



Assessment of the Hazards of Vegetation Loss in the Eastern Basin of the Lake Urmia Based on the Ecosystem Services Modeling Approach Under the Conceptual Framework of DPSIR

Document Type
Research Paper

Received
2022/12/08

Accepted
2023/06/12

Ardavan Zarandian^{1*}, Roya Mousazadeh², Majid Ramezani Mehrrian³

1. Assistant Professor, Research Group of Environmental Assessment and Risk, Research Center for Environment and Sustainable Development (RCESD), Department of Environment, Tehran, I.R. Iran
2. Assistant Professor, Research Group of Environmental Economics, Research Center for Environment and Sustainable Development (RCESD), Department of Environment, Tehran, I.R. Iran
3. Assistant Professor, Department of Environmental Studies, the Institute for Research and Development in the Humanities (SAMT), Tehran, I.R. Iran

DOI: [10.22034/eiap.2023.179862](https://doi.org/10.22034/eiap.2023.179862)

Abstract

Ecosystem assessments have become increasingly important as the hazards posed by natural and human drivers, and the pressure on natural ecosystems increases, especially in developing countries as Iran. This is particularly true for the Lake Urmia watershed due to its vital role in the provision of various ecosystem services that different groups of stakeholders benefit from. In this research, a combination of two quantitative assessment methods based on ecosystem modeling using the Water World Policy Support System (WWPSS) and a descriptive assessment using the Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) conceptual framework was applied to link the results of evaluating land-use change, climate change and their effects on eco-hydrological parameters (vegetation, water budget, runoff, and soil erosion) with the aim of spatial zoning of hazards and its application in principled and conscious environmental management in the watershed of Lake Urmia. Vegetation loss caused by climate change has resulted in a change in the average net soil erosion in the watershed from -0.012 to 0.20 mm per year per square meter. In other words, the average soil erosion in the watershed only during the period under review rose dramatically by more than 3 tons per hectare. If this trend continues, soil erosion will become more severe. The capacities of the proposed method used in this research can be developed and more innovative solutions can be investigated to face ecological challenges in watershed management by further application of quantification models of eco-hydrological functions in the future.

Keywords: Assessment of the hazards, Vegetation Loss, Ecosystem Services Modeling, Conceptual framework of DPSIR, Eastern watershed of the Lake Urmia.

Extended abstract**Introduction**

Vegetation in rangeland ecosystems, which is influenced by climatic conditions (temperature and precipitation) is among the key factors in providing various ecosystem services, especially soil conservation, sediment and erosion control, and maintenance of quality in aquatic habitats. Therefore, the provision of such services has been severely affected by the two phenomena of climate change and land use changes in recent decades. (Dirnböck et al., 2003; Galbraith et al., 2010; Hanewinkel et al., 2013; Riordan & Rundel, 2014; Song et al., 2018). Lake Urmia in the northwest of Iran, as one of the international wetlands under the Ramsar Convention, has faced problems such as declining water levels, gradual drying due to increase in average temperature and decrease in precipitation as well as unprincipled conversion and land use change over the last two decades. The cumulative effects of such problems have led to the deterioration of the vegetation condition in the region. This research was carried out using ecosystem services modeling approach to assess ecological hazards caused by vegetation loss at the watershed scale and influenced by a set of driving forces of land use changes and also by climate change. It then analyzed the results of the modeling under the integrated framework of ecosystem services and the driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model. For this purpose, the main stages of this research included the following steps:

(a) Assessing of the baseline (past) and existing (current) condition of the Lake Urmia watershed and determining the changes that have occurred in its physical-ecological condition, including land use/cover, climatic parameters (temperature and precipitation), vegetation, hydrological parameters (runoff, water budget and soil erosion); (b) predicting the quantity of possible future changes in the physical-ecological condition of the watershed based on the scenario modeling method; (c) analyzing the ecosystem hazards caused by vegetation loss using the results obtained from the previous two steps and under the integrated framework of ecosystem services and DPSIR; (d) zoning the levels of ecosystem hazards in the watershed.

Research Methodology

The main methods used in this study included a literature review to collect the data and information in the previous researches, climate and hydrological analyses, modeling vegetation changes and structural changes in land use/land cover in the eastern watershed of Lake Urmia with an approximate area of 23,000 km² using satellite images and analyzing them in GIS, and modeling the various ecosystem functions and the changes in them caused by loss of vegetation followed by assessing the environmental hazards resulting from the mentioned processes in an integrated framework of ecosystem services and DPSIR. For this purpose, the land use/land cover maps in the study area under the conditions in the past (baseline) and at existing (current) were prepared first using satellite images 2009 (the Landsat 7 ETM+ sensor) and satellite images 2015 (the Landsat 8 OLI sensor) at 15-m resolution, respectively. The data at seven synoptic meteorological stations in the study area were used to analyze the time series of precipitation and temperature. Simultaneous modeling of changes in vegetation and in hydrological conditions was carried out using WaterWorld Policy Support System (WWPSS). Many studies have been conducted at the international level, which have used this model for modeling changes in vegetation and their relationship with hydrological conditions and drought and also with climate change. (Null et al., 2010; Mulligan, 2013; Pandeya, 2013; van Soesbergen, 2013; Birch et al., 2014; Velasco Arguello, 2014; Mulligan, 2016; Peh et al., 2016). In WWPSS, the water budget is determined by using the climate information and the data on vegetation obtained from remote sensing and via calculating the amount of precipitation displaced by wind, adding the quantity of fog to it, and subtracting the actual evapotranspiration from the sum. In addition, WWPSS is capable of assessing some qualitative/regulation water-related functions such as net soil erosion and sediment (Mulligan, 2013). Consequently, implementation of the model made it possible to compare the changes in vegetation from the past to the present time and to quantify and map their effects on water budget, runoff, and net soil erosion. In the last step, the DPSIR framework (Anzaldúa et al., 2018) and the ecosystem services framework were integrated to analyze the ecosystem hazards resulting from vegetation loss. Considering the modeling results and the analyses of the changes, the situations of the endangered system at baseline and at current were compared by analyzing the changes that have taken place in the four important parameters of vegetation density (%), water budget (mm/year), runoff (m³/year), and net erosion (mm/year), and the effects and outcomes of these changes were explained. Finally, standardization of the prepared maps was carried out using the classification tools and the raster calculator in ArcMap on 1:10 scale to allow overlaying maps (considering

the differences in their metric units) and integrate the maps of interest in order to display the zones that had experienced the greatest changes. The final map showing the determined hazards levels of vegetation loss in Lake Urmia Watershed was prepared by integrating the standardized maps.

Results and Discussion

Analysis of the changes that happened in land use/land cover during 2015-2019 revealed that the areas under irrigated farming and water bodies, wetland, and rangelands has declined by about 10, 40, 15, and 32%, respectively. Conversely, the area under rainfed agriculture and orchard and covered by salt pans, and urban lands increased by approximately 27, 63, 226, and 31%, respectively. The outcomes of water scarcity, unprincipled decisions on orchard expansion, and the increasing trend in urban development led to replacement of beneficial natural land cover (wetland, rangeland, and other bodies of water) by anthropogenic and non-useful natural land covers (salt flats and barren). Based on analysis of precipitation and temperature time-series, precipitation showed a significant declining trend in 2005, and during 2008-2010. Air temperature at four stations situated closer to the Lake also exhibited a statistically significant rising trend. Therefore, given the declining trend in lake water, it can be concluded probable that the reduction in the lake level may have increased the temperatures in the vicinity of the lake. During the investigated time interval, herbaceous-pasture vegetation has decreased by around 32% on average. Based on the model calculations, the estimated minimum, mean, and maximum runoff production in the eastern watershed of Lake Urmia under baseline conditions were 18/81, 833998/33 m³, and 1842474880 m³/year, respectively. Under current conditions, considering the loss of vegetation and the consequent changes that have occurred in the water budget of the watershed, the mean runoff produced in it has increased by about 2.5% (or 19656/95 m³/year) compared to the baseline. Furthermore, under the current situation, and following the loss of rangeland vegetation due to climate change and the changes in land use, the mean erosion rate in the entire watershed has reached 3t/ha/year. Of course, considering the differences in biophysical conditions of the various sub-watershed, soil erosion rates in the various parts of the watershed has been different in the range of 1-16 t/ha/year. The results of data analysis under the integrated framework of the ecosystem services and DPSIR indicate that the habitat function of the watershed decreased due to the 32% reduction in the vegetation. In addition, although the reduction in the vegetation density, which was followed by release of water absorbable in aerial and underground organs of the plants, the water budget improved by up to 37% due to the presence of available water, this event has endangered flood control function in the watershed. Based on this, Figures 1 and 2, which were prepared by overlaying and integrating standardized maps, show the standard maps for each ecological parameter modeled on 1: 10 scale and the final map of determining the hazards levels caused by the loss of vegetation in Lake Urmia Watershed, respectively.

Conclusion

This research employed a combination of quantitative assessment based on ecosystem modeling and descriptive evaluation as a complementary assessment to relate the results obtained from studying changes in land use and climate change to their effects on ecohydrological parameters (vegetation, water budget, runoff, and soil erosion). The WWPSS model was implemented to quantify and map the changes in the ecohydrological parameters. This model allows environmental assessors who may have lower levels of technical capacity to perform hydrological calculations, to provide a cost-effective assessment in the shortest possible time in cases where the available data are insufficient or there are no data on the baseline conditions of the ecosystem functions. In developing countries such as Iran, one of the initial problems in assessing environmental effects and hazards for comparing the current trends with the situation in the past is the data gap. The present study showed that the application of this model is able to help resolve this problem because it can rely on various international databases.

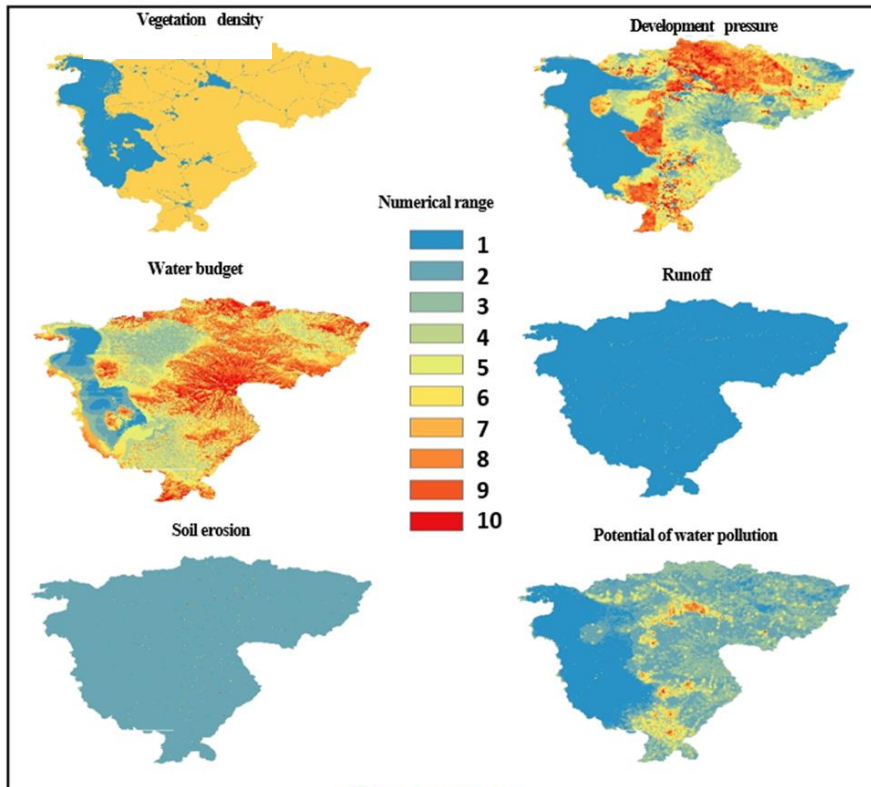


Figure 1: Standardization of vegetation maps, water budget, runoff, erosion and pollution, at hazard classes 1-10 in the eastern watershed of Lake Urmia

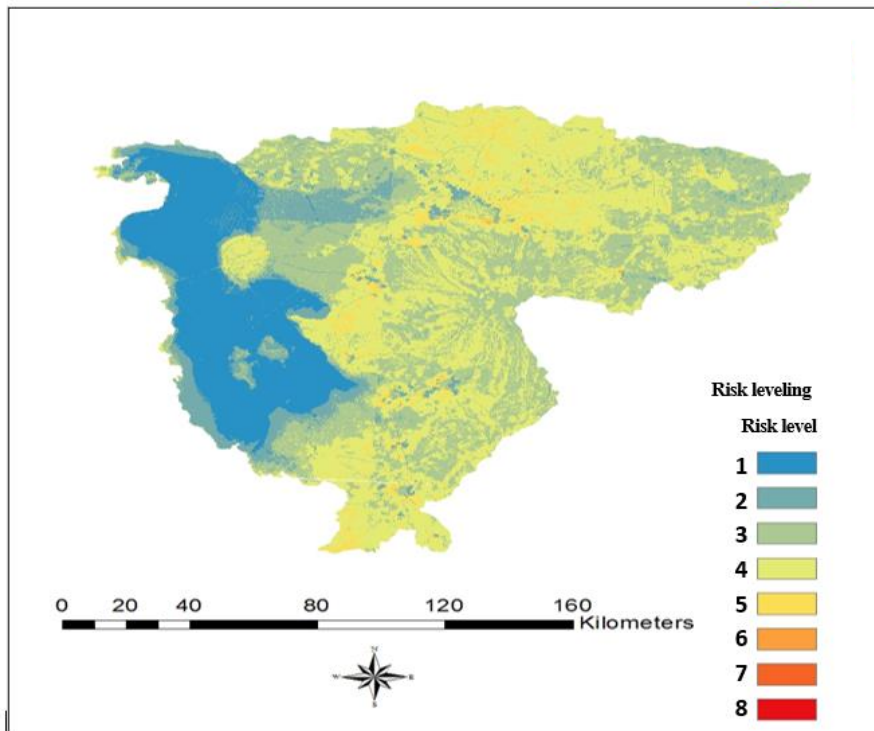


Figure 2: hazard classification map due to the loss of vegetation on the scale of in the eastern watershed of Lake Urmia obtained by overlaying and integrating the standardized maps prepared for the four important environmental variables (vegetation, water budget, surface runoff, and erosion)

References

- Anzaldúa, G.; Gerner, N.V.; Lago, M.; Abhold, K.; Hinzmann, M.; Beyer, S.; Winking, C.; Riegels, N.; Jensen, J.K.; Termes, M. & Amorós, J. 2018. Getting into the water with the Ecosystem Services Approach: The DESSIN ESS evaluation framework. *Ecosystem Services*. 30:318-326.
- Birch, J.C.; Thapa, I.; Balmford, A.; Bradbury, R.B.; Brown, C.; Butchart, S.H.; Gurung, H.; Hughes, F.M.; Mulligan, M.; Pandeya, B. & Peh, K.S.H. 2014. What benefits do community forests provide, and to whom? A rapid assessment of ecosystem services from a Himalayan forest, Nepal. *Ecosystem Services*. 8:118-127.
- Dirnböck, T.; Dullinger, S. & Grabherr, G. 2003 A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*, 30(3): 401-417.
- Galbraith, D.; Levy, P.E.; Sitch, S.; Huntingford, C.; Cox, P.; Williams, M. & Meir, P. 2010. Multiple mechanisms of Amazonian forest biomass losses in three dynamic global vegetation models under climate change. *New Phytologist*. 187(3): 647-665.
- Hanewinkel, M.; Cullmann, D.A.; Schelhaas, M.J.; Nabuurs, G.J. & Zimmermann, N.E. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature climate change*, 3(3): 203-207.
- Mulligan, M. 2013. WaterWorld: a self-parameterising, physically based model for application in data-poor but problem-rich environments globally. *Hydrology Research*. 44(5): 748-769.
- Mulligan, M. 2016. Computational Policy Support Systems for Understanding Land Degradation Effects on Water and Food Security for and from Africa. In *Land Restoration* (pp. 211-233). Academic Press.
- Null, S.E.; Viers, J.H. & Mount, J.F. 2010. Hydrologic response and watershed sensitivity to climate warming in California's Sierra Nevada. *PLoS One*. 5(4): e9932.
- Pandeya, B. 2013. Understanding hydrological ecosystem services produced by the Indo-Gangetic basin and selected mountain watersheds in the Himalayas (Doctoral dissertation, King's College, London).
- Peh, K.S.H.; Thapa, I.; Basnyat, M.; Balmford, A.; Bhattarai, G.P.; Bradbury, R.B.; Brown, C.; Butchart, S.H.; Dhakal, M.; Gurung, H. & Hughes, F.M. 2016. Synergies between biodiversity conservation and ecosystem service provision: Lessons on integrated ecosystem service valuation from a Himalayan protected area, Nepal. *Ecosystem Services*. 22: 359-369.
- Riordan, E.C. & Rundel, P.W. 2014. Land use compounds habitat losses under projected climate change in a threatened California ecosystem. *PloS one*. 9(1): e86487.
- Song, X. P.; Hansen, M.C.; Stehman, S.V.; Potapov, P.V.; Tyukavina, A.; Vermote, E.F. & Townshend, J.R. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature*. 560(7720): 639-643.
- Van Soesbergen, A. 2013. Impacts of climate change on water resources of global dams (Doctoral dissertation, King's College London (University of London)).
- Velasco Arguello, P.D.R. 2014. Hydrologic responses to climatic change in Paute River Basin in Ecuador: A case study comparing SWAT (Solid and Water Assessment Tool) and WaterWorld (Master's thesis, Londres/King's College University of London/2014).

ارزیابی مخاطرات ناشی از اتلاف پوشش گیاهی در حوضه شرقی دریاچه ارومیه مبتنی بر رویکرد مدل‌سازی خدمات اکوسیستمی تحت چارچوب مفهومی DPSIR

اردوان زرنندیان^{۱*}، رویا موسی‌زاده^۲، مجید رمضانی مهریان^۳

۱. استادیار، گروه پژوهشی ارزیابی و مخاطرات محیط زیستی، پژوهشکده محیط‌زیست و توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط‌زیست، تهران، ایران
۲. استادیار، گروه پژوهشی اقتصاد محیط‌زیست، پژوهشکده محیط‌زیست و توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط‌زیست، تهران، ایران
۳. استادیار، گروه مطالعات محیطی، پژوهشکده تحقیق و توسعه علوم انسانی (سمت)، تهران، ایران

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۱/۰۴/۲۰

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۷/۱۰/۰۱

چکیده

انجام ارزیابی‌های اکوسیستمی با شدت گرفتن مخاطرات ناشی از محرک‌های طبیعی و انسانی تغییر و افزایش فشار وارده بر اکوسیستم‌های طبیعی به ویژه در کشورهای در حال توسعه‌ای مانند ایران، از اهمیت فزاینده‌ای برخوردار شده است. این موضوع مهم برای حوضه‌آبخیز دریاچه ارومیه با توجه به نقش حیاتی آن در تدارک خدمات اکوسیستمی گوناگون که گروه‌های مختلفی از ذینفعان از آن منتفع می‌شوند نیز صدق می‌کند. در این تحقیق، ترکیبی از دو روش ارزیابی کمی مبتنی بر مدل‌سازی اکوسیستمی با استفاده از سامانه پشتیبان سیاست‌گذاری جهانی آب (WWPSS)^(۱) و ارزیابی توصیفی با استفاده از چارچوب مفهومی (DPSIR)^(۲)، برای مرتبط ساختن نتایج حاصل از بررسی تغییرات کاربری زمین، تغییرات اقلیمی و اثرات آنها بر پارامترهای اکوهیدرولوژیکی (پوشش گیاهی، بودجه آبی، رواناب و فرسایش خاک) با هدف پهنه‌بندی فضایی مخاطرات و کاربرد آن در مدیریت اصولی و آگاهانه محیط‌زیست در حوضه‌آبخیز دریاچه ارومیه مورد استفاده قرار گرفت. اتلاف پوشش گیاهی در اثر تغییرات اقلیمی موجب تغییر میانگین فرسایش خالص خاک در حوضه از ۰/۱۲- به ۰/۲۰ میلی‌متر در سال در متر مربع شده است که به عبارت دیگر میانگین فرسایش خاک در پهنه آبخیز را تنها در بازه زمانی مورد بررسی بیش از ۳ تن در هکتار افزایش داده و در صورت تداوم چنین روندی، فرسایش خاک تشدید خواهد شد. با کاربرد بیشتر مدل‌های کمی‌سازی کارکردهای اکوهیدرولوژیکی در آینده می‌توان ظرفیت‌های روش مورد استفاده در این تحقیق را ارتقاء بخشید و به راه‌حل‌های نوآورانه تری برای پرداختن به چالش‌های اکولوژیکی در مدیریت آبخیزها دست یافت.

کلید واژه‌ها: ارزیابی مخاطرات، از اتلاف پوشش گیاهی، مدل‌سازی خدمات اکوسیستمی، چارچوب مفهومی DPSIR، حوضه شرقی دریاچه ارومیه

* نویسنده مسئول:

سرآغاز

مطالعات زیادی انجام شده‌اند و دلایل متفاوتی را برای بروز این مشکل مطرح نموده‌اند که مهمترین آنها تبدیل غیر اصولی و تغییر کاربری زمین از جمله توسعه اراضی کشاورزی و باغات (Fathian et al., 2013; Mohammadzade et al., 2014) تغییرات هیدرولوژیک به دلیل برداشت‌های بیشتر از جریان رودخانه در پائین‌دست (Fathian et al., 2015; Fathian et al., 2016b; Ahmadaali et al., 2018) و همچنین تغییرات اقلیمی (افزایش میانگین دما و کاهش بارش) (Delju et al., 2013; Alizadeh-Choobari et al., 2016; Shadkam et al., 2016; Khazaei et al., 2019; Tahroudi et al., 2019) است. به ویژه با تشدید این مشکل، مخاطرات جدی در زمینه از بین رفتن پوشش گیاهی اراضی اطراف دریاچه و پهنه آبخیزی آن حادث شده است که به تدریج اثرات آن بر گونه‌های شاخص گیاهی منطقه در حال هویدا شدن است (Talebi et al., 2016; Sobhani et al., 2019; Balkanlou et al., 2020; Ghorbanalizadeh et al., 2020). از این‌رو به نظر می‌رسد، اثرات تجمعی مربوط به عواملی چون تغییرات کاربری و تغییرات اقلیمی، منجر به وخیم‌تر شدن وضعیت پوشش گیاهی منطقه شده است.

در سال‌های اخیر، مطالعات متعددی در مناطق مختلف جهان انجام شده‌اند که بر استفاده از مفهوم و مدل‌سازی خدمات اکوسیستمی به عنوان یک روش مناسب برای ارزیابی مخاطرات اکولوژیکی تاکید نموده‌اند و نشان داده‌اند که مدل‌های کمی‌سازی فضایی- زمانی و نقشه‌سازی تغییرات خدمات اکوسیستمی می‌توانند به عنوان ابزاری برای ارزیابی اثرات و پیامدهای محیط‌زیستی مفید واقع شوند (Galic et al., 2012; Munns Jr et al., 2016; Dong et al., 2018; Kang et al., 2018; Faber et al., 2019; Xing et al., 2020). در ایران، اگرچه توجه به مفهوم خدمات اکوسیستمی برای برنامه‌ریزی و مدیریت بهتر اکوسیستم‌های طبیعی در حال افزایش است، اما تنها در طی چند سال اخیر مطالعات معدودی انجام شده‌اند که برای تعیین کمیت تغییرات در خدمات اکوسیستمی تحت تاثیر محرکه‌های گوناگون تغییر از جمله تغییرات کاربری زمین و تغییر اقلیم از مدل‌های خدمات اکوسیستمی استفاده کرده‌اند (Zarandian et al., 2016; Zarandian et al., 2017; Zarandian et al., 2018; Sadat et al., 2020; Mirsanjari et al., 2020; Nematollahi et al., 2020). با این حال به نظر می‌رسد این مطالعه، یکی از نخستین مطالعاتی در ایران باشد که با استفاده از

پوشش گیاهی، یک عامل کلیدی در بهبود کارکردهای اکولوژیکی و ثبات شرایط طبیعی یک منطقه و ایجاد تعادل بین آب، خاک و هوا عمل است و اکوسیستم‌های مرتعی نیز، نقش حیاتی را در تدارک انواع کالاها و خدمات اکوسیستمی در طول زمان ایفا می‌کنند (De Groot et al., 2010). به عنوان مثال لکه‌های بزرگ پوشش گیاهی، به عنوان یک بخش مهم از ساختار لندسکیپ، فوایدی را به لحاظ تنظیم اقلیم محلی، غنای گونه‌ای، زیستگاه برای گونه‌های داخلی و بهبود تنوع‌زیستی تدارک می‌بینند؛ همچنین، کریدورهای رودکناری دارای پوشش گیاهی خوب، موجب کنترل رسوبات و فرسایش و حفظ کیفیت زیستگاه‌های آبی می‌شوند و خاک در نواحی نفوذ سر شاخه‌های آبی و جریان اولیه آب از طریق پوشش گیاهی مجاور آنها حفاظت می‌گردد (McGarigal & Marks, 1995; Dramstad et al., 1996). از این‌رو در ارزیابی‌های اکوسیستمی، لکه‌های بزرگ پوشش گیاهی طبیعی به عنوان یک الگوی حیاتی لندسکیپ در نظر گرفته می‌شوند. اگرچه الگوی پوشش گیاهی هر لندسکیپ و اجزای ساختاری آن، نتیجه کنش و واکنش بین شرایط فیزیوگرافیک، اقلیمی (دما و بارش)، رژیم اختلالات طبیعی و استفاده انسان از لندسکیپ است (Forman, 1995)، اما شواهد زیادی وجود دارد که در طی دهه‌های اخیر، پوشش گیاهی مناطق مختلف جهان به شدت تحت تاثیر دو پدیده تغییرات اقلیمی و تغییرات کاربری زمین قرار گرفته است (Dirnböck et al., 2003; Galbraith et al., 2010; Hanewinkel et al., 2013; Riordan & Rundel, 2014; Song et al., 2018). دریاچه ارومیه در شمال غربی ایران، یکی از بزرگ‌ترین دریاچه‌های ایران و جزء تالاب‌های بین‌المللی تحت کنوانسیون رامسر (<https://www.ramsar.org>) است، که اهمیت بسیاری از نظر اقتصادی، اجتماعی، گردشگری و محیط‌زیستی دارد. با این حال، روند نزولی تراز آب دریاچه و خشکیدن تدریجی آن طی دو دهه اخیر، موجب بروز نگرانی‌های زیادی شده است (Khazaei et al., 2019) تا جایی که با توجه به سکونت بیش از ۳ میلیون نفر در پیرامون این دریاچه، وجود باغات، زمین‌های کشاورزی و گونه‌های متنوع جانوری و گیاهی، در صورت تشدید مشکل و خشکیدگی کامل آن در سال‌های آینده، می‌تواند به یک بحران ملی برای سلامت محیط‌زیست شود و قابلیت سکونت و معیشت مردم آن منطقه را زایل نماید.

نتایج، نقشه‌های تولید شده و پیشنهادات حاصل از انجام این مطالعه می‌تواند موجب افزایش آگاهی سیاستگذاران و تصمیم‌سازان برای تعیین راهکارهای قابل اجرا برای کاهش/پیشگیری از مخاطرات موجود و آتی، تقلیل اثرات و سازگاری با شرایط فعلی و در مجموع بهبود وضع موجود مدیریت آب و زمین در حوضه آبخیز دریاچه ارومیه شود. ضمن این که روش به کار رفته در این تحقیق می‌تواند به‌عنوان یک روش سریع و کاربردی برای ارزیابی مخاطرات اکوسیستمی در سایر حوضه‌های آبخیز مورد استفاده قرار گیرد.

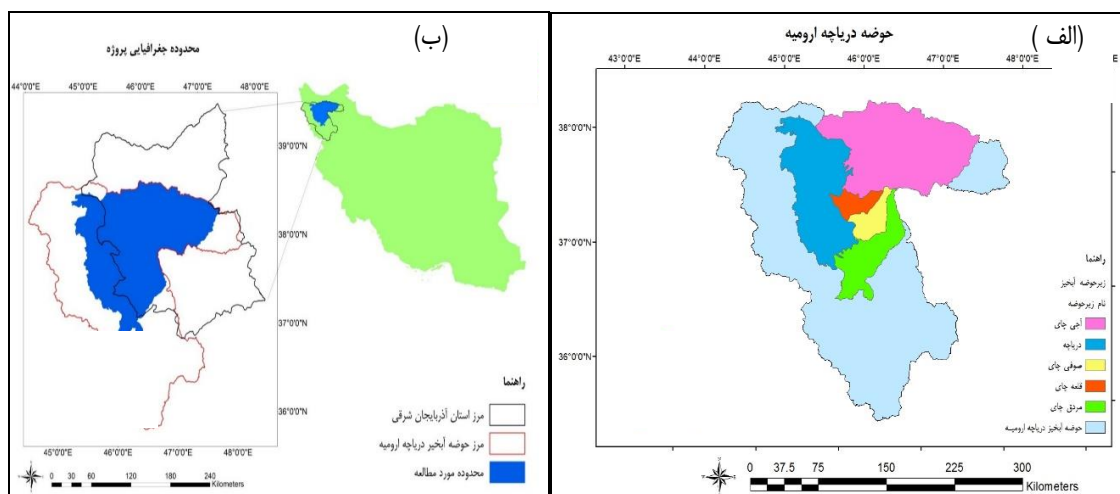
مواد و روش‌ها

– موقعیت جغرافیایی محدوده مورد مطالعه

حوضه آبریز دریاچه ارومیه، در شمال غربی ایران، یک حوضه داخلی بسته است که در آن تمام رواناب‌های ناشی از بارندگی به سمت دریاچه آب شور مرکزی جاری می‌شوند. مساحت کل حوضه حدود ۵۲/۰۰۰ کیلومترمربع است و به زیرحوضه‌های متعدد تقسیم می‌شود. باین‌حال در این تحقیق فقط قسمتی از محدوده شرقی حوضه که در استان آذربایجان شرقی قرار دارد (شکل ۱- الف) و متشکل از چهار زیرحوضه آبی چای، قلعه چای، صوفی چای و مردوق چای است (شکل ۱- ب)، به مساحت تقریبی ۲۳۰۰۰ کیلومترمربع و تحت عنوان «حوضه آبخیز شرقی دریاچه ارومیه» مورد بررسی قرار می‌گیرد.

مدل‌سازی خدمات اکوسیستمی برای ارزیابی مخاطرات اکولوژیکی ناشی از اتلاف پوشش گیاهی در مقیاس آبخیز و تحت تاثیر مجموعه‌ای از محرکه‌های تغییرات کاربری زمین و تغییرات اقلیمی انجام شده است و سپس به تحلیل نتایج حاصل از مدل‌سازی‌ها تحت چارچوب تلفیق یافته خدمات اکوسیستمی و مدل محرکه- فشار- وضعیت- اثر- پاسخ (DPSIR) (Anzaldua et al., 2018) پرداخته است.

با توجه به آنچه که در بالا ذکر شد، هدف این مطالعه شناسایی و اولویت‌بندی مخاطرات اکوسیستمی در شرق حوضه دریاچه ارومیه، در شرایط خشک شدن دریاچه و اتلاف پوشش گیاهی ناشی از اثرات تجمعی تغییرات کاربری زمین و اقلیم و تحت یک روش سامان مند است. بدین منظور مراحل اصلی تحقیق به اختصار عبارتند از: (الف) ارزیابی وضعیت پایه (گذشته) و موجود (حال) حوضه آبخیز دریاچه ارومیه و تعیین تغییرات رخ داده در وضعیت فیزیکی- اکولوژیکی آن شامل پوشش/ کاربری زمین، پارامترهای اقلیمی (دما و بارش)، پوشش گیاهی، پارامترهای هیدرولوژیک (رواناب، بودجه آبی و فرسایش خاک)؛ (ب) پیش‌بینی کمیت تغییرات محتمل آتی در وضعیت فیزیکی- اکولوژیکی آبخیز، مبتنی بر روش مدل‌سازی سناریویی؛ (ج) تحلیل مخاطرات اکوسیستمی ناشی از اتلاف پوشش گیاهی با استفاده از نتایج حاصله از دو گام قبلی و تحت چارچوب تلفیق یافته خدمات اکوسیستمی و DPSIR؛ (د) پهنه‌بندی سطوح مخاطرات اکوسیستمی در حوضه آبخیز.



شکل ۱: (الف) موقعیت جغرافیایی حوضه آبخیز دریاچه ارومیه در شمال غربی ایران
(ب) حوضه آبخیز ارومیه و زیر حوضه‌های مورد مطالعه در محدوده شرقی دریاچه

– ویژگی‌های طبیعی محدوده مورد مطالعه

حوضه آبریز دریاچه ارومیه به طور کلی یک منطقه کوهستانی است که دو قله آتشفشانی معروف ایران یعنی سهند (به ارتفاع ۳۷۰۷ متر) و سبلان (به ارتفاع ۴۸۱۰ متر) و پهنه‌های وسیع زمین‌های حاصلخیز در دره‌ها و اطراف دریاچه را شامل می‌شود. اکثر قسمت‌های حوضه در ارتفاع بیش از ۱۲۸۰ متر بالاتر از سطح دریا قرار دارند. مشخصه اصلی زمین‌شناسی به ویژه در بخش شرقی حوضه، فرسایش‌پذیری بالای تشکیلات زمین‌شناسی است (Alkhayer et al., 2019) که دارای نقش اساسی در غلظت بار رسوبی جریان رودخانه‌ها به‌خصوص در فصول سیلاب است. به لحاظ اقلیمی محدوده مورد مطالعه دارای زمستان‌های سرد و تابستان‌های نسبتاً معتدل است. متوسط سالانه بارندگی در حوضه دریاچه ارومیه در درازمدت سی‌ساله ۳۵۲ میلی‌متر بوده است (Farajzadeh et al., 2014) اما از اواسط دهه ۱۳۷۰ یک دوره طولانی خشکسالی وضعیت هیدرولوژیکی حوضه آبریز را به شدت تحت تأثیر قرار داده است. متوسط سالانه دمای هوای ثبت‌شده در حوضه بین ۶/۴ تا ۱۳/۲ درجه سانتی‌گراد تغییر می‌کند (Fathian et al., 2016a). متوسط سالانه تبخیر در حوضه دریاچه ارومیه ۱۵۰۰ میلی‌متر است با این حال میزان تبخیر با توجه به موقعیت جغرافیایی (عرض جغرافیایی و ارتفاع) و همچنین فاصله از دریاچه تغییر می‌کند. در فواصل نزدیک به دریاچه در اثر بالاتر بودن رطوبت محیط، میزان تبخیر کمتر است. حوضه دریاچه ارومیه از ۱۱ زیر حوضه اصلی تشکیل شده است. چهار زیرحوضه‌ای که محدوده مورد مطالعه ما را تشکیل می‌دهند (شکل ۱-ب)، در مجموع حدود ۱۴٪ از آب دریاچه ارومیه را تأمین می‌کنند. در محدوده مورد مطالعه فراوانی و غنای فلوربستیکی، از نمکزارها و زمین‌های پست به سمت زمین‌های مرتفع‌تر و ارتفاعات افزایش می‌یابد (Ghorbanalizadeh et al., 2020). بررسی گزارش‌های موجود نشان می‌دهد که حدود ۵۶۴ گونه گیاهی از ۲۹۹ رده و ۶۴ خانواده در ناحیه اکولوژیکی دریاچه ارومیه وجود دارد. بخش اعظم گونه‌ها از انواع چمن‌ها و علف‌های یک‌ساله یا دایمی هستند. طبق بررسی‌ها، از کلیه گونه‌های موجود ۳۲/۲٪ یک‌ساله، ۹/۱٪ دو ساله، ۴۷/۱٪ دایمی و ۱۱/۵٪ درختچه‌ها و درختان هستند. ۱۷/۸٪ کل گونه‌ها را گیاهان شور پسند اطراف دریاچه و نمکزارها تشکیل می‌دهند. در محدوده مورد مطالعه، ۴ منطقه حفاظت‌شده به نام

قوری‌گل، سهند، صوفیچای و یاری قاری، ۴ منطقه شکار ممنوع به نام جزیره اسلامی، سهند، قره قشلاق و میشو داغ، یک تالاب با نام قوری‌گل و یک اثر طبیعی ملی با عنوان فسیل مراغه قرار دارند. ضمن آن که مرز غربی محدوده مورد مطالعه شامل سواحل شرقی دریاچه ارومیه است که با عنوان پارک ملی دریاچه ارومیه شناخته می‌شود.

– ویژگی‌های اقتصادی اجتماعی محدوده مورد مطالعه

در محدوده مورد مطالعه ۲۶ منطقه شهری و بیش از هزار نقطه روستایی واقع شده است. عمده‌ترین فعالیت‌های انسانی، کشاورزی و دامپروری است؛ هرچند که طی سه دهه اخیر، با افزایش چشمگیر جمعیت، مناطق شهری توسعه یافته و کارخانه‌های صنعتی متعددی در منطقه احداث شده است. صنایع سنگین مانند صنایع نفتی، صنایع ماشین‌سازی و تراکتورسازی، صنایع شیمیایی و دارویی، صنایع غذایی و شکلات‌سازی و ... طی چند دهه اخیر تاسیس شده‌اند. با این حال، بخش کشاورزی عمده‌ترین مصرف‌کننده منابع آب است. در طی دهه‌های اخیر، در داخل محدوده مورد مطالعه ۱۷ سد به‌منظور کنترل جریان رودخانه و ساخت شبکه‌های آبیاری برای توزیع آب ساخته شده یا در دست ساختمان است. همچنین کشاورزان با حفر و تجهیز چاه‌های کم‌عمق یا عمیق در نقاطی که سفره آب زیرزمینی اجازه حفر چاه را به آن‌ها می‌دهد از منابع آب زیرزمینی بهره می‌برند.

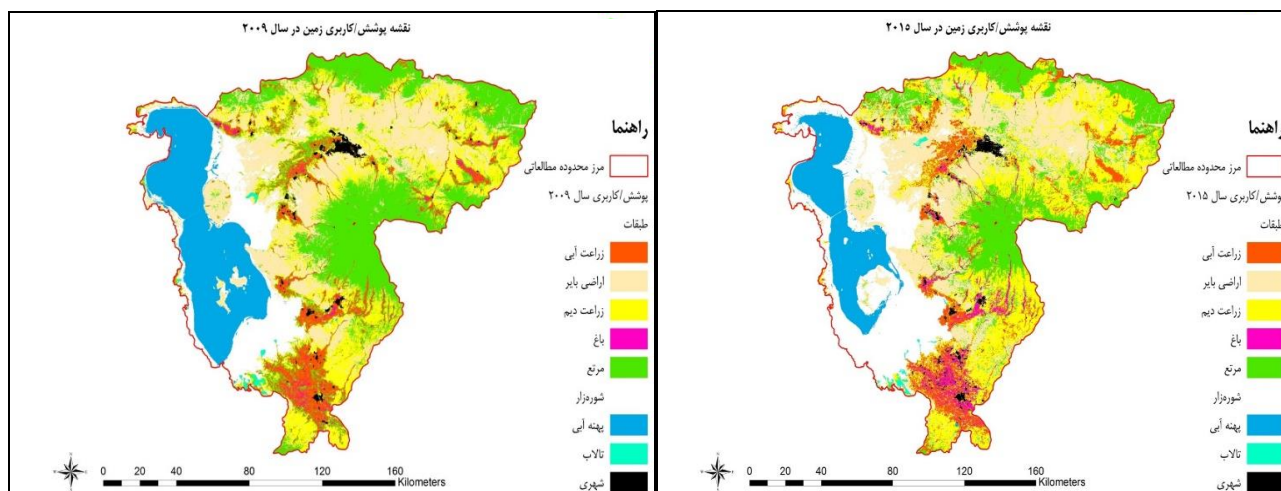
روش‌ها

همان‌طور که قبلاً اشاره شد، روش‌های اصلی مورد استفاده در این تحقیق شامل مرور منابع موجود به منظور گردآوری اطلاعات و داده‌های موجود در تحقیقات قبلی، انجام تحلیل‌های اقلیمی و هیدرولوژیکی، مدل‌سازی تغییرات پوشش گیاهی و تغییرات ساختاری پوشش / کاربری زمین در حوضه مورد مطالعه با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و تحلیل آنها در GIS، مدل‌سازی کارکردهای مختلف اکوسیستمی و تغییرات آنها به واسطه اتلاف پوشش گیاهی و سپس ارزیابی مخاطرات محیط‌زیستی ناشی از فرایندهای مذکور تحت چارچوب تلفیق یافته خدمات اکوسیستمی و DPSIR بوده است.

تهیه نقشه‌های پوشش/کاربری زمین

برای تولید نقشه پوشش/کاربری محدوده مورد مطالعه در شرایط زمانی گذشته (پایه) و موجود (حال)، به ترتیب از تصاویر ماهواره‌ای سال ۲۰۰۹ ماهواره لندست ۷ مربوط به سنجنده ETM و تصاویر ماهواره‌ای سال ۲۰۱۵ میلادی ماهواره لندست ۸ مربوط به سنجنده OLI با قدرت تفکیک ۱۵ متر استفاده شد. پس از انجام اصلاحات رادیو متریک تصاویر دانلود شده از سایت تسهیلات جهانی پوشش زمین (GLCF) (<http://glcf.umd.edu/>) و پیمایش زمینی ایالات متحده آمریکا (<http://www.usgs.gov/>) (USGS) با هدف کاهش اثرات انعکاسی اتمسفر، تصاویر با استفاده از نرم‌افزار اکوگنیشن دولوپر (Baatz et al. 2005) و به روش طبقه‌بندی شیء‌گرا (Yan, 2003; Benz et al., 2004; Cleve et al., 2008;)

(Blaschke, 2010) مورد پردازش و طبقه‌بندی قرار گرفتند. جهت استخراج پوشش آب، کاربری کشاورزی، مراتع و پوشش پراکنده گیاهی از شاخص اختلاف آب نرمال شده (NDWI) (McFeeters, 1996 & 2013) و شاخص نرمال شده اختلاف پوشش گیاهی (NDVI) (Pettoirelli et al., 2011) استفاده شد. در پایان، صحت نتایج حاصل از پردازش تصاویر ماهواره‌ای با انتخاب ۱۵۰ نقطه از محدوده مورد مطالعه به صورت تصادفی و مقایسه آنها با نقشه‌های موجود پوشش کاربری از سال‌های گذشته، تصاویر موجود در گوگل ارث و بازدید محدود میدانی مورد بررسی قرار گرفت. دقت کلی طبقه‌بندی تصاویر ۹۳ درصد بود که از لحاظ تکنیکی این صحت طبقه‌بندی مورد تایید است. شکل (۲) نقشه‌های پوشش کاربری تولید شده برای سال‌های مورد نظر را با هم مقایسه نموده است.

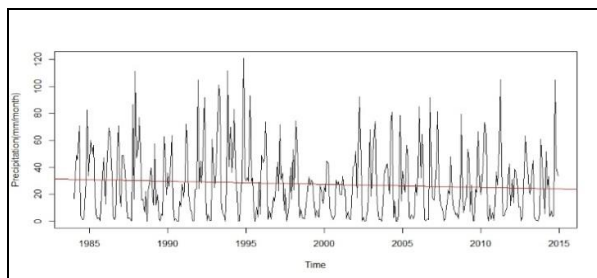


شکل (۲): (الف) نقشه‌های پوشش کاربری زمین تولید شده برای سال‌های ۲۰۰۹ و (ب) ۲۰۱۵

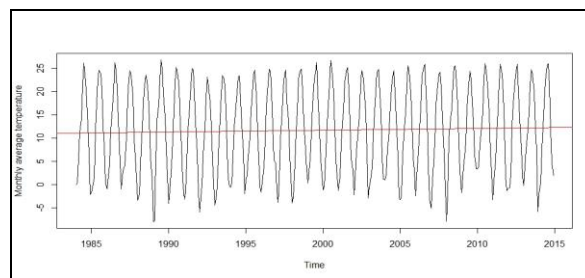
تحلیل سری زمانی پارامترهای اقلیمی (بارش و دما)

بر اساس دسترسی داده‌ها و موقعیت مکانی ایستگاه‌های هواشناسی موجود در حوضه آبریز ارومیه، تحلیل داده‌های ۷ ایستگاه سینوپتیک (شامل ایستگاه‌های تبریز، ارومیه، مراغ، سراب، مهاباد، تکاب و سقز) جهت آزمون روندهای اقلیمی انجام شد. جهت تعیین محدوده هر ایستگاه هواشناسی در حوضه آبریز، شبکه تیسن (Thiessen, 1911) ترسیم شد. داده‌های بارندگی ماهانه و میانگین دمای ماهانه در طول ۳۰ سال (از سال ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۴) این ایستگاه‌ها جهت انجام تحلیل‌های سری زمانی به نرم‌افزار R وارد و نمودار سری زمانی برای داده‌های بارندگی و

دمای هر کدام از ایستگاه‌های سینوپتیک ترسیم شد. سپس با استفاده از ضریب مساحت پلی‌گن‌های تیسن، میانگین وزنی ۷ سری زمانی مربوط به بارندگی و دمای ماهانه به‌عنوان سری زمانی بارندگی و دمای ماهانه کل حوضه آبریز دریاچه ارومیه به کار گرفته شد. شکل (۳) سری‌های زمانی بارندگی (۳-الف) و دمای (۳-ب) حوضه آبریز ارومیه (از ۱۹۸۵ تا ۲۰۱۵) و روند خطی آنها را نشان می‌دهد. جهت بررسی معنی‌داری روند بارندگی و دما در ایستگاه‌های سینوپتیک و همچنین در کل حوضه آبریز ارومیه از آزمون من-کندال (Mann, 1945; Kendall, 1948) و من کندال دنباله‌ای استفاده شد.



(ب)



(الف)

شکل (۳): سری‌های زمانی بارندگی (الف) و (ب) دمای حوضه آبریز ارومیه (از ۱۹۸۵ تا ۲۰۱۵) و روند خطی آنها

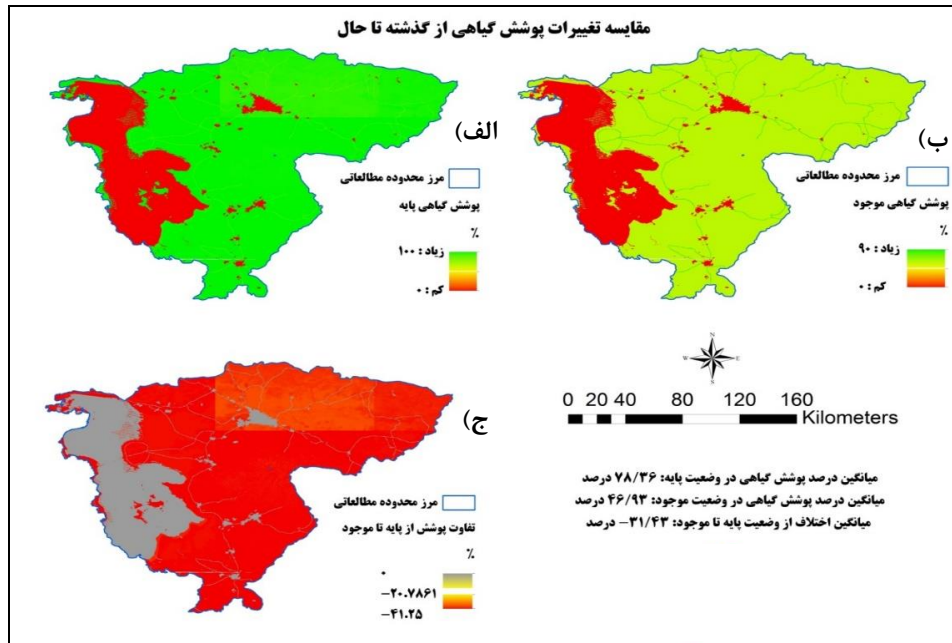
10.3 مورد پردازش نهایی قرار گرفت. شکل (۴) روند تغییرات پوشش گیاهی از وضعیت پایه (الف) به موجود (ب) و میزان تغییرات آن (ج) را نشان می‌دهد.

بودجه آبی در این مدل از طریق محاسبه مقدار بارش جابجا شده توسط باد و تجمع آن با مه و سپس تفریق مقدار واقعی تبخیر و تعرق از آن دو و بر اساس اطلاعات اقلیمی و داده‌های مربوط به پوشش گیاهی حاصله از دور سنجی، محاسبه می‌گردد. جزئیات معادلات و فرایندهای مربوط به این مدل و نحوه محاسبات مربوط به انواع گوناگونی از متغیرهای اقلیمی، فیزیکی و اکولوژیکی و اعتبار سنجی مدل در مطالعات قبلی (Bruijnzeel et al., 2011; Mulligan, 2013; van Soesbergen, 2013; van Soesbergen & Mulligan, 2014).

همچنین مدل WWPSS توانایی ارزیابی برخی کارکردهای کیفی/ تنظیم‌کنندگی مربوط به آب مانند فرسایش خالص خاک و رسوب را دارد (Mulligan, 2013). در این مدل، فرسایش خاک بر اساس معادله Thornes محاسبه می‌شود (Thornes, 1990). مدل برای انجام محاسبات مربوط به فرسایش خاک دو نوع خروجی کلیدی، با عنوان فرسایش خاک ناشی از شیب تپه‌ها و فرسایش خالص خاک (فرسایش منهای رسوب‌گذاری) ارائه می‌نماید. منظور از فرسایش، خاک تخریب یافته و منظور از رسوب‌گذاری مقداری از خاک است که در هر یک از سلول‌های شبکه رستری تجمع می‌یابد. فرسایش خالص در واقع حجمی از خاک است که نهایتاً به‌عنوان رسوب در جریان‌های آبی و رودخانه‌ها وارد می‌شود. جهت اجرای مدل ابتدا با انطباق مرز محدوده تعریف‌شده حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه، بر روی ۹ موزاییک ۱ درجه‌ای (۱۰۰ کیلومتری) با قدرت تفکیک ۱ هکتار، محدوده جغرافیایی اجرای مدل در نرم‌افزار موردنظر تعریف گردید. سپس با طی گام‌های آماده‌سازی داده‌ها و شبیه‌سازی که

مدل‌سازی تغییرات پوشش گیاهی در پیوند با پارامترهای کلیدی هیدرولوژیک (رواناب، بودجه آبی و فرسایش خاک)

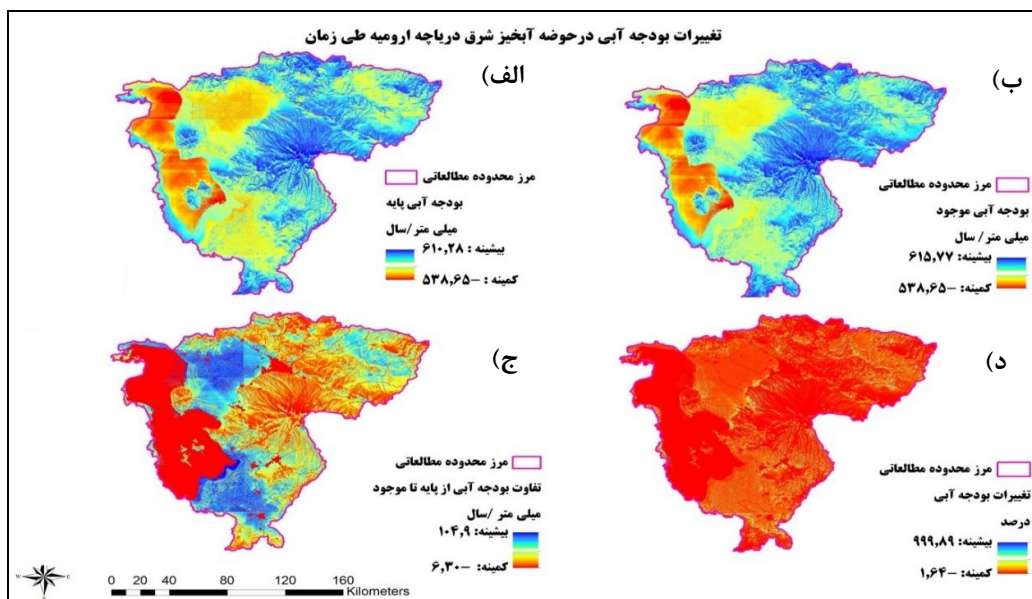
برای مدل‌سازی همزمان تغییرات پوشش گیاهی و شرایط هیدرولوژیک در این تحقیق و در محدوده حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه از مدل Water World Policy Support System که از این به بعد به اختصار مدل WWPSS نامیده می‌شود، استفاده شد. مطالعات زیادی در سطح بین‌المللی انجام شده است که برای مدل‌سازی تغییرات پوشش گیاهی و رابطه آن با شرایط هیدرولوژیک و خشکسالی و همچنین تغییرات اقلیمی از این مدل استفاده نموده‌اند (Null et al., 2010; Mulligan, 2013; Pandeya, 2013; Van Soesbergen, 2013; Birch et al., 2014; Velasco Arguello, 2014; Mulligan, 2016; Peh et al., 2016). پوشش زمین در این مدل نمایش‌دهنده کسری از انواع پوشش درختی، گیاهی و اراضی بایر (لخت بدون پوشش گیاهی) در موزاییک‌هایی با قدرت تفکیک ۱ کیلومتر مربع یا ۱ هکتاری بسته به انتخاب کاربر است که از سنجنده ماهواره‌ای MODIS VCF اخذ می‌گردد. در این تصاویر ماهواره‌ای، هر سلول از شبکه رستری به سه نوع پوشش درختی، گیاهی (پوشش غیرچوبی) و فاقد پوشش گیاهی (ارضی لخت و بایر) متمایز می‌گردد (Carroll et al., 2010). در این تحقیق، نقشه‌های پایه پوشش گیاهی علفی، پوشش گیاهی درختی و پوشش اراضی بایر برای سال ۲۰۰۰ سه تا از داده‌های کلیدی پایه هستند که با اجرای اولیه مدل و در فرایند آماده‌سازی داده‌ها، با اتصال به پایگاه داده‌های جهانی ماهواره مودیس تهیه شد. سپس با استفاده از ابزار سناریو ساز این مدل و کاربست نرخ ۴۰-٪ به عنوان نرخ کاهش پوشش گیاهی مرتعی که از فرایند تولید و بررسی نقشه‌های پوشش کاربری زمین در این تحقیق حاصل شد، نقشه وضعیت جاری (موجود) پوشش گیاهی توسط مدل تولید و پس از انتقال خروجی آن به نرم‌افزار Arc GIS



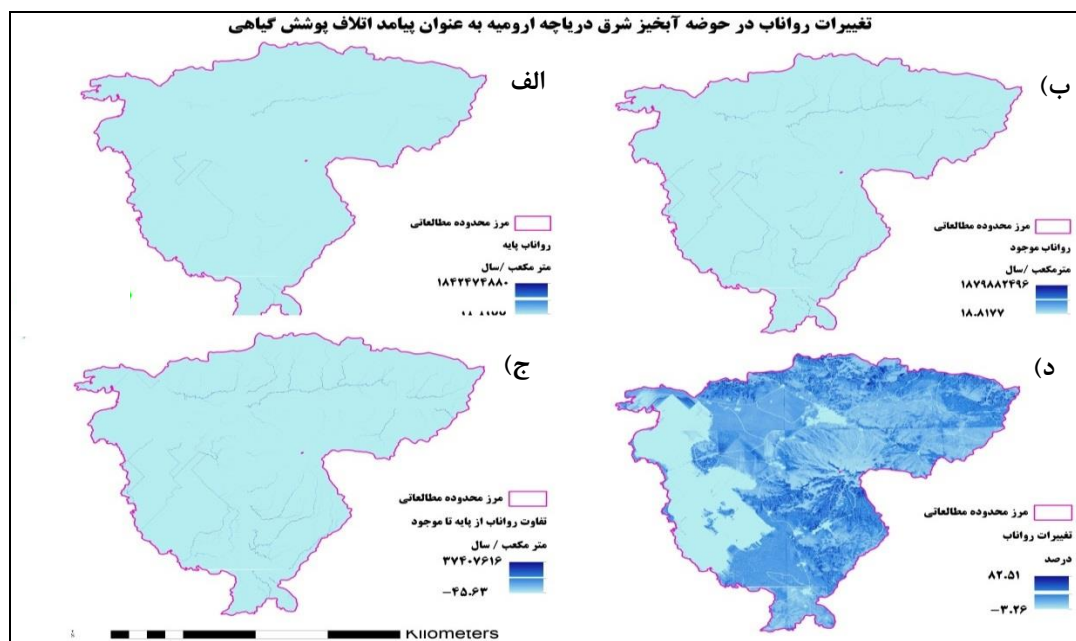
شکل ۴- (الف): وضعیت پایه پوشش گیاهی (سال ۲۰۰۹)، (ب): وضعیت موجود پوشش گیاهی (سال ۲۰۱۵)، (ج): درصد تغییرات از گذشته تا حال (۲۰۰۹-۲۰۱۵)

فرایند شبیه‌سازی نرم افزار تولید شده‌اند. شکل‌های (۵، ۶ و ۷) به ترتیب وضعیت بودجه آبی، رواناب و فرسایش خالص خاک را برای هر یک از دو شرایط پایه (گذشته و قبل از اتلاف پوشش گیاهی) و موجود (حال و بعد از اتلاف پوشش گیاهی) نشان می‌دهند.

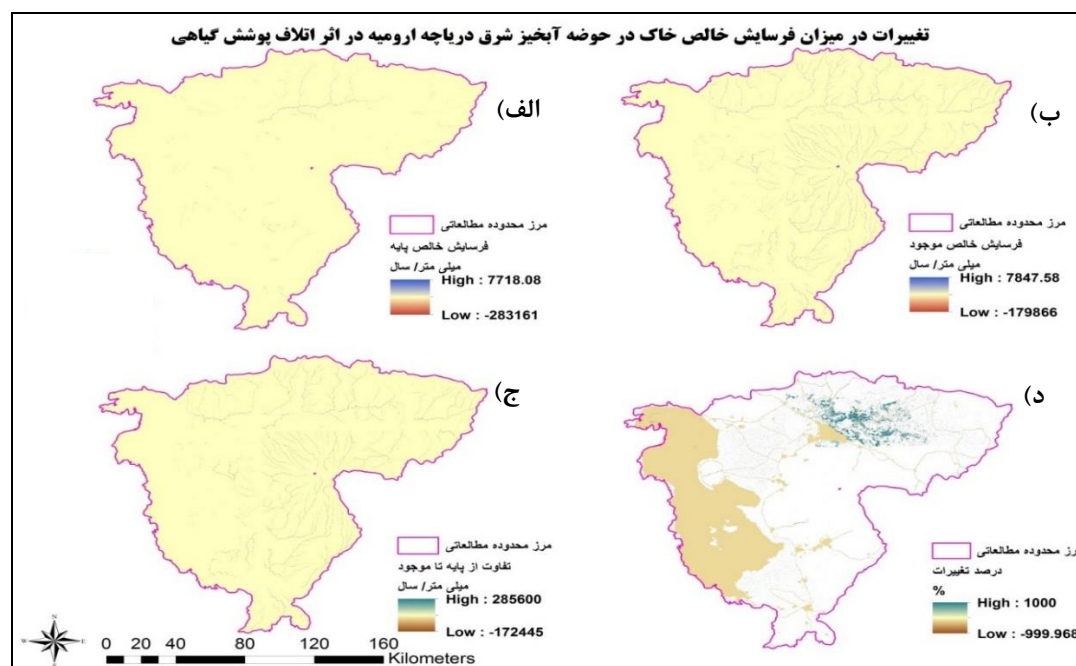
دو گام اولیه در فرایند اجرای مدل محسوب می‌شوند، نقشه‌های کلیدی بودجه آبی، رواناب و فرسایش خالص خاک برای شرایط پایه آبخیز (قبل از اتلاف پوشش گیاهی با میانگین درصد پوشش گیاهی معادل ۷۸٪) تولید شد. نقشه‌های هیدرولوژیک موردنظر برای شرایط موجود (بعد از اتلاف پوشش گیاهی با میانگین درصد پوشش گیاهی معادل ۴۶٪) نیز با استفاده از



شکل (۵): محاسبه میزان اختلاف بودجه آبی تحت پیامد اتلاف پوشش گیاهی در طول زمان و از وضعیت پایه تا موجود (الف): وضعیت پایه بودجه آبی در سال ۲۰۰۹، (ب): وضعیت موجود بودجه آبی در سال ۲۰۱۵، (ج): تفاوت بودجه آبی از وضعیت پایه تا موجود (۲۰۰۹-۲۰۱۵) و (د): درصد تغییرات بودجه آبی (۲۰۰۹-۲۰۱۵)



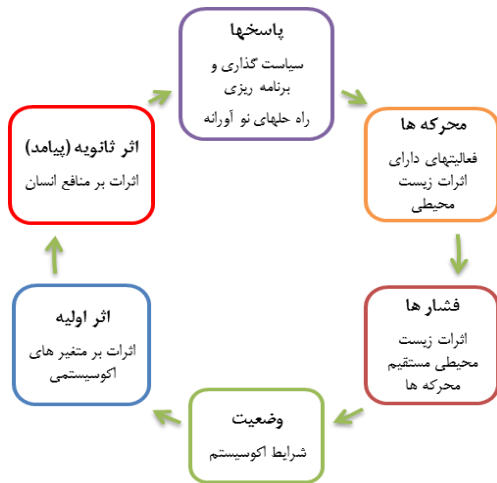
شکل (۶): مقایسه وضعیت تولید رواناب در شرایط پایه و پس از اتلاف ۴۰ درصدی پوشش گیاهی (الف): وضعیت رواناب پایه در سال ۲۰۰۹، (ب): وضعیت رواناب موجود در سال ۲۰۱۵، (ج): تفاوت رواناب از وضعیت پایه تا موجود (۲۰۰۹-۲۰۱۵) و (د): درصد تغییرات رواناب (۲۰۰۹-۲۰۱۵)



شکل (۷): مقدار (میلی‌متر در سال) و درصد تغییرات در فرسایش خالص خاک در حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه قبل و بعد از اتلاف پوشش گیاهی (الف): وضعیت فرسایش خالص پایه در سال ۲۰۰۹، (ب): وضعیت فرسایش خالص موجود در سال ۲۰۱۵، (ج): تفاوت فرسایش خالص از وضعیت پایه تا موجود (۲۰۰۹-۲۰۱۵) و (د): درصد تغییرات فرسایش خالص (۲۰۰۹-۲۰۱۵)

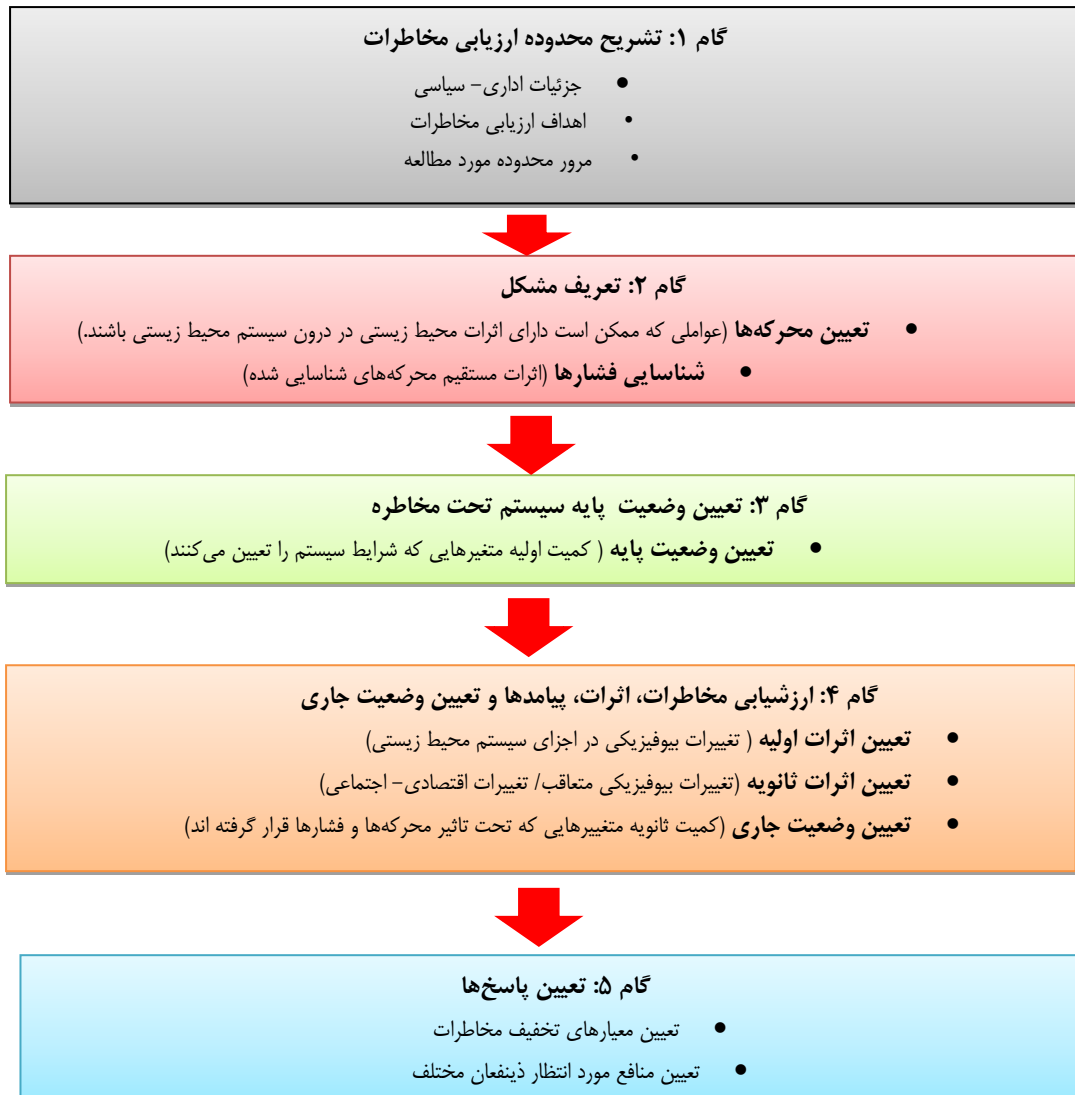
استفاده از یک چارچوب مفهومی مناسب بود که بتوان همه داده‌ها و اطلاعات تولید شده در این تحقیق را به طور منسجم و در ارتباط با هم مورد بررسی قرار داد. بدین منظور، همان‌گونه که

تحلیل مخاطرات اکوسیستمی ناشی از اتلاف پوشش گیاهی برای تحلیل و جمع‌بندی نتایج حاصله از گام‌های قبلی، نیاز به



قبلا اشاره شد، از چارچوب تلفیق یافته خدمات اکوسیستمی و DPSIR (Anzaldua et al., 2018) استفاده شد. شکل‌های (۸ و ۹) به ترتیب رویکرد مفهومی ارزیابی مخاطرات اکوسیستمی بر مبنای چارچوب مذکور و فرایند انجام شده در این تحقیق برای تحلیل منسجم داده‌ها و اطلاعات تولید شده را نشان می‌دهند.

شکل (۸): رویکرد مفهومی چارچوب تلفیق یافته خدمات اکوسیستمی و DPSIR (Anzaldua et al. 2018)



شکل (۹): گام‌های عملیاتی ارزیابی مخاطرات محیط‌زیستی بر مبنای چارچوب تلفیق یافته خدمات اکوسیستمی و DPSIR در این تحقیق

تهیه نقشه پهنه‌بندی مخاطرات اکوسیستمی ناشی از اتلاف پوشش گیاهی

چنان چه قبلاً گفته شد، نقشه‌های مربوط به هر یک از ۴ پارامتر مهم تراکم پوشش گیاهی، بوجه آبی، رواناب و فرسایش خالص خاک با طی فرایند مدلسازی تولید شد و تغییرات آنها بر اساس واحدهای متریک تعیین شد. به منظور ایجاد امکان رویهم‌گذاری و تلفیق نقشه‌های موردنظر با هم و در غالب یک نقشه واحد که بتواند پهنه‌های با بیشترین تغییرات رخ داده در پارامترهای مورد

نظر را به صورت تجمیع یافته نشان دهد و مبنای شناسایی پهنه‌های مواجه با بیشترین سطوح مخاطره قرار گیرد، نیاز به استانداردسازی نقشه‌ها بود. بدین منظور سطح مخاطرات در یک طیف عددی ۱-۱۰ تعریف شد که عدد یک به مفهوم کمترین و عدد ده به مفهوم بیشترین سطح مخاطره (ریسک) است. چگونگی سطح‌بندی مخاطرات ناشی از تغییرات رخ داده در پارامترهای مورد نظر در طیف ۱-۱۰ و بر اساس کمیت‌های متریک حاصل از مدل‌سازی در جدول (۱) ارائه شده است.

جدول (۱): سطح‌بندی مخاطرات در طیف ۰ تا ۱ و بر مبنای کمیت‌های متریک ۴ پارامتر مهم تراکم

پوشش گیاهی، بودجه آبی، رواناب و فرسایش خالص خاک

سطح مخاطرات	تراکم پوشش گیاهی (%)	بودجه آبی (میلی متر در سال)	رواناب (متر مکعب در سال)	فرسایش خالص خاک (میلی متر در سال)
۱	۶۲-۸۴/۹۰	۶۱۵/۷۶-۳۴۸/۶۶	۱۰/۱۴۷۴۴۱۹۵-۱۸/۸۱	۲۴۹/۸۶-۱۷۹۸۶۵/۷۳
۲	۶۲/۸۴-۷۹/۲۵	۳۴۸/۶۶-۲۷۶/۲۳	۲۷-۷۳۷۲۰۹۰۰/۳۷-۱۴۷۴۴۱۹۵/۱۰	۴۸۶/۲۷-۲۴۹/۸۶
۳	۲۵/۸۸-۷۳/۷۹	۲۳/۲۷-۱۹۹/۲۷	۷۳-۷۳۷۲۰۹۰۰/۳۷-۱۴۷۴۴۱۷۸۱/۷۳	۴۸۶/۲۷-۱۲۲۲/۴۰
۴	۸۸/۵۱-۶۸/۷۳	۷۸/۱۱۷-۱۱۷/۷۸	۳۳/۳۲۸۵۳۴۷۵۱-۱۳۳-۱۴۷۴۴۱۷۸۱/۷۳	۱۲۲۲/۴۰-۱۹۵۸/۵۳
۵	۵۱/۶۸-۶۳/۱۴	۷۸/۱۱۷-۳۶/۲۹	۲۳/۳۲۸۵۳۴۷۵۱-۳۳-۲۲۸۵۳۴۷۵۱/۳۳	۱۹۵۸/۵۳-۲۶۹۴/۶۶
۶	۱۴/۶۳-۵۷/۷۷	۲۹/۳۶-۴۵/۱۹	۸۳/۴۰۵۴۶۴۸۶۶-۲۳-۳۲۴۳۷۱۸۹۷/۲۳	۲۶۹۴/۶۶-۴۱۶۶/۹۲
۷	۷۷/۵۷-۴۰/۵۲	۱۹/۴۵-۷۴/۱۳۵	۸۷/۵۰۸۶۷۴۱۰۰-۸۳-۴۰۵۴۶۴۸۶۶/۸۳	۴۱۶۶/۹۲-۴۹۰۳/۰۵
۸	۴۰/۵۲-۰۳/۴۷	۷۴/۱۳۵-۴۴/۲۵۲	۸۷/۵۰۸۶۷۴۱۰۰-۸۳-۴۰۵۴۶۴۸۶۶/۸۳	۴۹۰۳/۰۵-۶۳۷۵/۳۱
۹	۰۳/۴۷-۶۶/۴۱	۴۴/۲۵۲-۶۸/۳۷۵	۳۹/۸۸۱۳۳۳۲۹-۳۷۲-۶۲۶۶۲۷۵۱۱/۲۱	۶۳۷۵/۳۱-۷۱۱۱/۴۴
۱۰	۶۶/۴۱-۲۹/۳۶	۶۸/۳۷۵-۶۵/۵۳۸	۳۹/۸۸۱۳۳۳۲۹-۳۷۲-۱۸۷۹۸۸۱۲۴۹۶	۷۱۱۱/۴۴-۷۸۴۷/۵۷

در این سطح‌بندی فرض‌های منطقی این بوده است که:

- با کاهش تراکم پوشش گیاهی سطح مخاطرات افزایش می‌یابد. زیرا محدوده‌های با تراکم‌های کمتر پوشش گیاهی، در مقابل تغییرات اقلیمی (کاهش بارش، افزایش دما) و فشارهای توسعه‌ای (تبدیل زمین و تغییرات پوشش / کاربری) آسیب‌پذیرتر هستند.
- با کاهش بودجه آبی سطح مخاطرات افزایش می‌یابد. زیرا بیلان منفی به مفهوم بیشتر بودن تبخیر و تعرق از بارش و در نتیجه تنش آبی (کم بودن یا فقدان بودجه آبی است).
- با افزایش رواناب سطح مخاطرات افزایش می‌یابد. زیرا، اعداد بزرگتر رواناب، به مفهوم ایجاد مخاطره بیشتر به لحاظ بروز سیلاب، فرسایش خاک و کاهش کیفیت آب (آلودگی رسوبی و کدورت و...) است.
- با افزایش فرسایش خالص خاک سطح مخاطرات افزایش می‌یابد. زیرا، اعداد بزرگتر فرسایش، علاوه بر ایجاد مخاطره

برای رشد و نمو گیاهان، دارای مخاطرات بعدی اقتصادی-اجتماعی نیز هستند.

سپس با استفاده از ابزارهای طبقه‌بندی و محاسبه‌گر رستری در نرم‌افزار Arc Map نقشه‌های استاندارد برای هر یک از پارامترها در مقیاس ۱-۱۰ تولید و با تلفیق آنها با همدیگر نقشه نهایی سطح‌بندی مخاطرات اتلاف پوشش گیاهی در حوضه‌آبخیز دریاچه ارومیه تولید شد.

نتایج

- مقایسه تغییرات رخ داده در پوشش / کاربری زمین

دربازه زمانی سال‌های ۲۰۱۵-۲۰۰۹

تغییرات مساحتی انواع پوشش / کاربری زمین در بازه زمانی ۲۰۱۵-۲۰۰۹ در جدول (۲) ارائه شده است. به‌طور کلی، بر اساس تغییرات رخ داده در طول زمان، مساحت اراضی تحت پوشش زراعت آبی، پهنه آبی، تالاب و مرتع به ترتیب حدود ۱۰، ۴۰، ۱۵

روند کاهشی منابع آبی موجود، با انگیزه اقتصادی کشاورزان برای تولید درآمد بیشتر صورت پذیرفته است. پیامد بروز کم آبی و تصمیمات غیر اصولی توسعه باغداری و روند رو به رشد توسعه شهری در مجموع موجب جایگزینی پوشش‌های طبیعی مفید (تالاب، مرتع و سایر پهنه‌های آبی) با پوشش‌های انسان‌ساخت و پوشش‌های طبیعی غیرمفید (شوره‌زار و بایر) شده است. بدیهی است که تداوم این روند تغییرات می‌تواند آسیب‌های جدی به ساختار و کارکردهای اکولوژیکی آبخیز وارد نماید.

و ۳۲٪ کاهش یافته است. در مقابل مساحت تحت پوشش دیم، شوره‌زار، باغ و اراضی شهری به ترتیب حدود ۲۷، ۶۳، ۲۲۶ و ۳۱ درصد افزایش یافته است. با توجه به این که همه اراضی در حال کاهش، بستگی مستقیم به موجود بودن آب کافی دارند، چنین تغییراتی به وضوح می‌تواند نشانه بارزی از بروز کم‌آبی در محدوده مورد مطالعه باشد. تبدیل بخشی از اراضی فاریاب به دیم برای جبران کم‌آبی صورت پذیرفته است. با این حال توسعه بی‌رویه باغداری به عنوان کاربری که نیازمند آبیاری بیشتر است، به واسطه تصمیمات نادرست تبدیل زمین رخ داده که به رغم

جدول: (۲) مقدار تغییرات رخ داده در مساحت انواع پوشش / کاربری زمین در آبخیز تحت مطالعه طی بازه زمانی ۲۰۰۹-۲۰۱۵

رند	تغییرات طبقه ای (%)	تغییرات (هکتار)		مساحت (کیلومتر مربع)		نوع پوشش / کاربری	ردیف
		کاهش	افزایش	جاری (۲۰۱۵)	پایه (۲۰۰۹)		
↓	-۹/۲۴	۱۶۷/۹۱		۱۶۴۷/۴۹	۱۸۱۵/۴۰	زراعت آبی	۱
↑	۳/۷۸		۱۹۸/۴۵	۵۴۴۰/۴۱	۵۲۴۱/۹۶	اراضی بایر	۲
↑	۲۷/۴۶		۱۱۰۰/۴۱	۵۱۰۶/۵۷	۴۰۰۶/۱۶	زراعت دیم	۳
↑	۲۲۵/۶۱		۴۰۷/۰۴	۵۸۷/۴۵	۱۸۰/۴۱	باغ	۴
↓	-۳۲/۱۳	۱۷۵۳/۳۸		۳۷۰۳/۳۳	۵۴۵۶/۷۱	مرتع	۵
↑	۶۲/۸۹		۱۵۹۸/۴۲	۴۱۳۹/۸۴	۲۵۴۱/۴۲	شوره‌زار	۶
↓	-۳۹/۷۲	۱۴۳۸/۹۲		۲۱۸۳/۵۶	۳۶۲۲/۴۸	پهنه آبی	۷
↓	-۱۵/۰۶	۱۱/۵۳		۶۵/۰۲	۷۶/۵۵	تالاب	۸
↑	۳۰/۸۰		۶۷/۴۲	۲۸۶/۳۰	۲۱۸/۸۸	شهری	۹

به دست آمده به ترتیب سال‌های مختلف در کنار یکدیگر منحنی $U(t)$ و با فرارگیری آماره‌های پسر و به ترتیب سال منحنی $U^*(t)$ به دست می‌آید. بر اساس نتایج آزمون من-کندال دنباله‌ای، نمودار آماره‌های پیشرو و پس رو برای بارش کل حوضه آبخیز تهیه شد (شکل ۱۰). بر اساس این نمودار، از سال ۱۹۸۹ تا ۱۹۹۱ روند کاهشی در بارندگی وجود داشته که بعد از ۱۹۹۱ مراحل گذار از روند کاهشی صورت پذیرفته و می‌توان گفت در ۱۹۹۴ بارندگی وارد روند افزایشی شده است و رفته‌رفته از شدت این روند افزایشی کاسته شده تا اینکه روند کاهشی مجدداً از سال ۱۹۹۹ شروع شده است. سپس از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۳ روند کاهشی بارندگی از لحاظ آماری معناردار بوده و می‌توان آن را یک دوره خشکسالی شدید نامید. در سال‌های ۲۰۰۴، ۲۰۰۶، ۲۰۰۷، ۲۰۱۱ تا ۲۰۱۴ روند بارندگی همچنان کاهشی است با این تفاوت که این روند در این سال‌ها

نتایج تحلیل پارامترهای اقلیمی

بارش

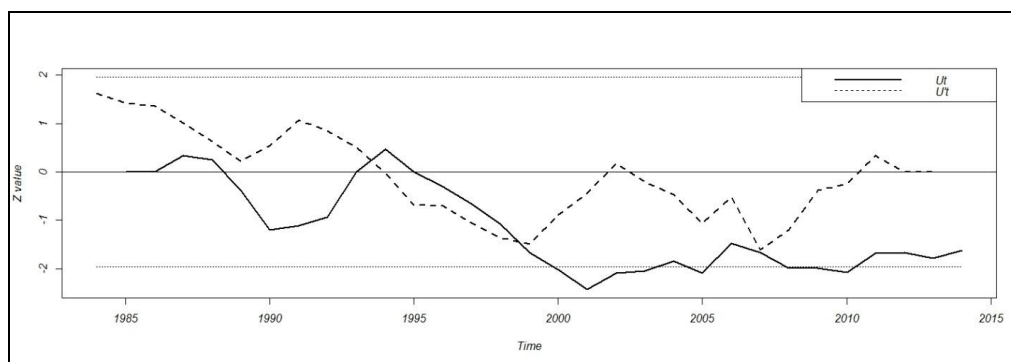
بر اساس نتایج آزمون من-کندال داده‌های بارش ایستگاه‌های مورد نظر، که در جدول (۳) ارائه شده است، چون عدد p برای ایستگاه مراغه که تقریباً در مرکز حوضه آبخیز شرقی دریاچه ارومیه قرارداد کمتر از ۰/۰۵ (سطح معنی‌دار $\alpha=0/05$) است، فرض صفر مردود شد، بدین معنی که پارامتر بارش در این ایستگاه در بازه زمانی مورد نظر، روند معنی‌دار کاهشی داشته است. با این حال برای سایر ایستگاه‌ها و کل محدوده حوضه آبخیز، چون اعداد p بزرگتر از ۰/۰۵ بود، روند معنی‌دار کاهش در بارش مورد تایید قرار نگرفت.

در این آزمون برای هر سال از سری زمانی دو آماره با نام‌های آماره پیشرو و آماره پسر محاسبه می‌شود و با فرارگیری آماره‌های پیشرو

از لحاظ آماری معنی‌دار نیست. ولی در سال‌های ۲۰۰۵، ۲۰۰۸ تا ۲۰۱۰ بارندگی دارای روند کاهشی معنی‌دار است.

جدول: (۳) نتایج آزمون من-کندال سری زمانی بارندگی

نتیجه آزمون	آزمون من-کندال				میانگین بارندگی سالانه (mm) ۱۹۸۴-۲۰۱۴	نام ایستگاه
	2-sided P-value	tau	Var(S)	S		
رد نشد H_0	۰/۷۳۳۹	-۰/۰۴۵۲	۳۴۶۱	-۲۱	۲۴۱	تبریز
رد نشد H_0	۰/۱۵۸۲	-۰/۱۸۱	۳۴۶۰	۸۴	۲۴۲	سراب
رد نشد H_0	۰/۷۰۸۴	-۰/۴۹۵	۳۴۶۱	-۲۳	۳۱۳	ارومیه
رد شد H_0	۰/۰۰۱۲***	-۰/۴۱۱	۳۴۶۱	-۱۹۱	۳۰۲	مراغه
رد نشد H_0	۰/۴۷۵۳	-۰/۰۹۲۵	۳۴۶۱	-۴۳	۴۰۲	مهاباد
رد نشد H_0	۰/۰۵۲۶	-۰/۲۴۷	۳۴۶۱	-۱۱۵	۴۶۰	سقز
رد نشد H_0	۰/۰۵۱۱	-۰/۲۵۴	۳۴۶۰	-۱۱۸	۳۵۰	تکاب
رد نشد H_0	۰/۱۰۲۷	-۰/۲۰۹	۳۴۶۱	-۹۷	۲۳۸	کل حوضه ارومیه

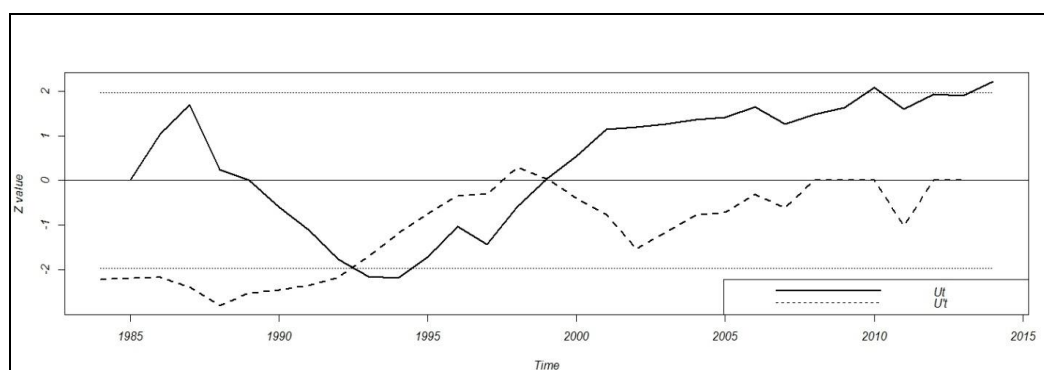


شکل (۱۰): منحنی آماری آزمون من-کندال دنباله‌ای $U(t)$ و $U^*(t)$ بارش حوضه‌ی آبریز ارومیه (۱۹۸۴ تا ۲۰۱۴)

دما -

دمای هوا در ایستگاه‌های تبریز، ارومیه، مراغه و مهاباد روندی افزایشی بوده و از لحاظ آماری معنی‌دار است. در سه ایستگاه دیگر (سراب، تکاب و سقز) روند دما کاهشی ولی از لحاظ آماری معنی‌دار نیست (شکل ۱۱).

آزمون مک کندال و مک کندال دنباله‌ای به صورتی که در قسمت قبلی تشریح شد، برای داده‌های دمای ایستگاه‌های موردنظر نیز انجام شد. براساس نتایج آزمون من-کندال روند



شکل (۱۱): منحنی آماری آزمون من-کندال دنباله‌ای $U(t)$ و $U^*(t)$ دمای حوضه‌ی آبریز ارومیه (۱۹۸۴ تا ۲۰۱۴)

دارای روند افزایشی و از لحاظ آماری معنی‌دار است و در سه ایستگاه دیگر که فاصله زیادی از دریاچه دارند (سقز، تکاب و سراب) دارای روند نزولی است و از لحاظ آماری معنی‌دار نیست.

نکته جالب توجه در تحلیل سری زمانی دمای هوا براساس آزمون من-کندال (از ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۴) این است که دمای هوا در چهار ایستگاه نزدیک‌تر به دریاچه (تبریز، ارومیه، مراغه و مهاباد)

این دو وضعیت را مقایسه کرده است.

بنابراین طی بازه زمانی مورد بررسی، درصد پوشش گیاهی علفی - مرتعی در محدوده مورد مطالعه به طور میانگین حدود ۳۲٪ با اتلاف مواجه شده است. همچنین بر اساس نتایج حاصل از اجرای مدل، افزایش اراضی بایر یا اراضی که فقیرترین حالت پوشش گیاهی را به خود اختصاص می‌دهند، در طی بازه زمانی مورد نظر حدود ۳۲٪ است که با توجه به تغییرات ناشی از خشکسالی به مفهوم تبدیل تدریجی اراضی مرتعی به بایر در محدوده مورد مطالعه قابل تفسیر است. در مورد پوشش درختی، باید گفت که به‌غیر از باغات انسان‌ساخت، محدوده مورد مطالعه به طور کلی، واجد پوشش درختی بسیار ضعیفی است که تقریباً می‌توان از آن چشم‌پوشی کرد.

بر اساس تحلیل‌های انجام شده و با توجه به سیر نزولی سطح دریاچه می‌توان این نتیجه را که کاهش سطح پوشش دریاچه منجر به افزایش دما در محدوده مجاور دریاچه شده است، محتمل دانست.

-نتایج حاصل از مدل‌سازی پارامترهای اکو-

هیدرولوژیکی

- پوشش گیاهی

همان‌طور که در شکل (۴) مشاهده می‌شود، مقدار تغییرات تراکم پوشش گیاهی در طیفی بین صفر تا ۴۱٪ متغیر است که علامت منفی مبین کاهش (اتلاف) پوشش گیاهی در قسمت‌های تغییر یافته است. جدول (۴) کمینه، بیشینه و میانگین درصد پوشش گیاهی علفی در دو وضعیت پایه و جاری و تفاوت

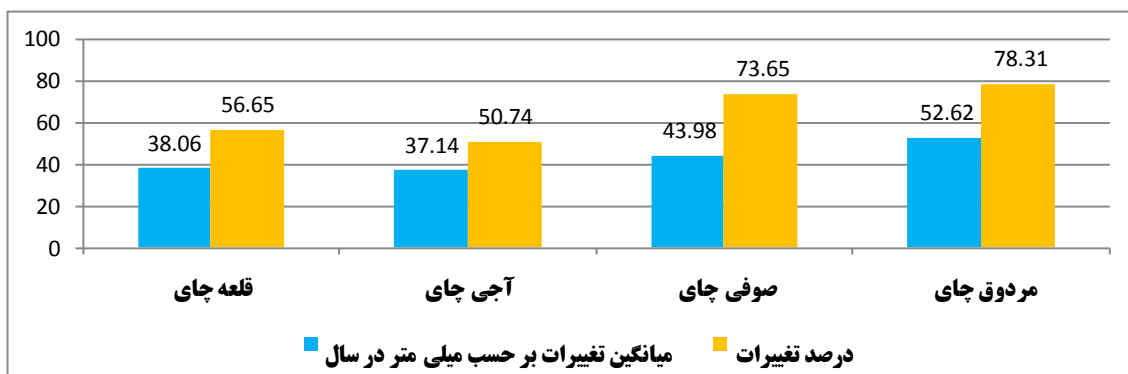
جدول (۴): تغییرات میانگین، کمینه و بیشینه درصد پوشش گیاهی علفی در محدوده مورد مطالعه از گذشته تا حال

پوشش گیاهی علفی (درصد)						
اختلاف میانگین از وضعیت پایه تا موجود	پوشش گیاهی موجود			پوشش گیاهی پایه		
	میانگین	بیشینه	کمینه	میانگین	بیشینه	کمینه
-۳۱/۶۹	۴۶/۹۳	۹۰	۰	۷۸/۳۶	۱۰۰	۰

- بودجه آبی

دورتر و شرقی‌تر دریاچه کاهش یافته است. با توجه به وسعت آبخیز شرق دریاچه ارومیه و تقسیم آن به ۴ زیرحوضه (شکل ۱-ب)، و به منظور افزایش دقت تحلیل‌ها، تغییرات بودجه آبی در شرایط پس از اتلاف پوشش گیاهی در سطح هر یک از زیرحوضه‌ها نیز مورد مقایسه قرار گرفت. بر این اساس میانگین بودجه آبی ۴ زیرحوضه قلعه چای، آجی چای، صوفی چای و مردوق چای در وضعیت پایه به ترتیب ۱۲۹/۹۲، ۱۰۴/۵۶، ۸۳/۱۷، ۵۴/۰۴ میلی متر در سال بوده است. بنابراین بیشترین کمترین بودجه آبی در شرایط پایه به ترتیب در زیرحوضه‌های قلعه چای و مردوق چای برقرار بوده است. با اتلاف پوشش گیاهی و در شرایط موجود، در مجموع میزان بودجه آبی هر ۴ زیر حوضه شاهد افزایش بوده که میانگین و درصد این تغییرات در شکل (۱۲) نشان داده شده است. بر این اساس بیشترین افزایش بودجه آبی با بیش از ۵۲ میلی متر در سال (۷۸٪) در زیرحوضه مردوق چای و کمترین میزان افزایش با ۳۷ میلی متر در سال (۵۱٪ نسبت به وضعیت پایه) در زیرحوضه آجی چای رخ داده است.

بر اساس محاسبات مدل، در شرایط پایه، بودجه آبی (بارش منهای تبخیر و تعرق که می‌توان آن را تعادل آبی نیز نامید) آبخیز برای محدوده مورد مطالعه به‌طور متوسط ۱۹/۲۹، کمینه ۵۳۸/۶۵- و بیشینه ۶۱۰/۲۸ میلی متر در سال بوده است (شکل ۵-الف). در شرایط موجود و پس از اتلاف پوشش گیاهی با نرخ میانگین ۳۱/۶۹-٪، میانگین و بیشینه بودجه آبی به ترتیب به ۳۶، ۶۱۵/۷۷ تغییر یافته و کمینه آن بدون تغییر مانده است. اگرچه میانگین بودجه آبی آبخیز حدود ۵۰٪ افزایش یافته است و با توجه به شرایط کم آبی منطقه ممکن است این یک نتیجه خوب تلقی شود؛ اما این رخداد، به این دلیل است که پوشش گیاهی بیشتر، در شرایط پایه، آب بیشتری مصرف می‌کرده است و با کاهش پوشش گیاهی در وضعیت موجود، بخشی از آبی که قبلاً در این پوشش ذخیره می‌شده، اکنون در پهنه آبخیز رها می‌گردد. شکل (۵-ب) نشان می‌دهد که بودجه آبی در اراضی شرقی محدوده بلافاصله دریاچه ارومیه، پس از اتلاف پوشش گیاهی و در شرایط جاری، اندکی افزایش یافته و در سایر اراضی

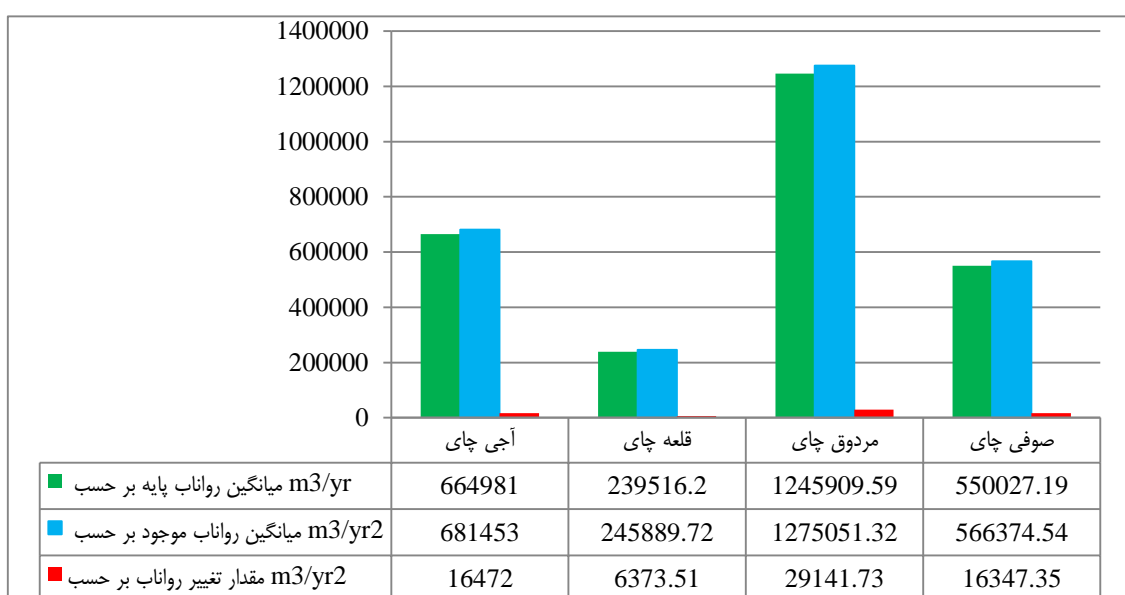


شکل (۱۲): مقایسه میانگین و درصد تغییرات در بودجه آبی زیر حوضه‌های قلعه چای، آجی چای، صوفی چای و مردوق چای در حوضه‌آبخیز شرق دریاچه ارومیه در اثر اتلاف پوشش گیاهی

رواناب

با اتلاف پوشش گیاهی و تغییراتی که به تبع آن در بودجه آبی حوضه‌آبخیز رخ داده است، میانگین رواناب تولیدی در حوضه‌آبخیز نسبت به وضعیت پایه حدود ۲/۵٪ و معادل ۱۹۶۵۶/۹۵ متر مکعب در سال افزایش داشته است. بر این اساس، با کاهش تراکم پوشش گیاهی و افزایش بودجه آبی در هر ۴ زیر حوضه، میانگین تولید رواناب نیز افزایش یافته است که مقدار تغییرات در میانگین رواناب تولیدی در زیر حوضه‌ها در شکل (۱۳) نشان داده شده است. محاسبات انجام شده نشان می‌دهد که کمترین و بیشترین تغییرات در رواناب تولیدی به ترتیب در زیرحوضه‌های آجی چای و صوفی چای رخ داده است.

محاسبه میزان تولید آب توسط آبخیز مورد مطالعه بر مبنای محاسبه مقدار رواناب به صورت بودجه آبی انباشت شده در پایین دست صورت گرفت. بر این اساس، کمینه، میانگین و بیشینه تولید رواناب در حوضه‌آبخیز شرق دریاچه ارومیه در شرایط پایه به ترتیب معادل ۱۸/۸۱، ۸۳۳۹۹۸/۳۳ و ۱۸۴۲۴۷۴۸۸۰ مترمکعب در سال برآورد شد (شکل ۶-الف). همچنین کمترین و بیشترین میانگین تولید رواناب به ترتیب در زیرحوضه‌های قلعه چای (۲۳۹۵۱۶/۲) و مردوق چای (۱۲۴۵۹۰۹/۵۹) متر مکعب در سال بوده است. در شرایط موجود



شکل (۱۳): تغییرات در میانگین تولید رواناب زیر حوضه‌های قلعه چای، آجی چای، صوفی چای و مردوق چای در حوضه‌آبخیز شرق دریاچه ارومیه در اثر اتلاف پوشش گیاهی و افزایش بودجه آبی (۲۰۰۹-۲۰۱۵)

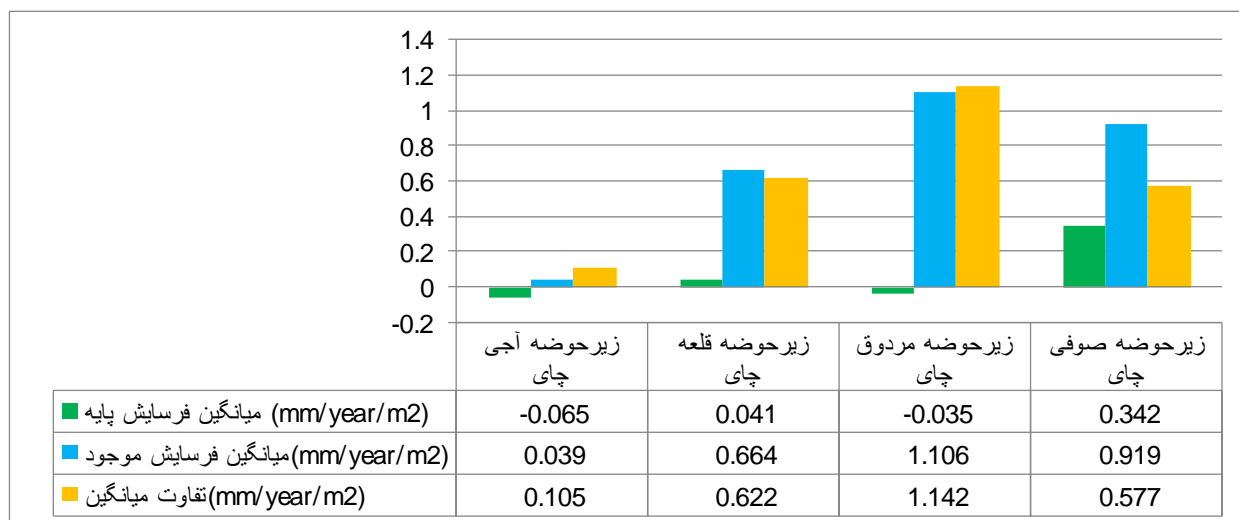
– فرسایش خالص خاک

در مدل WWPSS، مقدار فرسایش خالص خاک بر اساس مقدار کل خاک فرسایش یافته منهای خاکی که در شیب تپه‌ها و کانال‌های آبی تجمع می‌یابد، محاسبه می‌شود. بنابراین مقدار فرسایش خالص خاک شامل خاک تخریب یافته و رسوباتی است که از طریق جریان‌های آبی و رودخانه‌ها از بالادست به پایین دست است که می‌تواند مخاطرات اکولوژیکی و اقتصادی عمده‌ای به دنبال داشته باشد. بر اساس نتایج حاصل از اجرای مدل، در وضعیت پایه حوضه آبخیز و قبل از اتلاف پوشش گیاهی مرتعی آن، کمینه، بیشینه و میانگین فرسایش خالص ناشی از شیب تپه‌ها در محدوده مورد مطالعه، به ترتیب معادل ۰/۸۷/۲۸۳۱۶۰، ۰/۰۸/۷۷۱۸ و ۰/۱۲/۰- میلی‌متر در متر مربع سال بوده است. شکل (۷ الف). اعداد منفی در تفسیر نتایج مدل نشان‌دهنده انباشت یا تجمع خاک در محدوده مورد نظر و عدم انتقال آن‌ها از بالادست به پایین دست در قالب رسوب‌گذاری حاصل از فرسایش است. از این رو اعداد منفی فرسایش در وضعیت پایه خاکی از آن هستند، در مجموع در حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه، به دلیل وجود پوشش گیاهی مناسب، فرسایش خاک به‌عنوان یک معضل اکولوژیکی مطرح نبوده و برعکس با توجه به میانگین منفی آن، شرایط اکولوژیک حاکم بر خاک به‌گونه‌ای بوده که موجب تثبیت خاک نیز می‌شده است. به‌عبارت‌دیگر در مجموع میزان تثبیت خاک بیشتر از فرسایش آن در کل حوضه آبخیز بوده است. در وضعیت موجود و بعد از اتلاف پوشش گیاهی مرتعی در اثر تغییرات اقلیمی و تغییرات کاربری زمین، کمینه، بیشینه و میانگین فرسایش خالص ناشی از شیب تپه‌ها در محدوده مورد مطالعه، به ترتیب معادل ۰/۷۳/۱۷۹۸۵۶-،

۷۸۴۷/۵۷ و ۰/۲۰ میلی‌متر در سال در متر مربع برآورد شده است (شکل ۷- ب). این اعداد در مجموع حاکی از کاهش ظرفیت تثبیت خاک به مقدار قابل‌توجهی (حدود ۳۶٪ کاهش در ظرفیت تثبیت خاک) و افزایش قابل توجه در میزان فرسایش‌پذیری خاک (افزایش ۴۵٪ میانگین فرسایش) است (شکل‌های ۷- ج و د). البته با توجه به اینکه نوع خاک و میزان فرسایش‌پذیری آن در زیر حوضه‌های مختلف و به‌تبع خصوصیات فیزیوگرافیک و توپوگرافیک زمین نیز متفاوت است، این نرخ فرسایش می‌بایست در زیرحوضه‌ها نیز به‌صورت جداگانه مورد بررسی قرار گیرد. شکل (۱۴) مقدار تغییرات در میانگین فرسایش خالص خاک در زیر حوضه‌های مورد نظر را نشان می‌دهد. در زیرحوضه‌های آجی چای و مردوق چای میانگین فرسایش از عدد منفی در وضعیت پایه به مثبت در وضعیت موجود تغییر یافته که حاکی از افزایش شدید نرخ فرسایش است و در عین حال شدت افزایش فرسایش در زیرحوضه مردوق چای بسیار چشمگیر است. برای محاسبه تناژ خاک فرسایش یافته در بازه زمانی بین سال پایه و جاری، با تبدیل واحد میلی‌متر در مترمربع به مترمکعب در متر مربع و ضرب آن در واحد هکتار و ضریب وزن مخصوص ظاهری خاک که برای محدوده مورد مطالعه بر اساس مطالعات پیشین خاک‌شناسی ۱/۵ گرم بر سانتی متر مکعب در نظر گرفته شده است، تناژ سالانه فرسایش خاک در هر هکتار از ۴ زیرحوضه مورد محاسبه قرار گرفت. سپس با توجه به مساحت هر زیر حوضه، مقدار کل خاک فرسایش یافته آن در بازه زمانی مورد نظر تعیین شد. جدول (۵) نتایج محاسبات مورد نظر را نشان می‌دهد.

جدول (۵): محاسبه تناژ اتلاف شده خاک در اثر اتلاف پوشش گیاهی در طی زمان

نام زیر حوضه	تفاوت میانگین نرخ فرسایش خالص خاک طی زمان (میلی‌متر / سال)	نرخ کلی تفاوت فرسایش خاک طی زمان (تن / هکتار)	مساحت زیرحوضه (هکتار)	تناژ خاک اتلاف شده طی زمان (تن)
آجی چای	۰/۱۰۵	۱/۵۷۵	۱۰۶۳۹۴۲/۹۹	۱۰۶۳۹۴۲/۹۹
قلعه چای	۰/۶۲۲	۹/۳۳	۹۲۰۰۴/۷۸	۸۵۸۴۰۴/۵۹
مردوق چای	۱/۱۴۲	۱۷/۱۳	۳۰۶۱۳۷/۰۹	۵۲۴۴۱۲۸/۳۵
صوفی چای	۰/۵۷۷	۸/۶۵۵	۱۱۶۲۴۰/۳۹	۱۰۰۶۰۶۰/۵۷
جمع کل			۱۵۷۸۳۲۵/۲۵	۸۱۷۲۵۳۶/۵



شکل (۱۴): مقایسه میانگین نرخ فرسایش خاک در زیر حوضه‌های آبخیز (میلی‌متر/سال) در وضعیت‌های پایه و موجود و اختلاف میانگین طی زمان (۲۰۱۵-۲۰۰۹)

حاصل از تغییرات در پارامترهای اکوهیدرولوژیکی بتوانند در چارچوبی منسجم با یکدیگر مرتبط و تجمیع شوند تا بتوان به نتایجی جامع‌تر و قابل ترجمه به سیاست‌های قابل اجرا در مدیریت آبخیز و با رویکرد پیشگیری و به حداقل‌رسانی مخاطرات اکوسیستمی دست یافت، ارتباطات بین محرکه‌ها، فشارها، وضعیت‌ها، اثرات و پاسخ‌ها مورد بررسی و تجزیه و تحلیل قرار گرفت. با شناخت از منطقه مورد مطالعه و بررسی مطالعات زیادی که در زمینه بحران خشک شدن دریاچه ارومیه در ایران انجام شده است، نتایج تحلیلی ذیل حاصل شد:

- محرکه‌های تغییر کارکردهای اکوسیستمی

حضور دو دسته از محرکه‌های داخلی و خارجی در حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه مشهود است جدول (۶). محرکه‌های داخلی که می‌توانیم آنها را محرکه‌های طبیعی نیز بنامیم وابسته به شرایط ذاتی و طبیعی این حوضه هستند. با توجه به شرایط طبیعی حاکم بر این حوضه (منهای دخالت‌های انسانی)، در مجموع این شرایط از زوایه‌های گوناگون طبیعی، شرایطی است که با محدودیت‌های خاص زمین‌شناختی، اقلیمی، خاک‌شناسی، پوشش گیاهی و هیدرولوژی مواجه است. این بدان معنی است که حتی در شرایط عدم حضور سایر محرکه‌های طبیعی (مانند تغییرات اقلیمی) و انسانی (انواع فعالیت‌ها، دخالت‌ها و اقدامات انسان در طبیعت) نیز، حوضه آبخیز مورد مطالعه به لحاظ حضور محرکه‌های طبیعی مستعد بروز نارسایی‌هایی است. بنابراین در صورت تداخل محرکه‌های انسانی با شرایط ذاتی طبیعی این محدوده، انتظار

بر این اساس، میانگین نرخ فرسایش خاک در کل حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه به ۳ تن در هکتار در سال رسیده است. اما با توجه به تفاوت‌های فیزیوگرافیک و توپوگرافیک زیرحوضه‌ها، تفاوت در جنس خاک و تراکم پوشش گیاهی این مقدار در زیر حوضه‌ها بسیار متفاوت است. وخیم‌ترین شرایط فرسایش خاک در زیر حوضه مردوق چای حادث شده است که طی دوره زمانی مذکور نرخ فرسایش خاک از کمتر از ۱ تن در سال به بیش از ۱۶ تن در سال رسیده و موجب اتلاف بیش از ۵ میلیون تن خاک طی ۱۵ سال شده است. این نرخ برای زیرحوضه‌های قلعه چای و صوفی چای به ترتیب معادل ۱۰ و ۱۴ تن در هکتار در سال است. در زیرحوضه آبی چای نیز اگرچه از زمان گذشته به دلیل فرسایش‌پذیری کمتر، نرخ فرسایش خالص منفی بوده اما این نرخ نیز به عددی مثبت تغییر یافته که بدین مفهوم است که حتی در این زیر حوضه نیز روند خاکسازي و انباشت آن در زیرحوضه تبدیل به روند فرسایشی شده است. در مجموع همان‌گونه که انتظار می‌رفت، اتلاف ۴۰ درصدی پوشش گیاهی در محدوده مورد مطالعه، پیامدهای مخاطره‌آمیز بسیار سنگینی را طی دوره زمانی مورد بررسی به جای گذاشته است و به‌صورت تجمعی منجر به تخریب بیش از ۸ میلیون تن خاک تنها طی ۱۵ سال شده است.

- نتایج تحلیل داده‌ها تحت چارچوب تلفیق یافته

خدمات اکوسیستمی و DPSIR

برای آن که نتایج حاصل از گام‌های قبلی و به ویژه تحلیل‌های

می‌رود میزان آسیب‌پذیری‌ها افزایش یابد. محرک‌های خارجی، که می‌توانیم آنها را محرک‌های انسانی بنامیم، به طور طبیعی و ذاتی وجود ندارند اما به واسطه فعالیت‌های انسانی در طبیعت بروز می‌یابند. در این راستا، مهمترین محرک‌های انسانی قابل بررسی در این حوضه، شامل رشد جمعیت، توسعه کشاورزی، تغییرات پوشش / کاربری زمین، توسعه صنعتی و سدسازی است.

جدول (۶): جدول تشریح ویژگی‌های محرک‌های تغییر کارکردهای اکوسیستمی حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه

ویژگی‌های خاص	محرکه	
فرسایش‌پذیری بالا، گنبدهای نمکی	زمین‌شناسی	محرک‌های داخل سیستم (محرک‌های طبیعی)
میانگین بارش سالانه ۴۰۰ میلی‌متر، میانگین تبخیر سالانه ۱۳۶۰ میلی‌متر (خشکسالی)	شرایط اقلیمی	
عمق کم خاک، شوری خاک و کم بودن مواد آلی آن	خاک	
موانع محدود، تراکم پوشش کم و در مجموع پوشش گیاهی ضعیف	پوشش گیاهی	
وجود محدوده‌های با خطر سیل‌پذیری بالا به ویژه در شمال حوضه	هیدرولوژی	محرک‌های خارج سیستم (محرک‌های انسانی)
توزیع ۶۵٪ از جمعیت استان آذربایجان شرقی در داخل حوضه شرقی	جمعیت	
تبدیل زمین و غالب بودن کاربری زراعی (فاریاب، دیم و باغ) در کل پهنه حوضه	کشاورزی / آبیاری	
غلبه توزیع فضایی کاربری‌های انسان‌ساخت (۵۶٪) نسبت به پوشش‌های طبیعی سرزمین (۴۴٪)	پوشش / کاربری	
روند پر سرعت توسعه اماکن صنعتی	صنعت	
تعدد پروژه‌های سدسازی با وجود شرایط هیدرولوژیک نامتناسب	سدسازی	

و غیرنقطه‌ای، فشارهای ناشی از تغییرات هیدرومورفولوژیک، فشارهای ناشی از تغییرات ساختاری پوشش‌های طبیعی زمین و کاربری‌های انسان‌ساخت که همه این موارد با هم منجر به غلبه ساختارهای انسانی بر ساختارهای طبیعی در پهنه آبخیز شده و به توسعه لجام گسیخته زراعی (فاریاب، دیم و باغ)، کاهش مضاعف دارایی‌های طبیعی (پهنه‌های آبی، مراتع و تالاب)، افزایش دارایی‌های طبیعی غیر مفید یا کمتر مفید (بایر و شوره زار) و توزیع متراکم زیرساخت‌های صنعتی و سدها شده است. ویژگی‌هایی خاص این فشارها و ارتباط آنها با محرک‌های تغییر در جدول (۷) آمده است.

فشارها بر آبخیز

اثرات متقابل محرک‌های داخلی یا طبیعی با محدودیت‌های خاص زمین شناختی (فرسایش‌پذیری)، اقلیمی (افزایش دما و کاهش بارش ۳۰ ساله)، پوشش گیاهی (مراتع فقیر و شکننده)، هیدرولوژی (تغییرات رواناب، بودجه آبی و پتانسیل سیلابی شدن) و محرک‌های خارجی یا انسانی از جمله رشد جمعیت، کشاورزی و آبیاری گسترده، تغییرات پوشش کاربری زمین، توسعه صنعتی و سدسازی، موجب تشدید فشارهای گوناگون در پهنه آبخیز شده است. مهمترین فشارهای وارده به آبخیز شرق دریاچه ارومیه عبارتند از: فشارهای ناشی از منابع آلاینده نقطه‌ای

جدول (۷): تشریح ارتباطات محرک‌ها - فشارها در حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه

ویژگی‌های خاص	فشارهای مرتبط	محرک‌های شناسایی شده
نرخ رشد ۱/۱۵٪ در سطح پهنه آبخیز، نیاز به تولید بیشتر کالاهای و خدمات، بهره‌برداری بیشتر از منابع پایه خصوصاً آب و خاک در جهت تولید غذا، ایجاد سکونتگاه و...	* فشار بهره برداری و مصرف منابع * فشار تغییرات شرایط محیط طبیعی	جمعیت
توسعه ۲۷ درصدی زراعت دیم نسبت به سال پایه، توسعه ۲۲۵ درصدی باغداری نسبت به سال پایه	* فشار منابع آلاینده غیر نقطه ای * فشار برداشت / انحراف آب‌های سطحی * فشار تغییرات هیدرومورفولوژیکی * فشار برداشت آب‌های زیر زمینی	کشاورزی / آبیاری
کاهش مساحت ۴۰ درصدی پهنه‌های آبی، ۳۲ درصدی مراتع نسبت به سال پایه، افزایش مساحت ۶۰ درصدی شوره زار، حدود ۵ درصدی اراضی بایر	* فشار کاهش انواع پوشش طبیعی * فشار افزایش کاربری‌های انسانی	پوشش / کاربری
توزیع متراکم شهرک‌ها و نواحی صنعتی (۲۵ مورد) در پهنه حوضه	* فشار منابع آلاینده نقطه ای * فشار منابع آلاینده غیر نقطه ای	صنعت
توزیع متراکم سدهای تحت بهره برداری یا در حال ساخت (۱۷ مورد) در پهنه حوضه به ویژه بخش جنوبی آن	* فشار تغییرات هیدرومورفولوژیک * فشار تغییرات در جریان آب	سدسازی

– اثرات منجر به تغییر وضعیت پایه به وضعیت موجود

تحت تاثیر قرار گرفته‌اند و در مجموع این اثرات، پیامدهای نامطلوبی را به همراه داشته‌اند. با کاهش ۳۲ درصدی تراکم پوشش گیاهی، کارکرد زیستگاهی آبخیز نقصان یافته و اگرچه، با کاهش تراکم پوشش گیاهی و به دنبال آن رها شدن آب قابل ذخیره در اندام‌های هوایی و زمینی گیاهان، بودجه آبی به لحاظ آب در دسترس تا ۳۷ درصد افزایش یافته است، اما این رخداد کارکرد کنترل سیلاب در آبخیز را با مخاطره مواجهه نموده است. این مخاطره نیز منجر به افزایش قابل توجه رواناب شده است که به تبع آن نیز با شدت گرفتن فرسایش در شیب تپه‌ها و کانال‌های آبی، میانگین فرسایش خالص خاک هم در حوضه آبخیز و هم در زیرحوضه‌ها به اندازه قابل توجهی افزایش یافته و علاوه بر نقصان یافتن کارکرد حفاظت خاک در آبخیز، می‌تواند به دلیل افزایش بار رسوبی رودخانه‌ها، کیفیت آب‌های جاری را نیز کاهش دهد.

در این قسمت وضعیت پایه و موجود آبخیز مورد مطالعه تحت تاثیر محرکه‌ها و فشارهای شناسایی شده با هم مورد مقایسه قرار گرفت. این مقایسه باید با استفاده از شاخص‌های محیط‌زیستی صورت پذیرد. در این تحقیق وضعیت پوشش گیاهی به عنوان شاخص بیولوژیک، وضعیت پوشش / کاربری زمین به عنوان شاخص مورفولوژیک، وضعیت بودجه آبی، رواناب و فرسایش خاک نیز به عنوان شاخص‌های اکوهیدرولوژیک در نظر گرفته شد. تغییرات در اندازه این شاخص‌ها از وضعیت پایه به موجود نیز به عنوان اثرات ناشی از محرکه‌ها و فشارها در نظر گرفته شد. جدول (۸) مقایسه شاخص‌های مورد بررسی را دو وضعیت پایه و موجود نشان می‌دهد. بر اساس نتایج حاصل از این مقایسه، با تعیین کمیت‌های تغییر در هر یک از شاخص‌ها، مشخص شد که برخی از مهمترین کارکردها (خدمات) اکوسیستمی حوضه آبخیز

جدول: (۸) مقایسه وضعیت پایه با وضعیت موجود آبخیز شرق دریاچه ارومیه بر مبنای میانگین شاخصهای محیط‌زیستی معرف کارکردهای اکوسیستمی و به عنوان خروجی مدل سازی‌های اکولوژیک و تعیین کمیت‌های تغییرات در وضعیت موجود.

میانگین شاخص وضعیت			واحد اندازه‌گیری	شاخص‌های محیط‌زیستی معرف وضعیت	کارکردهای اکوسیستمی حوضه آبخیز
تغییرات در وضعیت	وضعیت موجود	وضعیت پایه			
-۳۲	۴۷	۷۹	درصد	تراکم پوشش گیاهی	زیستگاه مرتعی
+۳۷	۵۶	۱۹	میلی متر در سال	بودجه آبی	تعادل هیدرولوژیک
+۱۹۶۵۷	۸۵۳۶۵۵/۲۹	۸۳۳۹۹۸/۳۳	متر مکعب در سال	رواناب	کنترل سیلاب
+۰/۰۱۳	۰/۰۱۳	تقریباً صفر	میلی متر در سال	فرسایش در شیب تپه‌ها و کانال‌های آبی	کیفیت آب
+۰/۱۸۸	۰/۲۰	-۰/۰۱۲	میلی متر در سال (در متر مربع)	فرسایش خالص	حفاظت از خاک

– پاسخ‌ها به مخاطرات و نتایج حاصل از پهنه‌بندی مخاطرات اکوسیستمی

نیست. ثانياً با توجه به ساختارهای طبیعی موجود در قسمت‌های مختلف، مقدار تاب‌آوری در مقابل محرکه‌ها و فشارها متفاوت بوده و لذا میزان اثرات و پیامدها نیز متفاوت خواهد بود پس نوع و مقدار پاسخ‌های مدیریتی نیز باید متناسب با موارد مذکور باشد. بر این اساس، شکل (۱۵)، نقشه‌های استاندارد برای هر یک از پارامترهای اکولوژیکی مدل‌سازی شده را در مقیاس ۱۰-۱ نشان می‌دهد. همچنین شکل (۱۶) نقشه نهایی سطح‌بندی مخاطرات اتلاف پوشش گیاهی در حوضه آبخیز دریاچه ارومیه را که حاصل از رویهم‌گذاری و تلفیق نقشه‌های استاندارد شده شکل (۱۵) است، نشان می‌دهد. ضمن آن که به منظور افزایش قابلیت درک

حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه حوضه نسبتاً وسیعی است. از این رو پاسخ‌ها برای اینکه قابل اجرا باشند، می‌بایست بر اساس پهنه‌بندی مخاطرات اکوسیستمی (مطابق آنچه در بخش تهیه نقشه پهنه‌بندی مخاطرات اکوسیستمی ناشی از اتلاف پوشش گیاهی تشریح شد) تعیین شوند. این بدان دلیل است که اولاً محرکه‌ها و فشارهای ناشی از آنها در طول فضا و با افزایش فاصله از منبع انتشار، نقصان می‌یابند، بنابراین توزیع فشارها، اثرات و پیامدها در همه جای حوضه آبخیز یکنواخت و یکسان

- تغییر الگو و نوع محصولات کشت شده در اراضی دیم و عدم کشت محصولات با نیاز آبی بالا

• در محدوده مرکزی حوضه آبخیز (زیرحوضه‌های قلعه چای و صوفی چای)

- اجرای پروژه‌های احیای پوشش گیاهی در محدوده‌های با تغییرات شدید کاهش تراکم پوشش گیاهی
- ممانعت از توسعه اراضی باغی
- عدم کشت محصولات باغی با نیاز آبی بالا

• در محدوده جنوبی حوضه آبخیز (زیرحوضه مردوق چای)

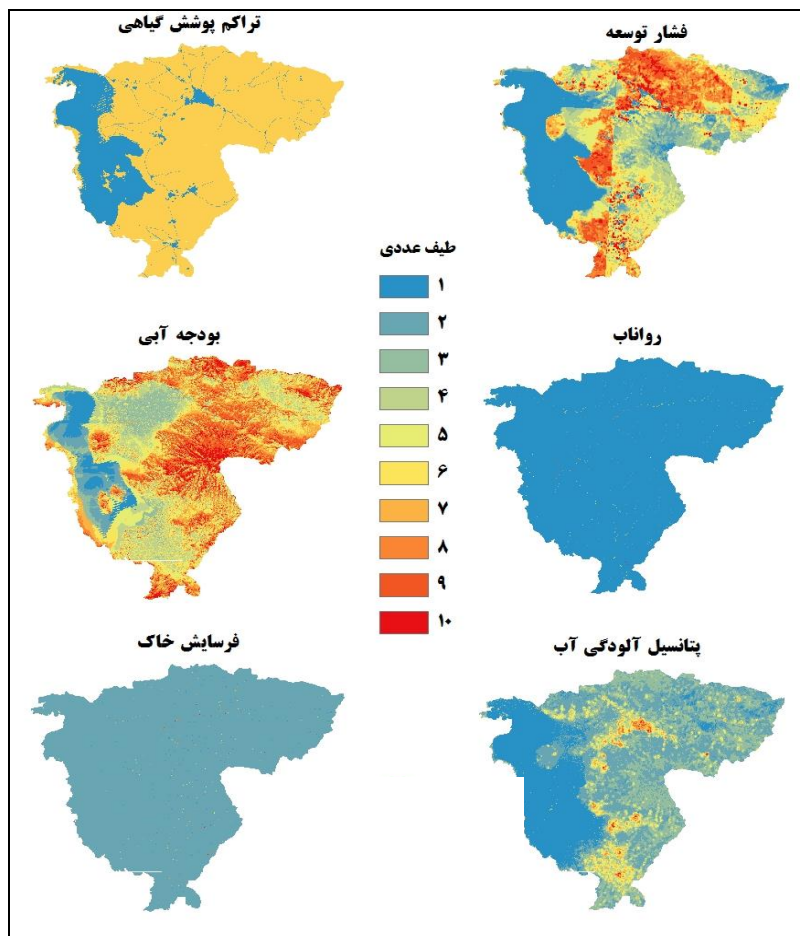
- اجرای پروژه‌های احیای پوشش گیاهی در محدوده‌های با تغییرات شدید کاهش تراکم پوشش گیاهی
- ممانعت از احداث سدهای جدید

سطح‌بندی مخاطرات، نقشه (۱۶) نیز در چهار طبقه مخاطرات کم، متوسط، زیاد و خیلی زیاد مورد طبقه‌بندی مجدد قرار گرفته است که در شکل (۱۷) نشان داده شده است.

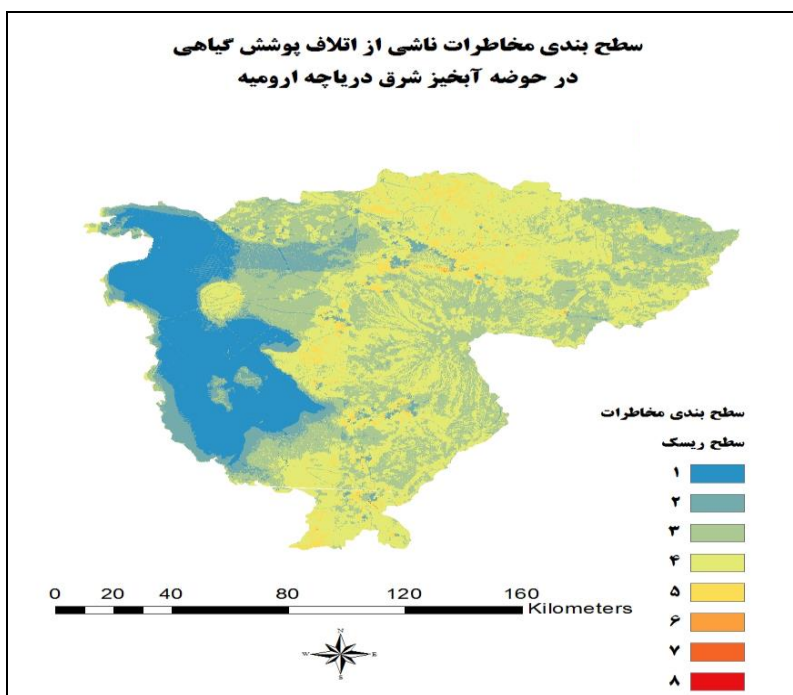
بر اساس طبقات مخاطرات قابل رویت در شکل (۱۷) و محل جغرافیایی هر زیرحوضه در کل محدوده آبخیز مورد مطالعه، پاسخ‌های مدیریتی زیر برای کاهش مخاطرات ناشی از اتلاف پوشش گیاهی شناسایی شد:

• در محدوده شمالی حوضه آبخیز (زیرحوضه آجی چای)

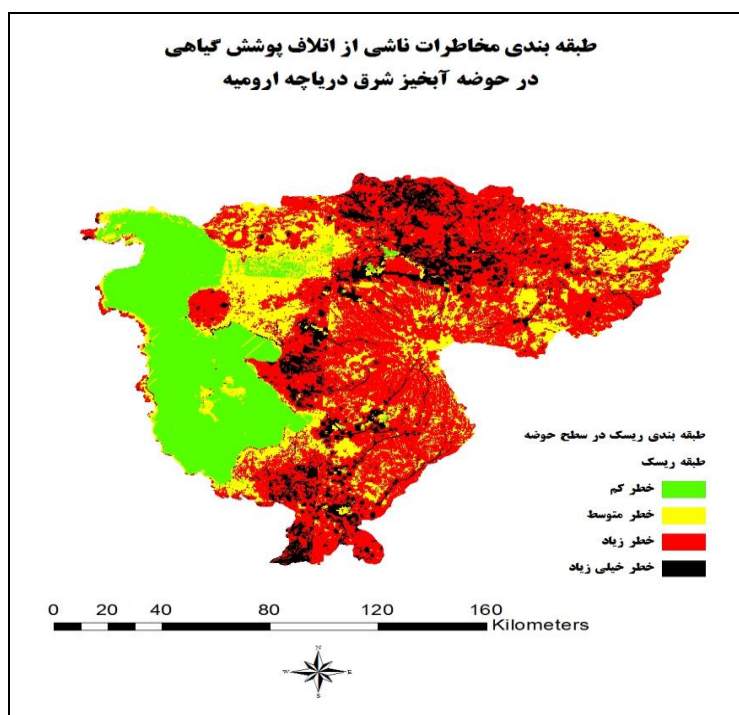
- اجرای پروژه‌های احیای پوشش گیاهی در محدوده‌های با تغییرات شدید کاهش تراکم پوشش گیاهی
- عدم بارگذاری نواحی جدید صنعتی در این زیرحوضه
- ممانعت از توسعه کشت دیم در محدوده‌های مرتعی
- افزایش سطح مناطق حفاظت شده سه‌پند در جنوب‌غربی زیرحوضه



شکل (۱۵): استانداردسازی نقشه‌های پوشش گیاهی، بودجه آبی، رواناب، فرسایش و آلودگی در سطوح مخاطراتی ۱-۱۰ در حوضه آبخیز شرقی دریاچه ارومیه



شکل (۱۶): نقشه سطح‌بندی مخاطرات ناشی از اتلاف پوشش گیاهی در مقیاس حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه و حاصل رویهم‌گذاری و تلفیق نقشه‌های استاندارد شده ۴ متغیر مهم محیط‌زیستی پوشش گیاهی، بودجه آبی، رواناب و فرسایش



شکل (۱۷): طبقه‌بندی پهنه آبخیزی شرق دریاچه ارومیه به لحاظ مخاطرات ناشی از اتلاف پوشش گیاهی

بحث و نتیجه‌گیری

مانند ایران، از اهمیت فزاینده‌ای برخوردار شده است (Reidsma et al., 2011; Christie et al., 2012; Seppelt et al., 2012; Levin et al., 2014). این موضوع مهم برای حوضه آبخیز دریاچه ارومیه با توجه به نقش حیاتی آن در تدارک

انجام ارزیابی‌های اکوسیستمی با شدت گرفتن مخاطرات ناشی از محرک‌های طبیعی و انسانی تغییر و افزایش فشار وارده بر اکوسیستم‌های طبیعی به ویژه در کشورهای درحال توسعه‌ای

سایر مدل‌های مشابه می‌تواند در رفع چالش‌های موجود بسیار راهگشا باشد.

در این تحقیق، بر اساس بررسی‌های پارامترهای اقلیمی (دما و بارش)، مشخص شد که به جز یک مقطع زمانی در طی سال‌های ۱۹۹۹-۱۹۹۴، طی بازه زمانی ۳۰ ساله اخیر، بارندگی در کل حوضه‌آبخیز دریاچه ارومیه کاهش یافته و البته در محدوده شرقی حوضه آبخیز، کاهش بارش معنی‌دار است. این نتایج با مطالعه‌ای که توسط Tahroudi و دیگران انجام شده (Tahroudi et al., 2019) و روند کاهشی بارش طی بازه زمانی ۱۹۹۸-۱۹۹۲ را در همه ایستگاه‌های باران‌سنجی حوضه آبخیز تایید نموده است، سازگار است. از طرفی کمینه دما در طیفی معادل ۳/۴-۰/۲ و بیشینه دما در طیفی معادل ۲/۹-۰/۹ درجه سانتی‌گراد افزایش یافته است. این نتیجه نیز با نتایج مطالعات قبلی که بیشتر روند افزایشی دما را در حوضه آبخیز دریاچه ارومیه طی چند دهه اخیر تایید نموده‌اند (Delju et al., 2016; Alizadeh-Choobari et al., 2013) سازگار است، اگرچه مطالعات مختلف برآوردهای عددی متفاوتی را برای میزان افزایش دما بسته به روش مورد استفاده و دوره زمانی تحقیقاتشان اعلام نموده‌اند. با کاهش بارش و افزایش دما، میانگین تراکم پوشش گیاهی ۳۲٪ در سطح حوضه آبخیز شرق دریاچه ارومیه کاهش یافته و از ۷۹٪ به ۴۷٪ رسیده است. کاهش تراکم پوشش گیاهی در سطح حوضه آبخیز موجب کاهش تبخیر و تعرق در طیفی بین ۱۳-۷/۱٪ و به طور میانگین حدود ۱۱٪ شده است که به دنبال آن میزان رواناب افزایش یافته است؛ چرا که با اتلاف پوشش گیاهی، آبی که بطور مستمر در بافت‌های هوایی و زیر زمینی و خاک اطراف ریشه گیاهان جمع‌آوری و ذخیره می‌شود، به یکباره در طبیعت رها می‌گردد. چنین امری به مفهوم افزایش کلی بار رواناب، افزایش پتانسیل مخاطرات بروز سیل، افزایش رسوبات ناشی از فرسایش آبی در شیب تپه‌ها و کانال‌های آبی، افزایش فرسایش خالص خاک، افزایش کدورت آب، کاهش کیفیت آب و افزایش بار رسوبات در آب‌های سطحی در پهنه حوضه آبخیز می‌باشد. خوشبختانه این موارد با نتایج حاصل از مدل‌سازی‌ها نیز تایید شد. بر همین اساس اتلاف پوشش گیاهی در اثر تغییرات اقلیمی موجب تغییر میانگین فرسایش خالص خاک در حوضه از ۰/۱۲- به ۰/۲۰ میلی‌متر در سال در متر مربع شده است که به عبارت دیگر میانگین فرسایش خاک در پهنه آبخیز را تنها در بازه زمانی مورد

خدمات اکوسیستمی گوناگون که گروه‌های مختلفی از ذینفعان از آن منتفع می‌شوند نیز صدق می‌کند. به همین دلیل در طی چند سال اخیر مطالعات گوناگونی در این محدوده اکولوژیکی انجام شده‌اند. با این حال، عدم شناخت از روش‌های مناسب برای سنجش و اندازه‌گیری تغییرات در کارکردهای اکوسیستمی (Patil et al., 2001; Costanza et al., 2017)، موجب شده است که بیشتر مطالعات ارزیابی شرایط اکولوژیک که قبلاً در این محدوده جغرافیایی انجام شده‌اند، مبتنی بر استفاده از روش‌های صرفاً توصیفی و ذهنی باشند و مطالعات بسیار کمی وجود دارند که تلاش نموده‌اند که ارزیابی‌های خود را بر کاربرد روش‌های تعیین کمیت و نقشه‌سازی فضایی- زمانی تغییرات در کارکردهای اکولوژیکی متمرکز نمایند. از سوی دیگر مطالعات مدل‌سازی انجام شده نیز کمتر توانسته‌اند نتایج حاصل از کمیت سنجی‌های خود را با استفاده از چارچوب‌های تحلیل تغییرات، به سیاست‌ها و پاسخ‌های اجرایی برای کاهش مخاطرات ترجمه نمایند. از این رو در این مطالعه سعی شد با تلفیق هر دو رویکرد ارزیابی کمی (با استفاده از مدل‌سازی) و توصیفی (با استفاده از چارچوب مفهومی DPSIR) یک روش جامع‌تر برای رفع محدودیت‌های موجود در انجام ارزیابی‌های اکوسیستمی ارائه شود.

مدل WWPSS که در این تحقیق برای تعیین کمیت تغییرات و نقشه‌سازی مکانی وضعیت پارامترهای اکوهیدرولوژیک مورد استفاده قرار گرفت، اگر چه قبلاً در نقاط دیگری از جهان از جمله ارزیابی اثرات تغییر کاربری زمین بر منابع آبی در ماداگاسکار (Mulligan, 2013)، و سنجش اثرات تهدیدهای چندگانه شامل تغییرات آب‌وهوا، جنگل‌زدایی، افزایش جمعیت، استخراج نفت و معدن بر امنیت آبی در جنگل‌های آمازون (Van Soesbergen & Mulligan, 2014) و همچنین در برخی ارزیابی‌های مشابه انجام شده توسط بانک جهانی و آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا (US EPA) (Mulligan, 2013) مورد استفاده قرار گرفته بود، اما کاربرد آن در ایران به عنوان یک مدل self-parameterising, physically based که برای استفاده در مناطقی که با فقر داده‌ها و اطلاعات مواجه‌اند، تاکنون مورد استفاده قرار نگرفته بود. در این تحقیق با توجه به ضعف ارزیابی‌های اکوسیستمی توصیفی و عدم امکان سنجش کارکردهای آبی اکوسیستم در بسیاری از پروژه‌های جاری تحقیقاتی در ایران، مشخص شد که استفاده از این مدل و

دریاچه ارومیه و اتلاف پوشش گیاهی در آبخیز موردنظر را مورد سنجش و ارزیابی قرار دهد. این موضوع به ویژه با توجه به روند فزاینده سدسازی در این حوضه و به لحاظ پیامدهای وخیمی که فرسایش خاک و افزایش بار رسوبی رودخانه‌ها می‌تواند بر عمر مفید سدهای ساخته شده و در حال احداث داشته باشد، اهمیت دارد.

در این تحقیق، ترکیبی از دو روش ارزیابی کمی مبتنی بر مدل‌سازی اکوسیستمی و ارزیابی توصیفی به عنوان مکمل، برای مرتبط ساختن نتایج حاصل از بررسی تغییرات کاربری زمین، تغییرات اقلیمی و اثرات آنها بر پارامترهای اکوهیدرولوژیکی (پوشش گیاهی، بودجه آبی، رواناب و فرسایش خاک) با هدف پهنه‌بندی فضایی مخاطرات و کاربرد آن در مدیریت اصولی و آگاهانه محیط‌زیست در حوضه آبخیز دریاچه ارومیه مورد استفاده قرار گرفت.

تعیین کمیت و نقشه‌سازی تغییرات در پارامترهای اکوهیدرولوژیکی از طریق اجرای مدل WWPSS انجام شد. این مدل به ارزیابان محیط‌زیستی که ممکن است از ظرفیت‌های فنی کمتری برای انجام محاسبات هیدرولوژیک برخوردار باشند، اجازه می‌دهد در شرایطی که داده‌های ناکافی برای انجام ارزیابی‌ها در دسترس هستند و یا هیچ داده‌ای از شرایط پایه کارکردهای اکوسیستمی در دسترس نیست، یک ارزیابی مقرون به صرفه در کوتاه‌ترین زمان ممکن انجام دهند. در کشورهای درحال توسعه و از جمله ایران، یکی از مشکلات اولیه در ارزیابی اثرات و مخاطرات محیط‌زیستی این است که برای بسیاری از آبخیزها داده‌های مربوط به پارامترهای اکوهیدرولوژیکی برای شرایط پایه اکوسیستم و مربوط به زمان‌های گذشته در دسترس نیست و لذا گپ داده‌ای برای مقایسه روندهای کنونی با وضعیت گذشته وجود دارد. نتایج این تحقیق نشان داد که کاربرد این مدل به لحاظ اتکا به پایگاه‌های مختلف داده‌ای بین‌المللی می‌تواند به رفع این مشکل کمک نماید و در عین حال امکان گذار از انجام ارزیابی‌های صرفاً توصیفی مبتنی بر ذهنیت را به سوی انجام ارزیابی‌های کمی مبتنی بر سنجش کمیت تغییرات در پارامترهای اکوهیدرولوژیکی را فراهم نماید. با این حال کاربرد این مدل با محدودیت‌هایی نیز مواجه است و این محدودیت‌ها شامل مواقعی است که نیاز به یک پیش‌بینی بسیار دقیق از مقادیر پایه و آتی کارکردهای اکوسیستمی موردنظر در یک نقطه ویژه (مثلاً مقدار جریان یا حجم رسوبات ناشی از فرسایش در

بررسی بیش از ۳ تن در هکتار افزایش داده و در صورت تداوم چنین روندی، فرسایش خاک تشدید خواهد شد. این موضوع علاوه بر مخاطرات فوق‌الذکر با توجه به احداث ۱۷ سد در محدوده مطالعاتی، دارای خسارات هنگفت اقتصادی بر عمر مخازن سدها نیز بوده و احتمالاً هزینه‌های ناشی از رسوب‌گذاری فرسایشی در مخازن سدها، منافع اقتصادی حاصل از آنها را تحت‌الشعاع قراردادده و چه بسا خنثی می‌نماید.

یکی از جنبه‌های متمایز این تحقیق، تفسیر و جمع‌بندی نتایج حاصل از بررسی‌ها و مدل‌سازی‌های تغییرات در پارامترهای اکوهیدرولوژیکی تحت یک چارچوب مفهومی قابل استفاده در ارزیابی مخاطرات و مدیریت آبخیز است. اگرچه در تحقیقات قبلی مانند آنچه Alizadeh و دیگران (Choozari Alizadeh- et al., 2016) انجام داده‌اند، بر هم‌افزایی بین اثرات تغییر در پارامترهای اقلیمی و تغییرات در پوشش کاربری زمین و تبدیل بی‌رویه زمین به اراضی زراعی اشاره شده و فعالیت‌های کشاورزی به عنوان یک محرکه عمده در تغییرات نامطلوب شرایط هیدرولوژیک حوضه آبخیز معرفی شده است، اما در تحقیق ما اولاً نتایج حاصل از بررسی‌های اقلیمی و هیدرولوژیکی با استفاده از چارچوب DPSIR تحلیل شده است که کاربرد نتایج تحقیق را در مدیریت آبخیز تسهیل و نتایج حاصله را برای برنامه‌ریزان و تصمیم‌سازان تخصیص زمین به کاربری‌های مختلف قابل درک و ملموس‌تر می‌نماید. ثانیاً نقشه‌سازی و مکاندار نمودن پهنه‌هایی که سطح مخاطرات در آنها بر اساس تلفیق مجموعه‌ای از پارامترهای اکوهیدرولوژیکی بالاتر است، عملاً تصویری شفاف از محدوده‌هایی که نیازمند اجرای فوری پروژه‌های احیا پوشش گیاهی هستند و یا این که فرایند توسعه کاربری‌های انسانی در آنجا با محدودیت‌های شدیدتری همراه است، ارایه نموده است که می‌تواند به طور مستقیم در فرایند تصمیم‌سازی مدیریت آبخیز مورد استفاده قرار گیرد.

یکی از جنبه‌های مخاطرات ناشی از اتلاف پوشش گیاهی و افزایش فرسایش آبی در حوضه آبخیز مورد مطالعه که در این تحقیق به دلیل کمبود بودجه لازم برای نمونه‌برداری و انجام آزمایشات لازم جهت تعیین بار رسوبی رودخانه‌ها، مورد بررسی قرار نگرفت، تعیین کیفیت آب رودخانه‌ها در حوضه آبخیز در شرایط پس از اتلاف پوشش گیاهی بوده است. از این رو به نظر می‌رسد مطالعات تکمیلی آتی در این زمینه می‌تواند، سطوح کامل تری از مخاطرات بالقوه و بالفعل مربوط به روند خشکسالی

کارکردهای اکوهیدرولوژیکی در آینده و در مطالعات موردی مختلف و افزایش تجارب و داده‌های تولید شده توسط این نوع ارزیابی، می‌توان ظرفیت‌های روش مورد استفاده در این تحقیق را ارتقا بخشید و به راه‌حل‌های نوآورانه‌تری برای پرداختن به چالش‌های اکولوژیکی در مدیریت آبخیزها دست یافت.

تشکر و قدردانی

این تحقیق و نتایج حاصل از آن با تامین مالی توسط اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان آذربایجان شرقی انجام شده است که بدین‌وسیله مراتب تشکر و قدردانی محققین آن اعلام می‌گردد.

یادداشت‌ها

1. Water World Policy Support System
2. Driving force- Pressure-State-Impact-Response

داخل سدها) وجود داشته باشد. در این تحقیق همچنین نتایج حاصل از مدل‌سازی تغییرات پارامترهای اکوهیدرولوژیکی با تغییرات پارامترهای اقلیمی و تغییرات ساختاری در پوشش/ کاربری زمین تحت چارچوب انسجام یافته DPSIR مورد تحلیل قرار گرفت تا بتواند مبنایی برای تصمیم‌سازی محلی در کنترل و پیشگیری از مخاطرات محیط‌زیستی و مدیریت بهتر آبخیز قرار گیرد. استفاده از این چارچوب تحلیلی این امکان را فراهم کرد که نتایج حاصله از مدل‌سازی اکوسیستمی و سنجش تغییرات در کارکردهای اکوهیدرولوژیکی را بتوانیم به طور مستقیم با محرکه‌های تغییرات و فشارهای آنها که بیشتر در فعالیت‌های اقتصادی- اجتماعی ریشه دارند، پیوند بزینم و در معرض دید کاربران نهایی این تحقیق که برنامه‌ریزان و تصمیم‌سازان مدیریت آبخیز هستند قرار دهیم. به نظر می‌رسد با کاربرد بیشتر مدل‌های کمی‌سازی

فهرست منابع

- Ahmadaali, J.; Barani, G.A.; Qaderi, K. & Hessari, B. 2018. Analysis of the effects of water management strategies and climate change on the environmental and agricultural sustainability of Lake Urmia Basin, Iran. *Water*.10:160. (In Persian)
- Alizadeh-Choobari, O., Ahmadi-Givi, F.; Mirzaei, N. & Ovlad, E. 2016. Climate change and anthropogenic impacts on the rapid shrinkage of Lake Urmia. *International Journal of Climatology*. 36(13): 4276-4286. (In Persian)
- Alkhayer, M.; Eghbal, M. K. & Hamzhepour, N. 2019. Geomorphic surfaces of eastern lake Urmia Playa and their influence on dust storms. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 23(8): 1511-1520. (In Persian)
- Anzaldúa, G.; Gerner, N.V.; Lago, M.; Abhold, K.; Hinzmann, M.; Beyer, S.; Winking, C.; Riegels, N.; Jensen, J.K.; Termes, M. & Amorós, J. 2018. Getting into the water with the Ecosystem Services Approach: The DESSIN ESS evaluation framework. *Ecosystem Services*. 30:318-326.
- Baatz, M., Benz, U., Dehghane, S., Heymen, M., Holtje, A., Hofman, P., Lingenfelder, I., Mimler, M., Sohlbach, M., & Weber, M. 2005. User Guide: eCognition Professional 4.0. Definiens Imaging, Munich, Germany.
- Balkanlou, K. R.; Müller, B.; Cord, A. F.; Panahi, F.; Malekian, A.; Jafari, M. & Egli, L. 2020. Spatiotemporal dynamics of ecosystem services provision in a degraded ecosystem: a systematic assessment in the Lake Urmia basin, Iran. *Science of the Total Environment*, 716: 137100.
- Benz, U. C.; Hofmann, P.; Willhauck, G.; Lingenfelder, I. & Heynen, M. 2004. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*. 58(3-4): 239-258.
- Birch, J.C.; Thapa, I.; Balmford, A.; Bradbury, R.B.; Brown, C.; Butchart, S.H.; Gurung, H.; Hughes, F.M.; Mulligan, M.; Pandeya, B. & Peh, K.S.H. 2014. What benefits do community forests provide, and to whom? A rapid assessment of ecosystem services from a Himalayan forest, Nepal. *Ecosystem Services*. 8:118-127.

- Blaschke, T. 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*. 65(1):2-16.
- Bruijnzeel, L.A.; Mulligan, M. & Scatena, F. N. 2011. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrological Processes*. 25(3): 465-498.
- Carroll, M.; Townshend, J.; Hansen, M.; DiMiceli, C.; Sohlberg, R. & Wurster, K. 2010. MODIS vegetative cover conversion and vegetation continuous fields. In *Land Remote Sensing and Global Environmental Change*. Springer, New York, NY. (pp. 725-745)
- Christie, M.; Fazey, I.; Cooper, R.; Hyde, T. & Kenter, J. O. 2012. An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological economics*. 83: 67-78.
- Cleve, C.; Kelly, M.; Kearns, F. R. & Moritz, M. 2008. Classification of the wildland–urban interface: A comparison of pixel-and object-based classifications using high-resolution aerial
- Costanza, R.; De Groot, R.; Braat, L.; Kubiszewski, I.; Fioramonti, L.; Sutton, P.; Farber, S. & Grasso, M. 2017. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go?. *Ecosystem services*. 28:1-16.
- De Groot, R.S.; Alkemade, R.; Braat, L.; Hein, L. & Willemsen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*. 7(3): 260-272.
- Delju, A.H.; Ceylan, A.; Piguet, E. & Rebetez, M. 2013. Observed climate variability and change in Lake urchia Basin, Iran. *Theoretical and applied climatology*, 111(1): 285-296.
- Dirnböck, T.; Dullinger, S. & Grabherr, G. 2003 A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*, 30(3): 401-417.
- Dong, T.; Xu, W.; Zheng, H.; Xiao, Y.; Kong, L. & Ouyang, Z. 2018. A framework for regional ecological risk warning based on ecosystem service approach: A case study in Ganzi, China. *Sustainability*, 10(8): 2699.
- Dramstad, W.E.; Olson, J.D. & Forman, R.T. 1996. *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning* (No. Sirsi) i9781559635141).
- Faber, J. H.; Marshall, S.; Van den Brink, P. J. & Maltby, L. 2019. Priorities and opportunities in the application of the ecosystem services concept in risk assessment for chemicals in the environment. *Science of the Total Environmen*. 651: 1067-1077.
- Farajzadeh, J.; Fard, A.F. & Lotfi, S. 2014. Modeling of monthly rainfall and runoff of Lake urchia basin using “feed-forward neural network” and “time series analysis” model. *Water Resources and Industry*, 7: 38-48. (In Persian)
- Fathian, F.; Dehghan, Z.; Bazrkar, M.H. & Eslamian, S. 2016a. Trends in hydrological and climatic variables affected by four variations of the Mann-Kendall approach in Lake urchia basin, Iran. *Hydrological Sciences Journal*. 61(5): 892-904. (In Persian)
- Fathian, F.; Modarres, R. & Dehghan, Z. 2016b. Lake urchia water-level change detection and modeling. *Modeling Earth Systems and Environment*. 2(4): 1-16. (In Persian)
- Fathian, F.; Morid, S. & Arshad, S. 2013. Trend assessment of land use changes using remote sensing technique and its relationship with streamflows trend (case study: the east sub-basins of Lake urchia). (In Persian)
- Fathian, F.; Morid, S. & Kahya, E. 2015. Identification of trends in hydrological and climatic variables in Lake urchia basin, Iran. *Theoretical and Applied Climatology*. 119(3): 443-464. (In Persian)
- Forman, R.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape ecology*. 10(3): 133-142.

- Forman, R.T.T. 1996. Land mosaics The ecology of landscapes and regions-, Cambridge Univ. Pres, Cambridge.
- Galbraith, D.; Levy, P.E.; Sitch, S.; Huntingford, C.; Cox, P.; Williams, M. & Meir, P. 2010. Multiple mechanisms of Amazonian forest biomass losses in three dynamic global vegetation models under climate change. *New Phytologist*. 187(3): 647-665.
- Galic, N.; Schmolke, A.; Forbes, V.; Baveco, H. & van den Brink, P.J. 2012. The role of ecological models in linking ecological risk assessment to ecosystem services in agroecosystems. *Science of the Total Environment*. 415: 93-100.
- Ghorbanalizadeh, A.; Akhiani, H. & Bergmeier, E. 2020. Vegetation patterns of a rapidly drying up salt lake ecosystem: Lake Urmia, NW Iran. *Phytocoenologia*. 1-46. (In Persian)
- Hanewinkel, M.; Cullmann, D.A.; Schelhaas, M.J.; Nabuurs, G.J. & Zimmermann, N.E. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature climate change*, 3(3): 203-207.
- Kang, P.; Chen, W.; Hou, Y. & Li, Y. 2018 Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: A case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration. *Science of the Total Environment*. 636:1442-1454.
- Kendall, M.G. 1948. Rank correlation methods.
- Khazaei, B.; Khatami, S.; Alemohammad, S.H.; Rashidi, L.; Wu, C.; Madani, K.; Kalantari, Z.; Destouni, G. & Aghakouchak, A. 2019. Climatic or regionally induced by humans? Tracing hydro-climatic and land-use changes to better understand the Lake Urmia tragedy. *Journal of hydrology*. 569: 203-217.
- Levin, P.S.; Kelble, C.R.; Shuford, R.L.; Ainsworth, C.; deReynier, Y.; Dunsmore, R.; Fogarty, M.J.; Holsman, K.; Howell, E.A.; Monaco, M.E. & Oakes, S.A. 2014. Guidance for implementation of integrated ecosystem assessments: a US perspective. *ICES Journal of Marine Science*. 71(5): 1198-1204.
- Mann, H. B. 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica: Journal of the econometric society*. 245-259.
- McFeeters, S. K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International journal of remote sensing*. 17(7): 1425-1432.
- McFeeters, S.K. 2013. Using the normalized difference water index (NDWI) within a geographic information system to detect swimming pools for mosquito abatement: a practical approach. *Remote Sensing*. 5(7): 3544-3561.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. 1995. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1-122.
- Mirsanjari, M.M.; Zarandian, A.; Mohammadyari, F. & Visockiene, J. S. 2020. Investigation of the impacts of urban vegetation loss on the ecosystem service of air pollution mitigation in Karaj metropolis, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*. 192(8): 1-23. (In Persian)
- Mohammadzade, S., Sedighi, H., Pezeshkir Rad, G., Makhdom, M., & Sharifi Kia, M. 2014. Analyzing the impacts of changing agronomic land use to orchard from the viewpoint of orchardist in the west of Lake urmia basin. *Iranian Journal of Agricultural Economics and Development Research*. 45(4): 775-785. (In Persian)
- Mulligan, M. 2013. WaterWorld: a self-parameterising, physically based model for application in data-poor but problem-rich environments globally. *Hydrology Research*. 44(5): 748-769.

- Mulligan, M. 2016. Computational Policy Support Systems for Understanding Land Degradation Effects on Water and Food Security for and from Africa. In *Land Restoration* (pp. 211-233). Academic Press.
- Munns Jr, W.R.; Rea, A.W.; Suter, G.W.; Martin, L.; Blake-Hedges, L.; Crk, T.; Davis, C.; Ferreira, G.; Jordan, S.; Mahoney, M. & Barron, M.G. 2016. Ecosystem services as assessment endpoints for ecological risk assessment. *Integrated environmental assessment and management*. 12(3):522-528.
- Nematollahi, S.; Fakheran, S.; Kienast, F. & Jafari, A. 2020. Application of InVEST habitat quality module in spatially vulnerability assessment of natural habitats (case study: Chaharmahal and Bakhtiari province, Iran). *Environmental Monitoring and Assessment*. 192(8): 1-17.
- Null, S.E.; Viers, J.H. & Mount, J.F. 2010. Hydrologic response and watershed sensitivity to climate warming in California's Sierra Nevada. *PLoS One*. 5(4): e9932.
- Pandeya, B. 2013. Understanding hydrological ecosystem services produced by the Indo-Gangetic basin and selected mountain watersheds in the Himalayas (Doctoral dissertation, King's College, London).
- Patil, G.P.; Brooks, R.P.; Myers, W.L.; Rapport, D.J. & Taillie, C. 2001. Ecosystem health and its measurement at landscape scale: Toward the next generation of quantitative assessments. *Ecosystem Health*. 7(4): 307-316.
- Peh, K.S.H.; Thapa, I.; Basnyat, M.; Balmford, A.; Bhattarai, G.P.; Bradbury, R.B.; Brown, C.; Butchart, S.H.; Dhakal, M.; Gurung, H. & Hughes, F.M. 2016. Synergies between biodiversity conservation and ecosystem service provision: Lessons on integrated ecosystem service valuation from a Himalayan protected area, Nepal. *Ecosystem Services*. 22: 359-369.
- Pettorelli, N.; Ryan, S.; Mueller, T.; Bunnefeld, N.; Jędrzejewska, B.; Lima, M. & Kausrud, K. 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate research*, 46(1): 15-27.
- Reidsma, P.; König, H.; Feng, S.; Bezlepkina, I.; Nesheim, I.; Bonin, M.; Sghaier, M.; Purushothaman, S.; Sieber, S.; Van Ittersum, M.K. & Brouwer, F. 2011. Methods and tools for integrated assessment of land use policies on sustainable development in developing countries. *Land Use Policy*. 28(3): 604-617.
- Riordan, E.C. & Rundel, P.W. 2014. Land use compounds habitat losses under projected climate change in a threatened California ecosystem. *PloS one*. 9(1): e86487.
- Sadat, M.; Zoghi, M. & Malekmohammadi, B. 2020. Spatiotemporal modeling of urban land cover changes and carbon storage ecosystem services: case study in Qaem Shahr County, Iran. *Environment, Development and Sustainability*. 22(8): 8135-8158. (In Persian)
- Seppelt, R.; Fath, B.; Burkhard, B.; Fisher, J.L.; Grêt-Regamey, A.; Lautenbach, S.; Pert, P.; Hotes, S.; Spangenberg, J.; Verburg, P.H. & Van Oudenhoven, A.P. 2012. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. *Ecological Indicators*. 21:145-154.
- Shadkam, S.; Ludwig, F.; Van Oel, P.; Kirit, Ç. & Kabat, P. 2016. Impacts of climate change and water resources development on the declining inflow into Iran's Lake Urmia. *Journal of Great Lakes Research*. 42(5): 942-952.
- Sobhani, B.; Zengir, V.S. & Kianian, M.K. 2019. Drought monitoring in the Lake Urmia basin in Iran. *Arabian Journal of Geosciences*. 12(15): 1-15. (In Persian)
- Song, X. P.; Hansen, M.C.; Stehman, S.V.; Potapov, P.V.; Tyukavina, A.; Vermote, E.F. & Townshend, J.R. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature*. 560(7720): 639-643.
- Nazeri Tahroudi, M.; Ramezani, Y. & Ahmadi, F. 2019. Investigating the trend and time of precipitation and river flow rate changes in Lake Urmia basin, Iran. *Arabian Journal of Geosciences*. 12(6): 1-13. (In Persian)

- Talebi, T.; Ramezani, E.; Djamali, M.; Alizadeh Ketak Lahijani, H.; Naqinezhad, A.; Alizadeh, K. & Andrieu-Ponel, V. 2016. The Late-Holocene climate change, vegetation dynamics, lake-level changes and anthropogenic impacts in the Lake Urmia region, NW Iran. *Quaternary International*. 408: 40-51. (In Persian)
- Thiessen, A. H. 1911. Precipitation averages for large areas. *Monthly weather review*. 39(7): 1082-1089.
- Thornes, J.B. 1990. The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. *Vegetation and erosion*. 41-53.
- Van Soesbergen, A. 2013. Impacts of climate change on water resources of global dams (Doctoral dissertation, King's College London (University of London)).
- Van Soesbergen, A.J.J. & Mulligan, M. 2014. Modelling multiple threats to water security in the Peruvian Amazon using the WaterWorld policy support system. *Earth System Dynamics*. 5(1): 55-65.
- Velasco Arguello, P.D.R. 2014. Hydrologic responses to climatic change in Paute River Basin in Ecuador: A case study comparing SWAT (Solid and Water Assessment Tool) and WaterWorld (Master's thesis, Londres/King's College University of London/2014).
- Xing, L.; Hu, M. & Wang, Y. 2020. Integrating ecosystem services value and uncertainty into regional ecological risk assessment: A case study of Hubei Province, Central China. *Science of the Total Environment*. 740: 140126.
- Yan, G. 2003. Pixel based and object oriented image analysis for coal fire research. ITC.
- Zarandian, A.; Badamfirouz, J.; Musazadeh, R.; Rahmati, A. & Azimi, S.B. 2018. Scenario modeling for spatial-temporal change detection of carbon storage and sequestration in a forested landscape in Northern Iran. *Environmental monitoring and assessment*. 190(8): 1-19. (In Persian)
- Zarandian, A.; Baral, H.; Stork, N.E.; Ling, M.A.; Yavari, A.R.; Jafari, H.R. & Amirnejad, H. 2017. Modeling of ecosystem services informs spatial planning in lands adjacent to the Sarvelat and Javaherdasht protected area in northern Iran. *Land Use Policy*. 61: 487-500. (In Persian)
- Zarandian, A.; Yavari, A.R.; Jafari, H.R. & Amirnejad, H. 2016. Modeling Land Use Change Impacts on Water-Related Ecosystem Services Using a Policy Support System. *Environmental Sciences*. 13(4): 97-112. (In Persian)