

## بررسی تغییرات پوشش گیاهی و سطح آب دریاچه زریوار با استفاده از ماهواره لندست (Landsat satellite) در بازه‌ی زمانی ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶

### چکیده

دریاچه‌ها در دنیا نقش اکولوژیکی بسیار مهمی در تعادل اکوسیستم دارند. استفاده از تصاویر ماهواره‌ای چند زمانه روشی دقیق، کارآمد و مفید از نظر اقتصادی برای بررسی شرایط اکولوژیکی تالاب‌ها و دریاچه‌ها می‌باشد. افزایش بیش‌ازحد گیاهان آبی باعث تغییرات نامطلوب مانند یوتروفی شدن دریاچه و افزایش کدورت آب، باتلاقی شدن و در نهایت خشک شدن دریاچه می‌شود. با توجه به اهمیت دریاچه‌ی زریوار به‌عنوان بزرگ‌ترین دریاچه آب شیرین غرب کشور، تغییرات زمانی و مکانی پوشش‌های گیاهی و سطح آب آن با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای سنجنده‌های (Thematic Mapper) TM و (Operational Land Imager) OLI لندست به ترتیب از سال ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۲ و ۲۰۱۳ تا ۲۰۱۶ مورد مطالعه قرار گرفت. تغییرات پوشش‌های گیاهی با استفاده از شاخص (Normalized) NDVI و (Difference Vegetation Index) و تغییرات سطح آب با استفاده از شاخص (Normalized Difference Water Index) بررسی شد. سطح آب دریاچه در طول مدت‌زمان مطالعه ۸/۸۱۶ کیلومترمربع کاهش یافته و میزان پوشش‌های گیاهی متراکم و ضعیف به ترتیب از ۲/۴۰۱ و ۰/۹۶۱ کیلومترمربع در سال ۱۹۸۴ به ۱۳/۵۷۶ و ۳/۱۲۲ کیلومترمربع در سال ۲۰۱۶ رسیده است. تغییرات این پوشش گیاهی با بازدیدهای میدانی از دریاچه مورد تأیید قرار گرفت. با توجه به بارندگی سالانه، تخییر و میانگین دمای سالانه ایستگاه سینوپتیک مریوان (یک کیلومتری دریاچه)، کاهش سطح آب دریاچه و افزایش سطح پوشش‌های گیاهی متراکم و ضعیف به دلیل دخالت‌های انسانی از طریق ورود پساب‌های کشاورزی، شهری و صنعتی به داخل دریاچه زریوار می‌باشد که این عمل با بازدید میدانی و مشاهده ورود پساب‌های مناطق مسکونی به داخل دریاچه قابل تأمل بود. از طرف دیگر با بررسی میزان بارندگی در سطح استان مشخص شد که عامل بارندگی نقش کمتری در کاهش سطح آب دریاچه دارد.

**واژگان کلیدی:** ماهواره لندست، پوشش گیاهی، تغییرات سطح آب، دریاچه زریوار، کردستان.

### بهمین فیضی<sup>۱</sup>

نصراله احمدی فرد<sup>۲\*</sup>

مهدی عرفانیان<sup>۳</sup>

۱. دانش‌آموخته بوم‌شناسی آبریان شیلاتی گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۲. دانشیار گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۳. دانشیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

### \*مسئول مکاتبات:

N.ahmadifard@urmia.ac.ir

کد مقاله: ۱۴۰۰۳۰۸۹۸

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۵/۰۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۲۷

این مقاله پژوهشی و برگرفته از پایان‌نامه

کارشناسی ارشد است.

### مقدمه

گیاهان آبی ماکروفیت برای تولید اولیه و حفاظت از محیط‌زیست دریاچه‌های کم‌عمق همچنین کارکردهای متعدد زیست‌محیطی مانند تثبیت رسوبات، کاهش سرعت جریان و تصفیه‌ی آب و حفظ تولیدات شیلاتی مهم هستند (Li and Yang 1995; Hu *et al.*, 2010). مطالعات نشان داده‌اند که پوشش گیاهی آبی، به‌ویژه ماکروفیت‌های مستغرق، می‌توانند باعث تغییر اکوسیستم‌های آبی گل‌آلود به اکوسیستمی با آب زلال شود (Soana *et al.*, 2012; Camargo, 2018; Fares *et al.*, 2020a). اما مقدار بیش‌ازحد ماکروفیت‌ها، به‌خصوص گیاهان شناور بر آب باعث تغییرات نامطلوب در دریاچه‌های کم‌عمق مانند بالا رفتن کدورت آب و یوتروفی شدن دریاچه بشود (Zhao *et al.*, 2013; Brinkmann *et al.*, 2020). بنابراین نظارت بر توزیع و تغییرات ماکروفیت‌های آبی برای مدیریت دریاچه‌های کم‌عمق بسیار مهم است. بررسی پراکنش و



توزیع پوشش گیاهی آبی دریاچه‌ای مانند زریوار با مساحت هزاران کیلومتر در سال‌های مختلف با روش‌های معمولی دشوار و غیرممکن است. امروزه ماهواره‌های سنجش‌ازدور به ابزاری قدرتمند و مؤثر برای نقشه‌برداری از انواع پوشش گیاهی آبی و تشخیص تغییرات گیاهان در بلندمدت و مناطق وسیع تبدیل شده‌اند (Dronova et al., 2018). در دهه‌های اخیر، مطالعات پوشش گیاهی آبی در آب‌های ساحلی کم‌عمق و دریاچه‌ها با استفاده از سنجش‌ازدور در بسیاری از نقاط انجام شده است (Dogan et al., 2009; Szantoi et al., 2013; Peneva et al., 2008; Laba et al., 2010). تصاویر ماهواره‌ای چند طیفی با قدرت تفکیک زمانی و مکانی متوسط مانند لندست با اسکنرهای چند طیفی MSS و نقشه‌بردار موضوعی TM و نقشه‌بردار موضوعی پیشرفته‌ی ETM+ در دسترس بوده و برای نقشه‌برداری ماکروفیت‌های آبی استفاده شده است (Ma et al., 2011). نتایج حاصل از استفاده از این سنسورها با دقت متوسط برای ارزیابی تغییرات سالانه‌ی پوشش گیاهی آبی دریاچه‌های کم‌عمق مانند Taiha چین استفاده شده است (Zhao et al., 2012). با این حال، مطالعات اندکی برای نظارت بر تغییرات پوشش گیاهی آبی با استفاده از داده‌های سنجش‌ازدور با دقت متوسط وجود دارد (Luo et al., 2016). درحالی‌که برای درک بهتر فرآیند بوم‌شناسی تالاب‌ها و مدیریت مؤثر دریاچه‌ها، ظهور و تغییرات گیاهان آبی در دوره‌های زمانی مختلف خیلی کارآمد است (Luo et al., 2016).

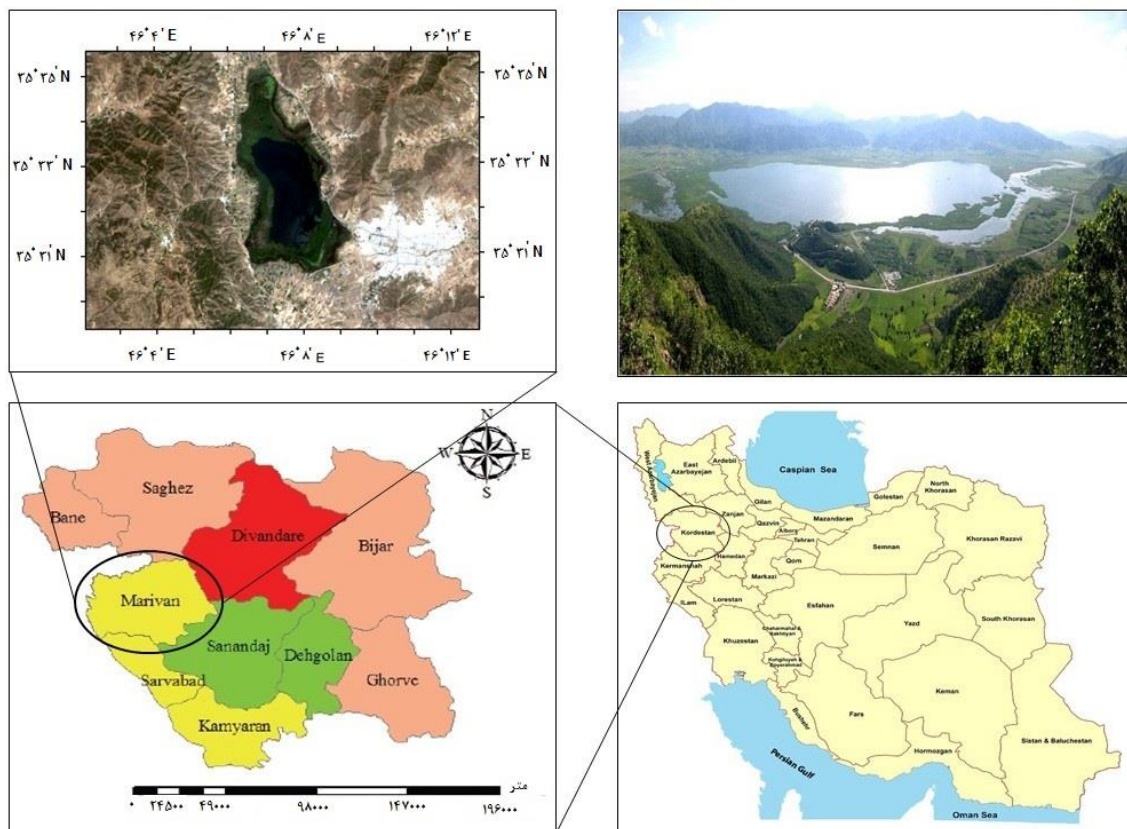
Zhao و همکارانش (۲۰۱۰) تحقیقی در مورد تالاب دهانه رودخانه Perel با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای سنجنده‌های MSS، TM، ETM برای سال‌های ۱۹۷۹ تا ۲۰۰۹ انجام داده‌اند و به این نتیجه رسیده‌اند که بر اثر عوامل مختلف طبیعی و انسانی تالاب به مقدار زیادی کوچک و تکه‌تکه شده است. Laba و همکارانش (۲۰۱۰) با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای Quick Bird سعی در ارزیابی و تشخیص گیاهان مختلف و متجاوز به تالاب رودخانه هادسون (Hudson) کرده و در نهایت به این نتیجه رسیدند که این تصاویر با توجه به قدرت تفکیک بالا برای این کار بسیار مناسب بوده و می‌توان از آن در سطح ملی استفاده کرد. Zhang و همکاران (۲۰۱۶) دلایل رشد بیش‌ازحد *Zizania latifolia* در دریاچه‌ی Wuchang که در وسط مسیر رودخانه یانگ تسه قرار گرفته را با استفاده از تکنیک‌های سنجش‌ازدور بررسی کردند. رشد زیاد این نوع ماکروفیت آبی به دلیل کاهش سطح آب دریاچه، احداث سد و قطع اتصال رودخانه و دریاچه در سال ۱۹۵۹ عنوان شد. با ارزیابی سطح آب دریاچه قبل و بعد از احداث سد و بررسی *Z. latifolia* هم‌زمان با متغیر فوق ذکر مشخص شد که سطح آب بعد از ساخت سد یک متر کاهش یافته و میزان پتانسیل رشد *Z. latifolia* از ۸/۹ درصد به ۵۹/۸ درصد رسیده است. Amanollahi و همکاران (۲۰۱۷) از مدل‌های ANN and LR برای تخمین کیفیت آب دریاچه زریوار استفاده کردند. آن‌ها از داده‌های سنسور OLI ماهواره Landsat 8 برای ارزیابی مدل‌ها استفاده کردند و نتیجه گرفتند که داده‌های این سنجنده برای برآورد کیفیت آب مناسب می‌باشد. حیدریان و همکاران (۱۳۹۵) با استفاده از داده‌های سنجنده OLI ماهواره Landsat 8 تغییرات عمق دریاچه زریوار را در فصول مختلف مورد بررسی قرار دادند. آن‌ها نتیجه گرفتند که بازتاب طیفی نور قرمز ارتباط بالایی با میزان تغییرات عمق دریاچه نشان دارد. تابه‌حال مطالعه‌ای در مورد تغییرات پوشش گیاهی و سطوح آب دریاچه زریوار با استفاده از سنجنده‌های مختلف ماهواره لندست گزارش نشده است. دستیابی به تصاویر سنجنده‌های مختلف ماهواره لندست از پوشش گیاهی و سطح آب دریاچه‌ی زریوار در یک روز واحد از سال‌های مختلف به دلیل کوهستانی بودن و شرایط نامساعد جوی مانند ابری بودن هوا و بارش‌ها امکان‌پذیر نیست. به همین دلیل برای به حداقل رساندن تفاوت‌های زمانی روز ۲۲ ماه ژوئن (اول تیرماه) جهت اخذ تصاویر انتخاب شد. اهداف ما از این مطالعه بررسی پویایی گیاهان آبی (ماکروفیت‌ها و جلبک‌ها)، ارزیابی تغییرات سالانه این گیاهان و تغییرات سطح آب دریاچه با استفاده از تصاویر اخذ شده از ماهواره‌ی لندست در بازه‌ی زمانی ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶ برای مشخص شدن شرایط اکولوژیکی دریاچه‌ی زریوار است.

## مواد و روش‌ها

دریاچه‌ی زریوار در داخل رشته‌کوه‌های زاگرس در شمال غرب ایران و در استان کردستان واقع شده است و در ۳ کیلومتری شمال غربی شهرستان مریوان و در ارتفاع ۱۲۸۴ متری از سطح دریا قرار دارد (ابراهیم پور و محمد زاده، ۱۳۹۰). دریاچه‌ی زریوار در طول جغرافیایی ۳۷ درجه

۴۶ دقیقه و عرض جغرافیایی ۳۲ درجه و ۳۵ دقیقه واقع شده است (Ghaderi and Ghafouri, 2006). میانگین عمق دریاچه ۳ متر است. مقدار بارندگی سالیانه در منطقه بیشتر از ۸۰۰ mm می‌باشد و میانگین دما در بهمن و مردادماه به ترتیب ۲ و ۲۸ درجه سانتی‌گراد می‌باشد (محمدی و ابراهیمی، ۱۳۹۵). اطراف دریاچه به‌استثنای قسمتی از شرق آن به‌وسیله‌ی کمربندی از پوشش گیاهی باتلاقی از جمله نی و لوتی احاطه شده است و آب آن از تعدادی چشمه‌ی کف جوش و چشمه‌های بخش غربی دریاچه و بارش تأمین می‌شود و هیچ رودخانه‌ی دائمی به این دریاچه نمی‌ریزد (محمدی و ابراهیمی، ۱۳۹۵).

در این مطالعه ابتدا دو مجموعه تصویر از ماهواره‌های Landsat8 (OLI) و Landsat7 (TM) از دریاچه‌ی زیروار از کاوشگر زمین USGS دانلود شد. سپس از داده‌های مکانی پوشش‌های گیاهی ضعیف و متراکم طبقه‌بندی گردید. بر اساس بررسی میدانی پوشش گیاهی ضعیف بیشتر شامل مناطقی بودند که جلبک‌های ماکروسکوپی غالب بودند و مناطق با پوشش‌های گیاهی متراکم را ماکروفیت‌ها اشغال نموده بودند. در انتها نیز مقدار شاخص NDVI استخراج شد. برای بررسی دقیق تغییرات سطح آب از شاخص NDWI استفاده شد. سپس وابستگی تغییرات سطح آب، ماکروفیت‌ها و جلبک‌ها با دما و بارش مورد ارزیابی قرار گرفت (جدول ۱).



شکل ۱: موقعیت دریاچه‌ی زیروار (ایران - قسمت غربی کشور - استان کردستان - شهرستان مریوان).

**جدول ۱: ویژگی‌های تصاویر ماهواره‌ای مورداستفاده برای بررسی تغییرات پوشش گیاهان آبی و سطح آب دریاچه‌ی زریوار.**

تاریخ	زمان	نوع ماهواره	نوع سنسور	وضوح
۱۹۸۴	1984-06-24	T 07:01:15	LANDSAT_7	TM ۳۰
۲۰۰۰	2000-06-28	T 07:24:30	LANDSAT_7	TM ۳۰
۲۰۰۵	2005-06-26	T07:22:13	LANDSAT_7	TM ۳۰
۲۰۱۰	2010-06-30	T 07:32:13	LANDSAT_8	OLI ۳۰
۲۰۱۶	2016-07-02	T 07:32:41	LANDSAT_8	OLI ۳۰

در مرحله پیش‌پردازش، با یک سری عملیات بر روی داده‌های خام (قبل از هرگونه پردازش بصری یا رقومی)، خطاهای رادیومتری، اتمسفری، هندسی و غیره موردتوجه قرار گرفت. بنابراین شناسایی و تشخیص خطاهای احتمالی موجود در داده‌های ماهواره‌ای اهمیت زیادی دارد. در مراحل انجام کار لازم بود پس از دریافت داده‌ها، بررسی دقیقی در مورد آن‌ها از نظر اتمسفری و رادیومتری به عمل آید (Li and Gao 2016). تصحیحات رادیومتری شامل آن دسته از تصحیحات می‌باشند که تنها بر روی درجات خاکستری اعمال شده و فقط با تغییر مقادیر آن‌ها به صورت مجزا (به صورت پیکسل به پیکسل)، سعی در جبران بعضی خطاهای موجود دارند (مالمیریان، ۱۳۷۸). تصحیحات رادیومتری در قبال تغییرات منظر، نوردهی، دید هندسی، شرایط جوی و نویز سنجنده باید صورت گیرند.

تصحیح اتمسفری در مواردی که به مقادیر انرژی ساطع شده از اشیاء نیاز است و یا هنگامی که شدت سیگنال ارسالی از طرف اشیاء از اثرات اتمسفری کمتر باشد، ضروری است (علوی پناه و همکاران ۱۳۸۵). تصحیح اتمسفری مهم‌ترین بخش قبل از پردازش‌های تصاویر ماهواره‌ای از راه دور است (Hadjimitsis et al., 2010). همچنین برای سیستم‌های تصویربرداری چند طیفی مانند اسکنرهای سنجنده‌ای ماهواره لندست که در بخش طیف مرئی و مادون قرمز نزدیک اطلاعات را ثبت می‌کنند و جذب اتمسفر به‌طور عمده بر روی باندهای مرئی و مادون قرمز تأثیر می‌گذارد، اهمیت دارد (Tyagi and Bhosle 2011).

شاخص NDVI یکی از پرکاربردترین شاخص‌ها برای پایش تغییرات پوشش گیاهی است که از طریق نسبت گیری باندهای قرمز و مادون قرمز نزدیک به دست می‌آید (Binh et al., 2005; Morawitz et al., 2006). شاخص NDVI از رابطه‌ی زیر (رابطه ۱) به دست می‌آید (Matsushita et al., 2007):

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red} \quad \text{رابطه ۱:}$$

که NIR انعکاس باند مادون قرمز نزدیک و Red باند قرمز است. این شاخص واکنش به اعمال فتوسنتزی را به خوبی نمایش می‌دهد که ارزش بالاتر آن نشانگر پوشش گیاهی متراکم‌تر و شاداب‌تر است. آب دارای مقدار معادل NDVI کمتری نسبت به سایر پوشش‌های سطحی است (Wang et al., 2003). شاخص NDVI برای نمایش توده حیاتی (بیوماس) پوشش گیاهی، شاخص سطح برگ، تولیدات گیاهی و تفکیک پوشش گیاهی مناسب است و دامنه تغییرات این شاخص بین +۱ و -۱ می‌باشد.

ابتدا تصاویر منطقه مورد مطالعه مربوط به سال‌های ۱۹۸۴، ۲۰۰۵، ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۱۶ از سایت NASA دریافت شدند. به علت اینکه تصاویر مربوط به سال‌های ۱۹۸۴ و ۲۰۱۶ به ترتیب قدیمی‌ترین و جدیدترین تصاویر مناسب و قابل دسترسی هستند، این دامنه ۳۲ ساله انتخاب گردیدند. سپس تصاویر به وسیله نرم‌افزار ENVI5.1 زمین مرجع گردیدند. در مرحله‌ی بعد با استفاده از محاسبات باندهای شاخص NDVI

استخراج و در نهایت تعداد پیکسل‌های دارای DN (*Digital number*) بین ۱- تا صفر محاسبه و جهت به دست آوردن مساحت تحت پوشش آب دریاچه و مقدار تغییرات مساحت استفاده شد (Dogan et al., 2009).

در باند مادون قرمز نزدیک آب جذب قوی دارد در حالی که پوشش گیاهی بازتاب قوی دارد. محققان به نام شاخص NDWI به صورت زیر (رابطه ۲) برای برجسته کردن پهنه آب توسط McFeeters (۱۹۹۶) و Lv و همکاران (۲۰۲۰) پیشنهاد شده است.

$$NDWI = \frac{G - NIR}{G + NIR} \quad \text{رابطه ۲:}$$

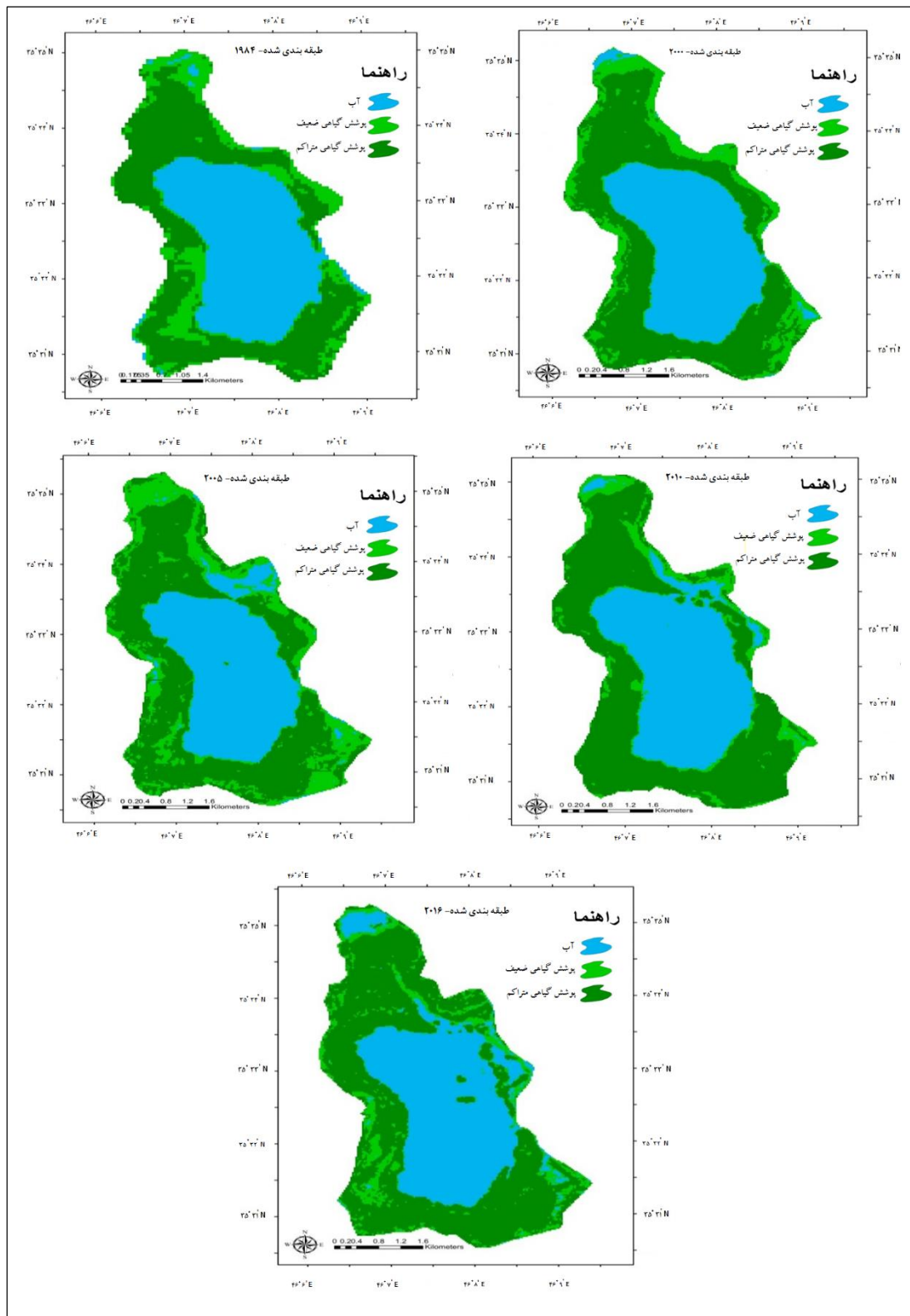
G: انعکاس باند سبز، NIR: انعکاس باند مادون قرمز نزدیک

شاخص NDWI به خوبی در جداسازی پهنه آبی و پوشش گیاهی عمل می‌کند اما از سوی خاک و ویژگی‌های دیگر محدودیت‌های وجود دارد. مقادیر NDWI بین ۱- و ۱+ قرار دارند. مناطق مرطوب در دامنه‌ی منفی و بقیه ارزش‌ها در دامنه مثبت قرار می‌گیرند. بعد از به دست آوردن شاخص‌های مورد نظر از طریق نرم‌افزار ENVI5.1 وارد نرم‌افزار ArcGIS10.2 و از فرمت رستری به فرمت وکتوری تبدیل شده و سپس مساحت دریاچه به دست آمد.

اطلاعات مربوط به مجموع بارش ماهانه و میانگین دما و تبخیر ایستگاه سینوپتیک مریوان از آرشیو داده‌های سازمان هواشناسی استان کردستان تهیه شد. در مطالعه روند سه پارامتر مهم اقلیمی شامل دما، بارندگی و تبخیر و تعرق مرجع در ایستگاه سینوپتیک مریوان طی سال‌های ۱۹۹۲ تا ۲۰۱۶ در سه مقیاس ماهانه، فصلی و سالانه مورد بررسی قرار گرفت. برای تعیین نرخ تبخیر و تعرق از روش تورنتوایت استفاده گردید. برای بررسی روند داده‌ها ابتدا لازم است خودهمبستگی موجود در پارامترها بررسی شود. وجود خودهمبستگی معنی‌دار در سری‌های زمانی سبب ایجاد خطا در نتایج آزمون‌های ناپارامتری می‌گردد. لذا حذف خودهمبستگی معنی‌دار ضروری است. در اینجا با استفاده از آزمون دورین- واتسون وجود خودهمبستگی کنترل گردید.

## نتایج

نتایج تحلیل تصاویر ماهواره‌ای در شکل ۲ و جدول ۲ آمده است. شکل ۲ تغییرات پوشش گیاهی را از سال ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶ نشان می‌دهد. در تمام این دوره‌های زمانی مساحت پوشش گیاهی آبی دریاچه رو به افزایش است. بر اساس بازدیدهای میدانی مناطق با پوشش گیاهی متراکم به عنوان مناطقی بودند که گیاهان ماکروفیت حضور داشتند و مناطقی که پوشش گیاهی ضعیف داشتند، جلبک‌های آبی حضور داشتند. بدین ترتیب بر اساس نتایج در سال ۱۹۸۴ مساحت پوشش گیاهی متراکم و ضعیف به ترتیب ۲/۴۰۱ و ۰/۹۶۱ کیلومتر مربع بودند که در سال ۲۰۱۶ به ۳/۱۲۲ و ۱۳/۵۷۶ کیلومتر مربع رسیده است.



شکل ۲: نقشه خروجی طبقه‌بندی شده NDVI تغییرات پوشش گیاهی و سطح آب دریاچه زیوار از سال ۱۹۸۴ تا سال ۲۰۱۶.

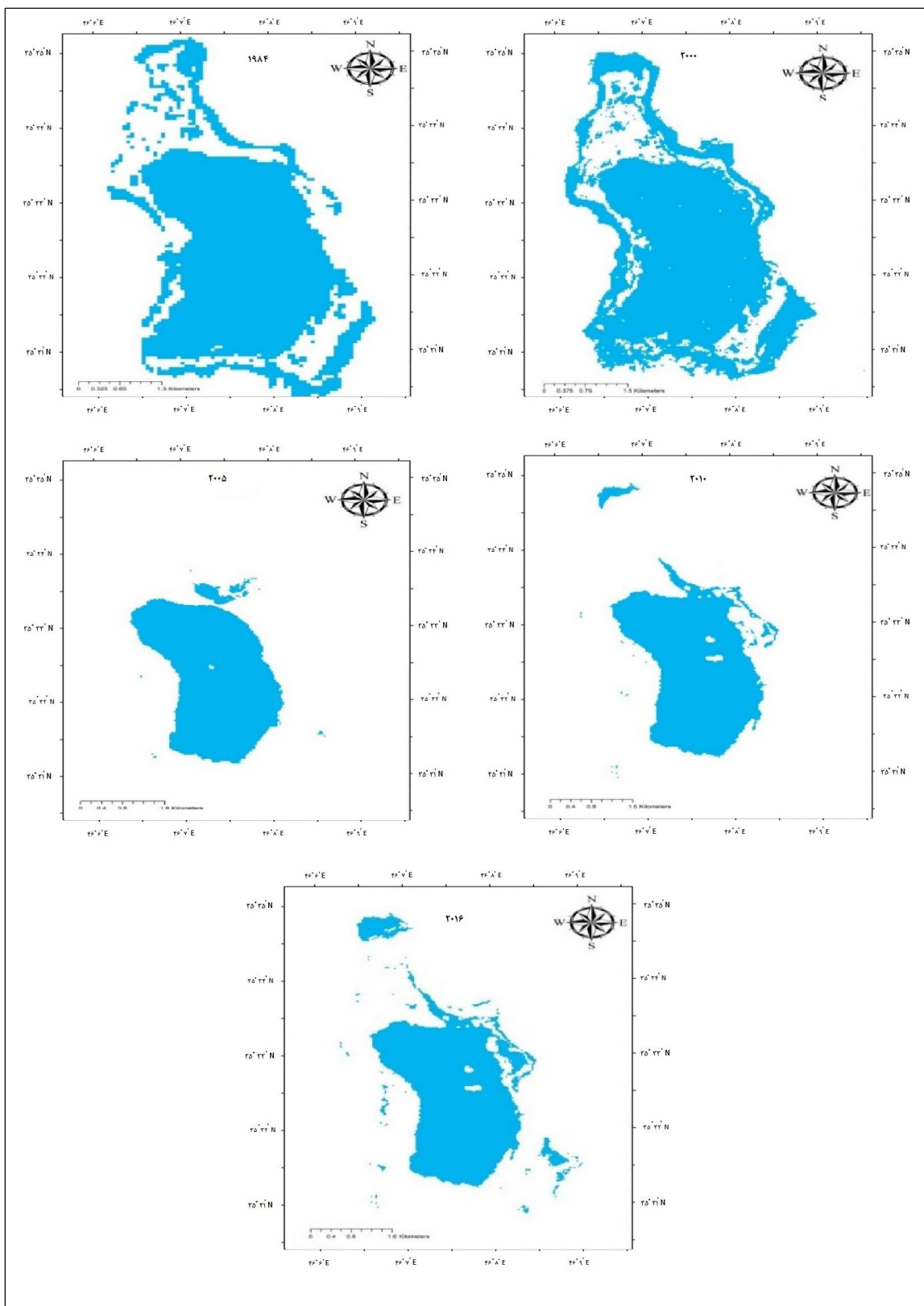
**جدول ۲: ویژگی‌های طبقات پوشش گیاهی و آب دریاچه زریوار طی سال‌های ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶ (بر اساس شاخص NDVI) (مساحت برحسب km<sup>2</sup>).**

سال‌های موردبررسی					پوشش گیاهی
۲۰۱۶	۲۰۱۰	۲۰۰۵	۲۰۰۰	۱۹۸۴	
۳/۱۲۲	۲/۶۰۲	۵/۳۰۴	۳/۷۹۱	۰/۹۶۱	پوشش گیاهی ضعیف
۱۳/۵۷۶	۱۱/۸۵۵	۱۲/۳۴۳	۱۰/۶۵۹	۲/۴۰۱	پوشش گیاهی متراکم

بر اساس نتایج شاخص NDWI مناطق مرطوب و سطح آب دریاچه از سال ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶ کاهش یافته و از ۲۲/۳۴۶ کیلومترمربع به ۱۳/۵۳۰ کیلومترمربع رسیده است (شکل ۳ و جدول ۳). با توجه به شکل ۳ به وضوح دیده می‌شود که سطحی وسیعی از دریاچه توسط پوشش گیاهی متراکم و ضعیف پوشیده شده و مناطق مرطوب و آبدار در طی زمان جای خودشان را به مناطق تحت پوشش گیاهان آبی و بخصوص ماکروفیت‌ها داده است. به‌طور کلی همان‌طور که در شکل ۴ دیده می‌شود باگذشت زمان از میزان آب کاسته شده و به مساحت پوشش گیاهی متراکم و ضعیف اضافه شده است.

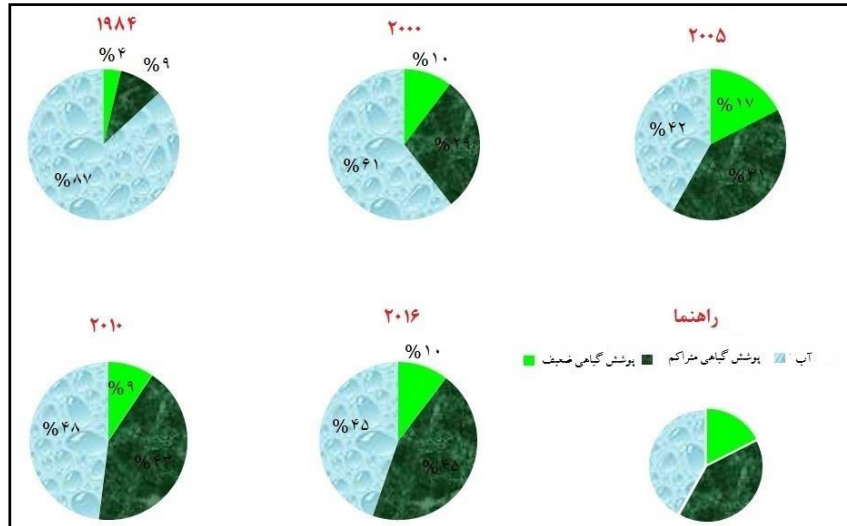
**جدول ۳: تغییرات سطح مرطوب (آب) دریاچه زریوار طی سال‌های ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶ (بر اساس شاخص NDWI) (مساحت برحسب km<sup>2</sup>).**

سال‌های موردبررسی					
۲۰۱۶	۲۰۱۰	۲۰۰۵	۲۰۰۰	۱۹۸۴	
۱۳/۵۳۰	۱۳/۳۶۲	۱۲/۶۸۴	۲۲/۲۴۷	۲۲/۳۴۶	سطح مرطوب (آب)



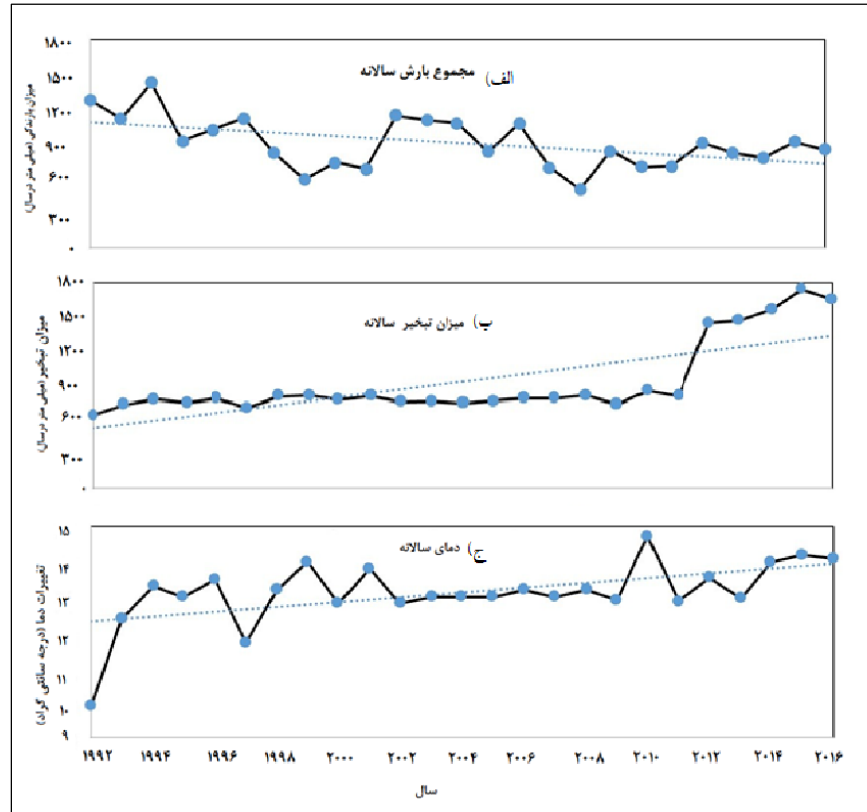
شکل ۳: نقشه خروجی طبقه‌بندی شده NDWI تغییرات سطح آب دریاچه زریوار از سال ۱۹۸۴ تا سال ۲۰۱۶.





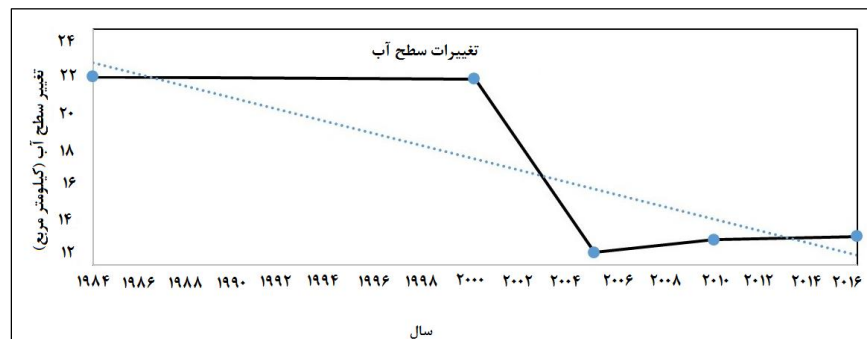
شکل ۴: تغییرات خالص کلاسه‌های طبقه‌بندی دریاچه زیروار طی سال‌های ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶.

بر اساس شکل ۵ روند بارندگی‌ها در طی مدت‌زمان مطالعه کاهش یافته است. میزان بارش‌ها از ۱۲۷۶/۳ میلی‌متر در سال ۱۹۹۲ به ۸۴۶/۲۸ میلی‌متر در سال ۲۰۱۶ رسیده است و بیشترین میزان بارش مربوط به سال ۱۹۹۴ با ۱۴۲۲/۱ میلی‌متر در سال بوده است. اما تغییرات تبخیر سالانه با بارندگی‌ها رابطه‌ی عکس داشته و در ۲۴ سال اخیر به صورت افزایشی بوده است. بیشترین میزان آن در سال ۲۰۱۵ به مقدار ۱۸۴۱/۱۰۰ و کمترین آن در سال ۱۹۹۷ به میزان ۷۴۱/۰۲۲ بوده است. در کنار تغییرات شرایط سینوپتیکی میانگین سالانه دما نیز افزایش یافته و از ۹/۹ درجه سانتی‌گراد در سال ۱۹۹۲ به ۱۴/۰۸ درجه سانتی‌گراد در سال ۲۰۱۶ رسیده است.

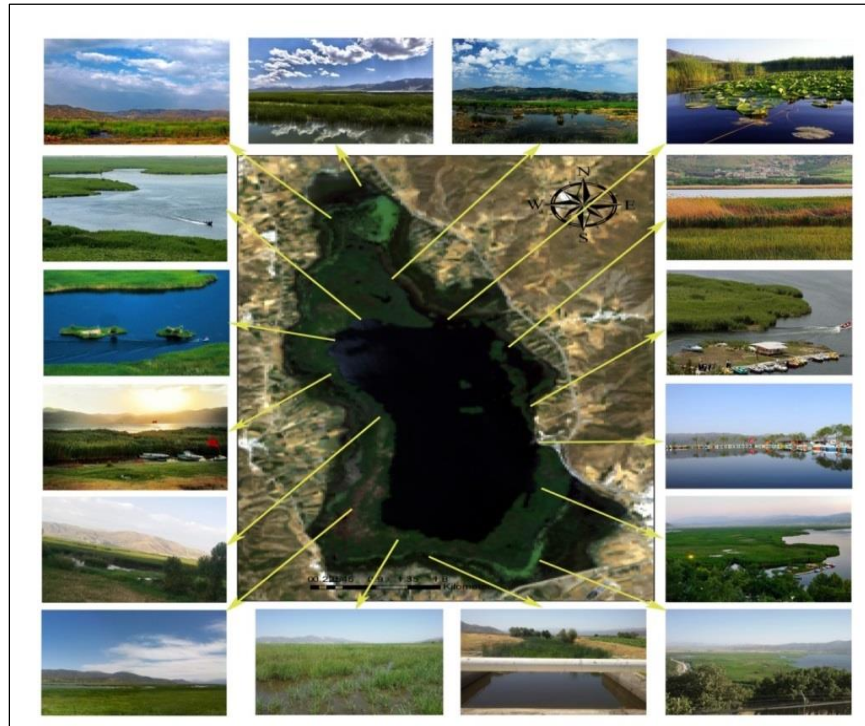


شکل ۵: وضعیت تغییرات سالانه الف) مجموع بارش‌ها ب) میزان تبخیر سالانه و ج) دمای سالانه در ایستگاه سینوپتیک مریوان (اطراف دریاچه زریوار) طی سال‌های ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶.

سطح آب دریاچه در طول زمان مطالعه کاهش یافته و شیب این تغییرات در سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۵ خیلی زیاد بوده است (شکل ۶) و منطبق بر نمودار بارندگی است ولی این حجم زیاد از کاهش تنها به دلیل دخالت‌های انسان و افزایش تعداد چاه‌های اطراف دریاچه و استفاده بیش از حد از آن‌هاست و مقدار کاهش خیلی کم بارندگی نمی‌تواند این تغییرات را توجیه کند.



شکل ۶: نمودار تغییرات سطح آب دریاچه زریوار طی سال‌های ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶ بر اساس شاخص NDWI.



شکل ۷: مشاهدات میدانی منطقه مورد مطالعه (دریاچه زریوار کردستان) در سال ۱۳۹۸.

همان طور که در شکل ۷ مشخص است با تطبیق تصاویر ماهواره‌ها و مشاهدات میدانی شاخص NDWI به خوبی مناطق آبی و مرطوب را تشخیص داده و مناسب این امر می‌باشد؛ ولی شاخص NDVI در این منطقه کارایی چندانی در تشخیص سطح آب نداشته اما با توجه به پیش‌بینی‌ها در تشخیص دادن پوشش گیاهی متراکم و ضعیف مناسب بود. بنابراین نتایج مربوط به تغییرات سطح آب به وسیله شاخص NDVI از داده‌ها حذف شد و این شاخص فقط جهت مطالعه گیاهان آبرزی استفاده گردید.

### بحث و نتیجه‌گیری

عوامل تغییر در الگوی تالاب‌ها و دریاچه‌ها در سال‌های اخیر عمدتاً شامل عوامل طبیعی (از قبیل تغییرات آب و هوایی) و عوامل انسانی (فعالیت‌های کشاورزی، ساخت‌وساز و قطع درختان جنگلی) است (Orimoloye *et al.*, 2020). فعالیت‌های انسانی و تخریب‌های زیست‌محیطی اثرات زیادی روی تالاب‌های طبیعی و سیستم‌های اکولوژیکی دارند. مطالعه حاضر تغییرات سطح آب و پوشش گیاهی دریاچه زریوار کردستان را بر اساس مطالعه نقشه‌های سنجش‌ازدور طی سال‌های ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶ نشان داد. سطح آب دریاچه زریوار از سال ۱۹۸۴ تا ۲۰۱۶ به میزان ۴۲ درصد کاهش یافته است که این مقدار کاهش سطح آب توسط پوشش گیاهی ضعیف با ۶ درصد و ماکروفیت‌ها با ۳۶ درصد افزایش جایگزین شده است. از سال‌های ۱۹۸۴ تا ۲۰۰۰ مقدار پوشش گیاهی متراکم و ضعیف افزایش یافته‌اند که تنها دلیل آن ورود آلاینده‌ها به دریاچه می‌باشد. در سال ۲۰۰۵ کاهش سطح آب دریاچه به دلیل استفاده از چاه‌های اطراف دریاچه می‌باشد چراکه میزان بارندگی کاهش نیافته است. علت افزایش سطح آب در سال ۲۰۱۰ به خاطر بارندگی‌ها می‌باشد که باعث شده سهم پوشش گیاهی ماکروفیت به مقدار کمی کاهش نشان دهد (اشکال ۲ و ۳ و ۵ و جدول‌های ۲ و ۳). افزایش مساحت پوشش گیاهی متراکم و ضعیف در سال ۲۰۱۶ با ثابت ماندن سطح آب می‌تواند به دلیل ورود رودخانه‌ی منحرف‌شده‌ی قزلچه‌سو به دریاچه باشد. ورود این رودخانه در قسمت شمالی دریاچه دیده می‌شود (شکل ۲). با استفاده از ماهواره لندست تغییرات

چهار دهه دریاچه تالابی Poyang، بزرگ‌ترین دریاچه آب شیرین چین، مورد بررسی قرار گرفته است (Feng *et al.*, 2016). بر اساس مشاهدات در سال‌های ۲۰۰۱ تا ۲۰۰۳ تالاب بدون پوشش گیاهی بوده ولی طی سال‌های ۲۰۰۳ تا ۲۰۱۴ حدود ۳۰ درصد از تالاب با پوشش گیاهی پوشیده شده و تغییراتی در سطح آب آن روی داده است. در مطالعه فوق با تجزیه و تحلیل بلندمدت هیدرولوژیکی و داده‌های هواشناسی منطقه مورد بررسی به وضوح نشان داد که بارش محلی ثابت مانده ولی سطح آب دریاچه به طور قابل توجهی کاهش یافته است که به دلیل توقف آب ورودی به دریاچه با احداث سد در زمان مذکور بوده است. همانند وضعیت گزارش شده برای دریاچه Poyang، وضعیت پوشش گیاهی دریاچه زریوار در طی سال‌های مورد بررسی افزایش یافته است و سطح آب تالاب هم کاهش یافته است. در دریاچه پویانگ احداث سد باعث کاهش سطح آب شده است اما در دریاچه زریوار استفاده از چاه‌های اطراف دریاچه برای کشاورزی و افزایش دما و تبخیر از عوامل مهم کاهش سطح آب دریاچه است (اشکال ۶ و ۷ و جداول ۲ و ۳). بیات و همکاران (۱۳۹۳)، در پژوهشی با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای MODIS مربوط به سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۱، نرم‌افزار ARC GIS و شاخص NDVI، مساحت آب، خاک لخت و سه طبقه پوشش گیاهی (ضعیف، متوسط و خوب) تالاب شادگان را در طول دوره‌ای ۱۱ ساله بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که در سال ۲۰۰۰ مساحت آب ۲۰/۶۹ درصد و در سال ۲۰۱۱ نیز تقریباً همین مقدار می‌باشد. سطح پوشش گیاهی در سال ۲۰۰۰ به مقدار ۰/۰۶ درصد و در سال ۲۰۰۲ به حدود ۶ درصد افزایش یافته است و تا سال ۲۰۰۶ نیز روندی ثابت داشته است. در حالی که از سال ۲۰۰۷ به مرور سطح پوشش خوب کاهش یافته و در سال ۲۰۱۱ تقریباً به یک درصد رسیده است. افزایش سطح پوشش گیاهی به طور معنی‌داری بر روی سطح تروفیک دریاچه تأثیرگذار است و همچنین باعث کاهش تنوع سایر گونه‌های بومی آن دریاچه شود (Brinkmann *et al.*, 2020). با توجه به تحقیق حاضر میزان افزایش پوشش گیاهی دریاچه زریوار نسبت به شادگان بالاتر بوده و حتی رشد فزاینده‌ی آن می‌تواند برای دریاچه مشکل‌ساز باشد. Yang و همکاران (۲۰۲۰) و Fares و همکاران (۲۰۲۰b) بیان کردن که افزایش پوشش گیاهی تالاب‌ها به صورت ماکروفیت‌های آبی در ارتباط مستقیم با ترکیبات مغذی وارد شده به آن از جمله نیترات و آمونیوم کل می‌باشد. همچنین آن‌ها بیان کردند که کنترل ورود آلودگی می‌تواند یک یاز راهکارهای کنترل پوشش گیاهی تالاب‌ها باشد.

Ghobadi و همکاران (۲۰۱۲) با استفاده از تصاویر ماهواره تغییرات تالاب هورالعظیم را مورد بررسی قرار دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که در اثر فعالیت‌های انسانی در بالادست ۷۲ درصد آب تالاب کاهش یافته است. Ahmad و Erum (۲۰۱۲) تالاب کالارکهر را با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای مورد مطالعه قرار دادند. بر اساس یافته‌های آن‌ها مناطق کشاورزی و درختچه‌ای به میزان ۴۳ و ۴۹ درصد کاهش یافته است.

ضیائیان فیروزآبادی و همکاران (۱۳۹۳) تغییرات جنوب شرق دریاچه‌ی ارومیه را در دوره‌های زمانی ۱۹۸۴ و ۲۰۰۴ با استفاده از سامانه GIS بررسی کردند و بر اساس نتایج آن‌ها وسعت دریاچه در بازه‌ی زمانی ذکر شده به میزان قابل توجهی کاهش یافته و برخی از قسمت‌های جنوبی و جنوب غربی و جنوب شرقی در نتیجه‌ی پس‌روی آب تبدیل به نمکزار شده است. با بررسی تصاویر ماهواره‌ای مشخص شد که با وجود کاهش سطح آب دریاچه و افزایش میزان نمک و شوری، مساحت پوشش گیاهی اطراف دریاچه افزایش یافته است. تغییرات سطح آب دریاچه زریوار و دریاچه ارومیه هم مشابه بوده است، در دریاچه ارومیه با کاهش سطح آب، مساحت پوشش گیاهی افزایش یافته است که حالت طبیعی داشته است و در زریوار هم با کاهش سطح آب، پوشش گیاهی (ماکروفیت) هم افزایش یافته است. دلیل منطقی برای این امر افزایش ماکروفیت‌های آبی بن در خاک باکم شدن سطح آب می‌باشد. علاوه بر آلودگی فصلی توسط رودخانه‌های ورودی به دریاچه، دلیل افزایش پوشش گیاهی متراکم و ضعیف در طی سال‌های ۲۰۰۵ تا ۲۰۱۶ می‌تواند به نهر عبوری از روستاهای بیلو و نچی در ماه خرداد مرتبط باشد که در قسمت شرقی (شکل ۲) دریاچه دیده می‌شود که افزایش ماکروفیت‌های آبی در اثر افزایش ورودی بار آلی از طریق رودخانه‌ها توسط Yang و همکاران (۲۰۲۰) به اثبات رسیده است. در تصویر مربوط به سال ۲۰۱۶ بزرگ شدن اسکله دیده می‌شود. با افزایش قایق‌های تفریحی و به موازات آن افزایش فعالیت قایق موتوری و غریق نجات‌ها میزان ورود آلاینده‌های فسیلی به دریاچه افزایش یافته است. در سال ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۶ در قسمت جنوب شرقی دریاچه از تراکم پوشش گیاهی ضعیف کاسته شده و مساحت ماکروفیت‌ها افزایش یافته است و این می‌تواند دلیل ورود آلاینده‌هایی مانند فسفر موجود در دترجنت‌های موجود در فاضلاب شهری به دریاچه باشد (Amanollahi *et al.*, 2017).

بررسی تغییرات تصاویر ماهواره‌ای نشان می‌دهد که دریاچه زریوار دارای اکوسیستم بسیار حساس است و در ۳۰ سال اخیر، زریوار دارای نوسانات زیادی بوده است. به صورت کلی در سال ۲۰۱۶ از مساحت کل دریاچه زریوار ۱۳/۵۳۰ کیلومتر مربع مربوط به مناطق فاقد پوشش گیاهی (سطح آب) و ۱۳/۵۷۶ کیلومتر مربع مربوط به مناطق حاوی پوشش گیاهی (ماکروفیت‌های اطراف دریاچه) می‌باشد. در صورتی که عمق دریاچه هم کاهش یافته باشد این نشانه‌ی یک معضل است و این ضرورت مطالعه‌ی عمق سنجی دریاچه را برای مدیریت دریاچه ایجاب می‌کند. Lv و همکاران (۲۰۱۹) با مطالعه عکس‌های هوایی بیان کردند که سطح مجموعه تالاب‌های موجود در منطقه جدید Xiong واقع در شمال چین از سال ۱۹۸۰ تا سال ۲۰۱۵ به میزان ۱۳/۸۴ درصد کاهش یافته است. در مطالعه آن‌ها مشخص شده است که مساحتی از تالاب که کاهش یافته است به زمین‌های زراعی و ساخت‌وساز اختصاص یافته است. در مطالعه آن‌ها نیز از دو شاخص NDVI و NDWI به ترتیب برای بررسی میزان پوشش گیاهی و تغییرات سطح آب استفاده شده است. به صورت کلی در مطالعه حاضر ماکروفیت‌های دریاچه در این چند سال مطالعه افزایش یافته و تنها دلیل توجیه این امر افزایش بار آلودگی آب و ورود آلاینده‌های حاوی فسفر و نیتروژن به دریاچه و استفاده از آب‌های زیرزمینی حاشیه دریاچه و در پی آن کاهش سطح آب می‌باشد و متغیرهایی مانند بارندگی با توجه به داشتن روند نزولی تأثیرگذار بوده ولی با وجود میانگین ۵۰۰ میلی‌متر بارندگی در سال در مریوان بارندگی عامل مهمی در تغییرات نمی‌باشد. در جمع‌بندی می‌توان گفت که به علت فقدان خروجی دریاچه زریوار با ورود کمترین آلاینده‌ها به دریاچه منجر به شرایط تروپی دریاچه خواهد شد و پیش‌بینی باتلاقی شدن دریاچه و پوشاندن اکثریت مساحت دریاچه با ماکروفیت‌هایی مانند نی و لویی در چند سال آینده دور از انتظار نیست.

## سپاسگزاری

بدین وسیله نویسندگان مقاله از دانشکده منابع طبیعی و تمامی افرادی که در انجام این کار کمک‌رسان بودند تشکر و قدردانی می‌نماید.

## منابع

- ابراهیم‌پور، ص.ا. و محمد زاده، ح.، ۱۳۹۰. بررسی هیدروژئوشیمی و عوامل کنترل‌کننده‌ی شیمی آب دریاچه‌ی زریوار (زریبار)، هفتمین کنفرانس زمین‌شناسی مهندسی و محیط‌زیست ایران. صفحات ۱۰-۱.
- بیات، ر.، جعفری، س. و چرخایی، ا. ح.، ۱۳۹۳. پایش تغییرات سطح خاک، پوشش گیاهی و آب در تالاب شادگان با استفاده از فن‌آوری سنجش‌ازدور، دومین همایش ملی بیابان با رویکرد مدیریت مناطق خشک، ۵ صفحات ۳-۱.
- حیدریان، ک.، کبودوندپور، ش. و امان‌اللهی، ج.، ۱۳۹۵. بررسی تغییرات عمق تالاب بین‌المللی زریوار با استفاده از سنجش‌ازدور و مدل شبکه عصبی مصنوعی، فصلنامه علمی- پژوهشی فضایی جغرافیایی، ۱۶(۵۳): صفحات ۲۷۱-۲۸۹.
- ضیائی‌ان فیروزآبادی، پ. و دارویی، پ.، ۱۳۹۳. ارزیابی تغییرات جنوب شرق دریاچه ارومیه در دوره‌های زمانی ۱۹۸۴ و ۲۰۰۴ با استفاده از GIS، اولین همایش ملی محیط زیست، صفحات ۱۰-۱.
- علوی پناه، س. ک.، احسانی، ا. ه.، فر، ح. ر. م.، امام، ع. ر. و امیری، ر.، ۱۳۸۵. مقایسه محتوای اطلاعاتی باندهای سنجنده‌های TM و ETM+ در محیط‌های بیابانی و شهری ایران. پژوهش‌های جغرافیایی، ۵۶: صفحات ۶۴-۴۷.
- مالمیریان، ح.، ۱۳۷۸. مبانی و اصول سنجش‌ازدور قسمت پنجم. فصلنامه علمی-پژوهشی اطلاعات جغرافیایی «سپهر»، ۹: صفحات ۱۹-۲۸.
- محمدی، ا. و ابراهیمی محمدی، ش.، ۱۳۹۵. ارزیابی ویژگی‌های هیدروشیمیایی و کیفیت آب چشمه‌ها و چاه‌های محدوده دریاچه زریوار. اکو هیدرولوژی، ۴: صفحات ۱۰۶۰-۱۰۴۹.

Ahmad, S. S. and Erum, S., 2012. Remote sensing and GIS application in wetland change analysis: a case study of KallarKahar. Science and Technology development Journal, 31: 251-259.

- Amanollahi, J., Kaboodvandpour, S. and Majidi, H., 2017.** Evaluating the accuracy of ANN and LR models to estimate the water quality in Zarivar International Wetland, Iran. *Natural Hazards*, 85: 1511-1527.
- Binh, T., Vromant, N., Hung, N. T., Hens, L. and Boon, E., 2005.** Land cover changes between 1968 and 2003 in Cai Nuoc, Ca Mau peninsula, Vietnam. *Environment, Development and Sustainability*, 7: 519-536.
- Brinkmann, K., Hoffmann, E. and Buerkert, A., 2020.** Spatial and Temporal Dynamics of Urban Wetlands in an Indian Megacity over the Past 50 Years. *Remote Sensing*, 12(4): 662.
- Camargo, J. A., 2018.** Responses of aquatic macrophytes to anthropogenic pressures: comparison between macrophyte metrics and indices. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190: 173pp.
- Dogan, O. K., Akyurek, Z. and Beklioglu, M., 2009.** Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using quickbird satellite data. *Journal of Environmental Management*, 90: 2138-2143.
- Dronova, I., Knox, S. H., Taddeo, S., Hemes, K. S., Valach, A. C., Oikawa, P. and Baldocchi, D. D., 2018.** The potential of remotely sensed phenology as indicator of structure and function in wetland ecosystems. In *AGU Fall Meeting Abstracts*, vol. 2018, pp. B32B-08.
- Fares, A. L. B., Calvão, L. B., Torres, N. R., Gurgel, E. S. C. and Michelin, T. S. 2020a.** Environmental factors affect macrophyte diversity on Amazonian aquatic ecosystems inserted in an anthropogenic landscape. *Ecological Indicators*, 113: 1-9.
- Fares, A. L. B., Nonato, F. A. S. and Michelin, T. S. 2020b.** New records of the invasive macrophyte, *Urochloa arrecta* extend its range to eastern Brazilian Amazon altered freshwater ecosystems. *Acta Amazonica*. 50(2): 133 – 137.
- Feng, L., Han, X., Hu, C. and Chen, X., 2016.** Four decades of wetland changes of the largest freshwater lake in China: Possible linkage to the Three Gorges Dam? *Remote Sensing of Environment*, 176: 43-55.
- Ghaderi, N. and Ghafouri, A. M., 2006.** Comparative assessment of natural (forest and range) versus manmade (agriculture and urbane) environment in lake Zarivar. *Iranian Journal for Range Protection Research*, 4: 19-27.
- Ghobadi, Y., Pradhan, B., Kabiri, K., Pirasteh, S., Shafri, H. and Sayyad, G., 2012.** Use of multi-temporal remote sensing data and GIS for wetland change monitoring and degradation. In *2012 IEEE Colloquium on Humanities, Science and Engineering*. IEEE, pp. 103-108.
- Hadjimitsis, D.G., Papadavid, G., Agapiou, A., Themistocleous, K., Hadjimitsis, M., Retalis, A., Michaelides, S., Chrysoulakis, N., Toullos, L. and Clayton, C., 2010.** Atmospheric correction for satellite remotely sensed data intended for agricultural applications: impact on vegetation indices. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10: 89-95.
- Hu, L., Hu, W., Deng, J., Li, Q., Gao, F., Zhu, J. and Han, T., 2010.** Nutrient removal in wetlands with different macrophyte structures in eastern Lake Taihu, China. *Ecological Engineering*, 36: 1725-1732.
- Laba, M., Blair, B., Downs, R., Monger, B., Philpot, W., Smith, S., Sullivan, P. and Baveye, P. C., 2010.** Use of textural measurements to map invasive wetland plants in the Hudson River National Estuarine Research Reserve with IKONOS satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 114: 876-886.
- Li, W. and Yang, Q., 1995.** Wetland utilization in Lake Taihu for fish farming and improvement of lake water quality. *Ecological Engineering* 5: 107-121.
- Li, X. and Gao, S., 2016.** *Cloud-resolving modeling of convective processes*. Springer International Publishing.
- Luo, J., Li, X., Ma, R., Li, F., Duan, H., Hu, W., Qin, B. and Huang, W., 2016.** Applying remote sensing techniques to monitoring seasonal and interannual changes of aquatic vegetation in Taihu Lake, China. *Ecological Indicators*, 60: 503-513.
- Lv, J., Jiang, W., Wang, W., Wu, Z., Liu, Y., Wang, X. and Li, Z., 2019.** Wetland loss identification and evaluation based on landscape and remote sensing indices in Xiong'an New Area. *Remote Sensing*, 11: 2834.
- Ma, R., Duan, H., Liu, Q. and Loiselle, S. A., 2011.** Approximate bottom contribution to remote sensing reflectance in Taihu Lake, China. *Journal of Great Lakes Research*, 37: 18-25.
- Matsushita, B., Yang, W., Chen, J., Onda, Y. and Qiu, G., 2007.** Sensitivity of the enhanced vegetation index (EVI) and normalized difference vegetation index (NDVI) to topographic effects: a case study in high-density cypress forest. *Sensors*, 7: 2636-2651.

- 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: 1425-1432.
- Morawitz, D. F., Blewett, T. M., Cohen, A. and Alberti, M., 2006.** Using NDVI to assess vegetative land cover change in central Puget Sound. *Environmental Monitoring and Assessment*, 114: 85-106.
- Orimoloye, I. R., Kalumba, A. M., Mazinyo, S. P. and Nel, W., 2020.** Geospatial analysis of wetland dynamics: wetland depletion and biodiversity conservation of Isimangaliso Wetland, South Africa. *Journal of King Saud University-Science*, 32(1): 90-96.
- Peneva, E., Griffith, J. A. and Carter, G. A., 2008.** Seagrass mapping in the northern Gulf of Mexico using airborne hyperspectral imagery: a comparison of classification methods. *Journal of Coastal Research*, 24(4 (244)): 850-856.
- Soana, E., Naldi, M. and Bartoli, M., 2012.** Effects of increasing organic matter loads on pore water features of vegetated (*Vallisneria spiralis* L.) and plant-free sediments. *Ecological Engineering*, 47: 141-145.
- Szantoi, Z., Escobedo, F., Abd-Elrahman, A., Smith, S. and Pearlstine, L., 2013.** Analyzing fine-scale wetland composition using high-resolution imagery and texture features. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 23: 204-212.
- Tyagi, P. and Bhosle, U., 2011.** Atmospheric correction of remotely sensed images in spatial and transform domain. *International Journal of Image Processing*, 5: 564-579.
- Wang, Q., Watanabe, M., Hayashi, S. and Murakami, S., 2003.** Using NOAA AVHRR data to assess flood damage in China. *Environmental Monitoring and Assessment* 82: 119-148.
- Zhang, X., Wan, A., Wang, H., Zhu, L., Yin, J., Liu, Z. and Yu, D., 2016.** The overgrowth of *Zizania latifolia* in a subtropical floodplain lake: changes in its distribution and possible water level control measures. *Ecological Engineering*, 89: 114-120.
- Zhao, D., Jiang, H., Yang, T., Cai, Y., Xu, D. and An, S., 2012.** Remote sensing of aquatic vegetation distribution in Taihu Lake using an improved classification tree with modified thresholds. *Journal of Environmental Management* 95: 98-107.
- Zhao, D., Lv, M., Jiang, H., Cai, Y., Xu, D. and An, S., 2013.** Spatio-temporal variability of aquatic vegetation in Taihu Lake over the past 30 years. *PLoS One*, 8: e66365.
- Zhao, H., Cui, B., Zhang, H., Fan, X., Zhang, Z. and Lei, X., 2010.** A landscape approach for wetland change detection (1979-2009) in the Pearl River Estuary. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 1265-1278.
- Yang, W., Yan, J., Wang, Y., Zhang, B. T. and Wang, H. J. 2020.** Seasonal variation of aquatic macrophytes and its relationship with environmental factors in Baiyangdian Lake China. *Science of the Total Environment*, 708: 135112.

