment Using Overlay and Index Methods, Environment Geology, Vol. 39, No. 6, pp. 549-559.

Hamza, M.H., Added, A., Rodrı guez, R., Abdeljaoued, S., & Ben Mammou, A., (2007), GIS-based DRASTIC Vulnerability and Net Recharge Reassessment in an Aquifer of a Semi-Arid Region (Metline-Ras Jebel-Raf Raf aquifer, Northern Tunisia), Journal of Environmental Management, Vol. 84, No. 1, pp. 493-505.

Katta, B., Walid, A.F., & Al Charideh, A.R., (2010), Groundwater Vulnerability Assessment for the Bunyas Catchment of the Syrian Coastal Area Using GIS and the RISK Method, Journal of Environmental Management, Vol. 91, No. 5, pp. 1103-1110.

Nobre, R.C.M., Rotunno Filho, O.C., Mansur, W.J., Nober, M.M.M., & Cosenza, C.A.N., (2007), Groundwater Vulnerability and Risk Mapping Using GIS, Modeling and a Fuzzy Logic Tool, Journal of Contamination Hydrology, Vol. 94, No. 2007, pp. 277-292.

Panagopoulos, G., Antonakos, A., Lambrakis, N., (2006), Optimization of DRASTIC model for groundwater vulnerability assessment, by the use of simple statistical methods and GIS. Hydrogeology Journal. 14:894-911.

Rosen, L., (1994), A Study of the DRASTIC Methodology with Emphasis on Swedish Conditions, Groundwater, Vol. 32, No. 2, pp. 278-285

Thapinta, A., Hudak, P., (2003), Use of Geographic Information Systems for Assessing Groundwater Pollution Potential by Pesticides in Central Thailand, Environment International, Vol. 29, No. 1, pp. 87–93.

Voudouris, K., Kazakis, N., Polemio, M., & Kareklas, K., (2010), Assessment of Intrinsic Vulnerability Using the DRASTIC Model and GIS in the Kiti Aquifer, Cyprus, European Water, No. 30, pp 13-24.

WHO. (2004). Guidelines for Drinking Water Quality. Recommendations, Geneva: World Health Organization, 9, 21-29.