

Spatial-Temporal Modeling of Qualitative Parameters and Trophic Status in Choghakhor Wetland Using Pollution Indices and GIS-based Deterministic and Geostatistical Techniques

J. Samadi^{1*}

Abstract

Modeling of wetlands and lakes pollution is necessary for development and land allocation, management, water quality monitoring, prevention of pollution and conservation of biodiversity. In this study, physico-chemical parameters of EC, TDS, DO, pH, NO₃⁻, PO₄³⁻, SD, TP, TN, and Chl.a, pollution and biological indices of TSI & BMWP and organic matters (OM) were used for assessment of pollution and anthropogenic impact on water quality in Choghakhor wetland in Chaharmahal Bakhtiari province, Iran. Sampling stations were selected on systematic non-random base for the sampling and measurement. Sampling was performed of wetland surface and in depth of 50 centimeter from 12 stations 1 kilometer in distance in six stages and in 45 day intervals. Then the spatial model of surface and depth average of qualitative parameters, soil organic matters, and TSI and BMWP indices was prepared using interpolation functions based on cross validation technique (lowest value of RMSE, highest value of R² and lowest close to zero values of spatial data MBE and MAE) of deterministic and geostatistical methods in GIS environment. The results of spatial-temporal modeling for the period of 2003 to 2005 showed that values of TSI, BMWP, and OM indices with moderate values of 61, 31 and 40% are in eutrophy and bad status and the values are higher (more pollution) in south and west half of wetland due to land use activities. Also TSI, PO₄³⁻ and DO_{sat} parameters have meaningful temporal correlations and BMWP, OM, TDS and Depth parameters has significant spatial correlations. Also results of spatial-temporal modeling of TSI (2005-2006) determined the highest pollution in spring and autumn seasons (eutrophic moderate of 67-70) which is hypertrophy of 70-74 in south half due to anthropogenic and land use impact. The value is lowest in summer season showing the lower pollution with eutrophic moderate of 59.

Keywords: Qualitative parameters, Choghakhor wetland, BMWP, TSI, Spatial-temporal modeling, Spatial and temporal correlation

Received: November 13, 2015

Accepted: January 21, 2016

مدل سازی مکانی - زمانی خصوصیات کیفی و وضعیت تغذیه گرای تالاب چغاخور با استفاده از شاخص های آلودگی و تکنیک های قطعی و زمین آماری GIS

جواد صمدی^{۱*}

چکیده

مدل سازی آلودگی تالابها و دریاچهها برای توسعه و تخصیص کاربری اراضی، مدیریت، پایش کیفیت، پیشگیری از آلودگی و حفاظت از تنوع زیستی آنها ضروری است. در این تحقیق از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی (EC, TDS, DO, pH, NO₃⁻, PO₄³⁻, SD, TP, TN, Chl.a)، شاخص های آلودگی و زیستی TSI & BMWP و مواد آلی خاک (OM)، جهت ارزیابی آلودگی و تأثیر فعالیت های انسانی بر کیفیت تالاب چغاخور استفاده گردید. جهت نمونه برداری و سنجش این پارامترها ابتدا ایستگاه های نمونه برداری به صورت غیر تصادفی و سیستماتیک انتخاب شدند. نمونه برداری در ۱۲ ایستگاه از عمق ۵۰ سانتی متری سطح و نزدیک بستر در ۶ مرحله به فواصل زمانی ۴۵ روزه و مکانی یک کیلومتری انجام شد. سپس مدل مکانی میانگین سطح و عمق پارامترهای کیفی، مواد آلی خاک، شاخص های TSI و BMWP، با استفاده از توابع درون یابی بر اساس تکنیک اعتبارسنجی متقابل (کمترین مقدار RMSE، بیشترین مقدار R² و کمترین مقادیر MAE و MBE نزدیک به صفر داده های مکانی) روش های قطعی و زمین آماری در محیط GIS تهیه گردید. نتایج مدل سازی مکانی - زمانی سالهای (۱۳۸۳-۱۳۸۵) مشخص کرد که میزان شاخص های TSI، BMWP و OM به طور متوسط با مقادیر ۶۱، ۳۱ و ۴۰٪ در وضعیت کیفی مغذی و بد می باشد که این میزان در نیمه جنوبی به دلیل فعالیت های کاربری اراضی بیشتر است. همچنین پارامترهای TSI، DO_{sat} و PO₄³⁻ از همبستگی زمانی و نیز پارامترهای BMWP، OM، TDS و عمق تالاب از همبستگی مکانی بالا و معنی داری برخوردار هستند. همچنین نتایج مدل سازی مکانی - زمانی TSI سالهای (۱۳۸۵-۱۳۸۶) مشخص کرد که تالاب در فصل بهار و پاییز دارای بیشترین میزان آلودگی (متوسط مغذی ۶۷-۷۰) که در نیمه جنوبی به دلیل تأثیر فعالیت های انسانی و کاربری اراضی در وضعیت فوق مغذی ۷۰-۷۴ و در فصل تابستان با متوسط مغذی ۵۹ دارای کمترین میزان آلودگی است.

کلمات کلیدی: پارامترهای کیفی، تالاب چغاخور، TSI، BMWP، مدل سازی مکانی - زمانی، همبستگی مکانی و زمانی.

تاریخ دریافت مقاله: ۹۴/۸/۲۲

تاریخ پذیرش مقاله: ۹۴/۱/۱

1- Engineering Graduate of Fisheries Department, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology.

E-mail: Javad.Samadi09138287975@yahoo.com.

*- Corresponding Author

۱- دانش آموخته مهندسی منابع طبیعی، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

*- نویسنده مسئول

۱- مقدمه

آب ورودی از پساب اصلی ناحیه بالا رود سیهو (Sihu) منبع اصلی آلودگی دریاچه می‌باشد.

Zhang et al. (2014) در پژوهشی جهت بررسی تغییرات زمانی و مکانی کیفیت آب و استراتژی‌های مدیریتی دریاچه دیانچی (Dianchi) در جنوب غربی چین، همبستگی معنی‌داری را بر اساس پارامترهای Cl.a, pH, DO, COD, BOD₅, NH₄⁺, TP & TN مشاهده کردند. همچنین مشخص شد که میزان این پارامترها در فصول گرم سال از میزان بالاتری نسبت به فصول سرد سال برخوردار است و در سالیان اخیر کیفیت آب به جز میزان کلروفیل آ به دلیل رعایت استاندارد انتشار آلودگی صنایع بهبود یافته است.

Wang et al. (2015) در پژوهشی با استفاده از شاخص‌های WPI، روش آزمون روند Daniel، آنالیز خوشه‌ای و تشخیص جهت ارزیابی تغییرات مکانی و زمانی و روند تغییرات کیفیت آب رودخانه شانچونگ (Shanchong) در حوزه آبریز شمال غربی دریاچه فوژیان (Fuxian) چین نشان دادند که روند اصلی آلودگی در گذار از فصل خشک به بارانی تشدید می‌شود. بیشترین میزان آلودگی مربوط به TN و کمترین آن مربوط به BOD می‌باشد. و منابع آلودگی شامل فعالیت‌های کشاورزی، آبی‌پروری و پساب‌های کاربری اراضی است.

Liang et al. (2015) در پژوهشی جهت ارزیابی مکانی و زمانی خصوصیات کیفی دریاچه پویانگ (Poyang) چین مشخص کردند که دریاچه بنگ (Bang) این دریاچه تحت تأثیر زیاد آلودگی پرندگان مهاجر، همبستگی ۰/۸۴ و سطح معنی‌داری >۰/۰۵ را بر اساس پارامترهای COD، NH₄⁺ و NO₃⁻ نشان می‌دهد. همچنین بر اساس ارزیابی جامع فازی مشخص شد که مهم‌ترین پارامترهای موثر بر آلودگی این دریاچه به ترتیب TN، TP، NH₄⁺ و COD می‌باشد.

هدف از انجام این تحقیق بررسی و مدل‌سازی تغییرات، روند و همبستگی مکانی - زمانی پارامترهای کیفی، تغذیه‌گرایی تالاب و عوامل موثر بر آن با استفاده از شاخص‌ها، پارامترهای کیفی و تکنیک‌های قطعی و زمین‌آماری در GIS می‌باشد.

۲- منطقه مورد مطالعه

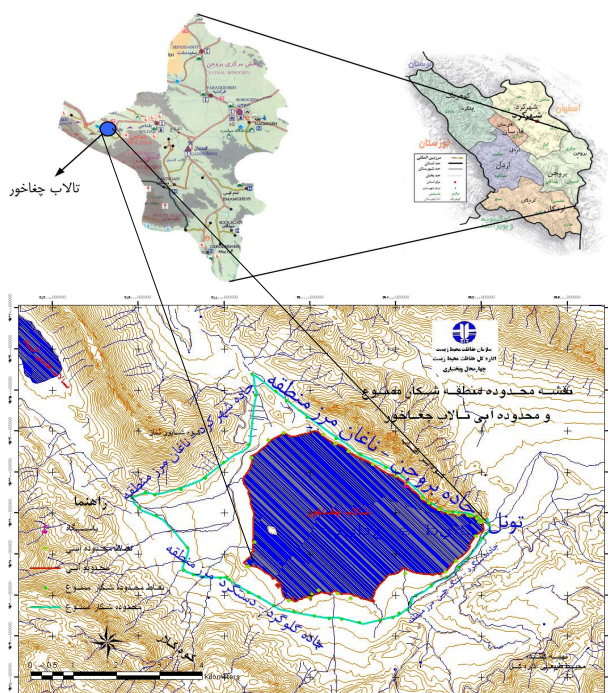
تالاب بین‌المللی چقاخور با وسعتی حدود ۱۵۰۰ هکتار، یکی از بزرگترین و زیباترین تالاب‌های استان چهارمحال و بختیاری است. براساس طبقه‌بندی کنوانسیون رامسر، تالاب چقاخور از مهم‌ترین

ارزیابی و مدل‌سازی آلودگی تالاب‌ها و دریاچه‌ها برای توسعه و تخصیص کاربری اراضی، مدیریت، پایش کیفیت، پیش‌گیری از آلودگی و حفاظت از تنوع زیستی آنها ضروری است (Samadi, 2016). از مهم‌ترین عواملی که تالاب‌ها را در معرض خطر جدی قرار داده و تأثیر بسیار مخربی بر فون و فلور آنها دارد غنی‌شدن و آلودگی آنها است. نیتروژن و فسفر از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر غنی‌شدن و آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی و کاربری اراضی می‌باشد. از آنجایی که این دو عنصر از منابع مختلف (فاضلاب‌های شهری و صنعتی، رواناب‌های ناشی از زهکشی سطحی مزارع، دامداری‌ها، حتی توسط جلبک‌های سبز آبی و غیره) تأمین می‌شوند نمی‌توانند به‌عنوان عامل محدودکننده تلقی شوند. افزایش این عناصر باعث تشدید رشد جلبک‌ها شده، میزان اکسیژن آب را کاهش داده و با تأثیر بر دیگر پارامترهای کیفی، تالاب را به مرحله مغذی نزدیک کرده و در نهایت از بین می‌برد. از این‌رو ارزیابی آلودگی تالاب‌ها بر اساس متغیرهای موثر پویا شامل تأثیرات کمی و کیفی پساب‌های کاربری اراضی، تغییرات مکانی و زمانی کیفیت، دما و بارندگی فصول و روند سالیانه تغذیه‌گرایی و کیفی تالاب‌ها جهت بررسی، کنترل و کاهش منابع آلودگی، حفاظت و ادامه حیات آنها بسیار ضروری است (Samadi, 2016).

سیستم اطلاعات جغرافیایی در حال حاضر از ابزاری در مدل‌سازی محیط‌زیستی فراتر رفته و به ابزاری برای پشتیبانی از اهداف توسعه پایدار به واسطه تکنولوژی‌های خلاق و جدید تبدیل شده است. تجزیه و تحلیل‌های محیط‌زیستی تالاب‌ها شامل محدوده متنوع و وسیعی از فنون می‌باشند که هدف آنها تعیین آلودگی‌های ناشی از کاربری اراضی، پایش و مدل‌سازی محیط‌زیست و ارزیابی وضعیت کیفی تالاب‌ها است. در مدل‌سازی محیط‌زیستی تأثیر کاربری اراضی بر تالاب‌ها، محدوده وسیعی از داده‌های محیط‌زیستی (کاربری و پوشش گیاهی اراضی مجاور، موقعیت و ویژگی‌های هیدرولوژیک جریان‌های ورودی، پارامترهای کیفی آب تالاب‌ها و نظایر آن) برای تخمین و تشخیص منابع مختلف آلودگی و فشارهای وارد شده بر تالاب‌ها گردآوری می‌شوند (Javizadeh et al., 2011).

Ban et al. (2014) با استفاده از شاخص ترکیبی شناسایی کیفیت آب CWQII و تکنیک آماری چندمتغیره در ارزیابی تغییرات مکانی و زمانی دریاچه هانژوی (Honghu) چین مشخص کردند که در سالهای اخیر کیفیت آب بهبود یافته است و در سرشاخه‌های بالایی از کیفیت پایین‌تری نسبت به هسته دریاچه برخوردار است. همچنین

سانتی‌متری سطح و نزدیک بستر در ۶ مرحله به فواصل زمانی ۴۵ روزه انجام شد. نمونه‌برداری از اردیبهشت سال ۱۳۸۵ تا خرداد سال ۱۳۸۶ به طول انجامید (به دلیل یخبندان سطح تالاب امکان نمونه‌برداری در زمستان ۱۳۸۵ وجود نداشت). جهت تعیین و تکمیل نتایج نمونه‌برداری‌ها (EC, TDS, DO, pH, NO₃⁻, PO₄³⁻, SD, TP, TN, Chl-a) و زیستی ^۳BMWP & ^۴TSI و مواد آلی (Organic Matters) خاک از تحقیقات و نمونه‌برداری‌های سالهای قبل از آن توسط Mousavi nadushan et al. (2008) و Mousavi nadushan & Fatemi (2008) و سالهای بعد از آن توسط Fathi et al. (2013) نیز استفاده شد.



شکل ۱- نقشه محدوده و موقعیت جغرافیایی تالاب چغاور

تالاب‌های کشور می‌باشد که زیستگاه تعداد زیادی از پرندگان مهاجر و ساکن استان است (Ebrahimi & Moshari, 2006) این تالاب در شهرستان بروجن، در ارتفاع ۲۲۷۰ متری از سطح دریا قرار گرفته و محدوده جغرافیایی آن شامل ۵۴° ۳۱' تا ۵۶° ۳۱' عرض شمالی و ۵۰° ۵۲' تا ۵۶° ۵۰' طول شرقی است و در فاصله ۶۵ کیلومتری مرکز استان قرار دارد. منطقه در برگرنده تالاب دارای اقلیم سرد کوهستانی بوده و دارای تابستان‌های معتدل و زمستان‌های سرد است. میانگین دمای هوا از ۲۱ درجه سانتی‌گراد در گرمترین ماه سال (مردادماه) تا ۶- درجه سانتی‌گراد در سردترین ماه سال (دی‌ماه) متغیر بوده و میانگین بارش سالانه بین ۵۰۰ تا ۷۵۰ میلی‌متر در نوسان است (DOE of Chahar-Mahal Bakhtiari, 2006).

کاربری‌های مسکونی و کشاورزی تالاب به صورت پراکنده در قسمت نیمه جنوبی آن قرار گرفته که پساب‌های آنها از طریق منابع ورودی به تالاب، انتقال می‌یابد. در نیمه شمالی تالاب کاربری آلاینده، پساب و منبع ورودی که ناشی از آن باشد بسیار کم و بیشتر شامل اراضی بایر، پوشش گیاهی و اراضی مربوط به دیم که به ندرت و بسیار کم در آن کشت می‌شود در حوزه تالاب دیده می‌شود. منابع آلاینده‌ای که در قسمت غربی و جنوب‌شرقی تالاب وارد می‌شود بیشتر شامل کاربری‌های مسکونی و باغی (۸۳ درصد از پساب تولیدشده به ترتیب متعلق به روستاهای آورگان با ۲۸۳۸۷ m³، سبک با ۲۳۴۳۳ m³ و گلوگرد با ۱۳۲۰۸ m³ می‌باشد) که بیشتر باعث آلودگی نیترات و در قسمت جنوبی و جنوب‌غربی تالاب شامل اراضی زراعی و مسکونی می‌باشد که به واسطه نزدیکتر بودن به تالاب و نوع کاربری زراعی می‌توانند آلودگی فوسفه بیشتری را به تالاب تحمیل کنند (شکل‌های ۱ و ۲).

۳- مواد و روش‌ها

۳-۱- نمونه‌برداری و تعیین خصوصیات کیفی

جهت نمونه‌برداری و سنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی و زیستی، ابتدا ایستگاه‌های نمونه‌برداری به صورت غیرتصادفی و سیستماتیک انتخاب شد. با توجه به دقت و امکانات موجود، موقعیت ایستگاه‌ها طوری در نظر گرفته شد که فاصله بین آنها از هر طرف ۱ کیلومتر باشد. مکان‌ها به طور دقیق با استفاده از نقشه توپوگرافی و به روش شبکه‌بندی بر روی نقشه مشخص گردید و محل تقاطع خطوط شبکه به‌عنوان ایستگاه نمونه‌برداری انتخاب شد. سپس با مراجعه به منطقه موقعیت ایستگاه‌ها روزآمد شده و تثبیت شد. برای دسترسی به این نقاط در مراجعات بعدی از دستگاه GPS استفاده شد (Tiner, 1999). نمونه‌برداری در ۱۲ ایستگاه از عمق ۵۰

۳-۱-۱- شاخص وضعیت تغذیه‌گرایی (TSI)

بطور کلی تئوری شرایط تغذیه‌گرایی بر این اصل استوار است که تغییر در سطح مواد مغذی سبب تغییر در بیومس جلبکی شده که این خود سبب کاهش شفافیت آب می‌شود. بر اساس روش Carlson (1981) Kratzer & Brezonik (1977)، شاخص وضعیت تغذیه‌گرایی یک روش آسان برای کمی‌کردن این روابط است که بر اساس معادله مربوط به هر یک از پارامترها در یک مقیاس عددی بین ۰ تا ۱۰۰ سنجیده می‌شود. معادله‌های ۱ تا ۵ به ترتیب نحوه محاسبه شاخص تغذیه‌گرایی بر اساس هر یک از پارامترهای مقدار شفافیت آب، فسفر کل، نیتروژن کل، کلروفیل‌ا، و میانگین آنها را نشان

می‌دهد. از آنجایی که بر اساس قانون مینیمم لایبیگ عنصر کمینه نقش اصلی را در فرایند تولید ایفا می‌کند (Wetzel, 2001)، در فرمول میانگین یکی از عناصر فسفر یا ازت (عنصر کمینه) قرار داده می‌شود. در نهایت مقدار محاسبه شده بر اساس معادله میانگین با مقادیر پیشنهاد شده توسط کارلسون (جدول ۱) مقایسه شده و جایگاه تغذیه‌گرایی اکوسیستم آبی مشخص می‌شود.

می‌دهد. از آنجایی که بر اساس قانون مینیمم لایبیگ عنصر کمینه نقش اصلی را در فرایند تولید ایفا می‌کند (Wetzel, 2001)، در فرمول میانگین یکی از عناصر فسفر یا ازت (عنصر کمینه) قرار داده می‌شود. در نهایت مقدار محاسبه شده بر اساس معادله میانگین با مقادیر پیشنهاد شده توسط کارلسون (جدول ۱) مقایسه شده و جایگاه تغذیه‌گرایی اکوسیستم آبی مشخص می‌شود.

$$TSI_{SD} = -14.4 \times \ln(SD) + 60 \quad (1)$$

$$TSI_{TP} = 14.42 \times \ln(TP) + 4.1 \quad (2)$$

$$TSI_{TN} = 14.43 \times \ln(TN) + 54.4 \quad (3)$$

$$TSI_{Chl.a} = 9.81 \times \ln(Chl.a) + 30 \quad (4)$$

$$TSI_{total} = \frac{(TSI_{SD} + TSI_{TP} + TSI_{TN} + TSI_{Chl.a})}{4} \quad (5)$$

در معادله‌های بالا:

TSI: شاخص وضعیت تغذیه‌گرایی، TP: غلظت فسفر معدنی کل (µg/L)، SD: عمق روئیت سشی دیسک (m)، TN: غلظت نیتروژن معدنی کل (mg/L) و Chl.a: غلظت کلروفیل آ (µg/L) است.

جدول ۲- طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس امتیاز کلی شاخص (Mandaville, 2002) BMWP

امتیاز کلی شاخص	طبقه کیفی	توضیح
۰-۱۰	خیلی بد	آلودگی شدید
۱۱-۴۰	بد	آلوده یا تحت تأثیر قرار گرفته
۴۱-۷۰	متوسط	به صورت متوسط تحت تأثیر قرار گرفته
۷۱-۱۰۰	خوب	تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرار گرفته
۱۰۰<	خیلی خوب	غیر آلوده، تحت تأثیر قرار نگرفته

۳-۱-۳- مواد آلی خاک (Organic Matters)

از جمله اجزای مهم و نسبتاً ضروری خاک، ماده آلی می‌باشد که در تعیین رفتار و مدیریت خاک اهمیت بسزایی دارد (Blackmer & White, 2003). از تجزیه این مواد، عناصر غذایی آزاد گردیده و جذب گیاهان می‌شود (Abbasnejad, 2005). با افزایش ماده آلی خاک یا رسوبات، منبع کربن و انرژی برای ریز جانداران موجود در محیط جهت رشد مسائد جمعیت آنها فراهم می‌شود. تالاب‌ها حدود ۱۰ الی ۱۲ درصد از کربن جهان را در خود نگهداری می‌نمایند که بر نقش مثبت رسوبات معلق در تأمین منابع غذایی برای تغذیه بی‌مهرگان آبی، تأثیر در چرخه‌های مواد در آنها و خروج مواد آلی و ارتباط بین آنها تأکید شده است (Madej, 2002).

در این تحقیق درصد مواد آلی و معدنی به روش سوزاندن با استفاده از کوره الکتریکی اندازه‌گیری شد. داده‌های حاصل با استفاده از نرم افزار Excel ویرایش، نرمال‌بودن داده‌ها با آزمون کلموگروف - اسمیرنوف و یکنواختی واریانس‌ها با آزمون لون بررسی شد (Ebrahimi et al., 2013).

در ابتدا پس از نمونه‌برداری پارامترها و واردسازی آنها در GIS از مناسب‌ترین روش‌های درون‌یابی برای هر پارامتر جهت مدل‌سازی مکانی پارامترها و شاخص‌های آلودگی استفاده شده است. سپس جهت ارزیابی تغییرات زمانی و مکانی و تأثیر و نقش هر یک از

جدول ۱- سیستم پیشنهادی طبقه‌بندی وضعیت تغذیه‌گرایی

(Carlson, 1977 ; Kratzer & Brezonik, 1981)

تغذیه‌گرایی	TN (mg/L)	TP (µg/L)	SD (m)	Chl.a (µg/L)	TSI
<۳۰	<۰/۲	<۶	<۸	<۰/۹۵	<۳۰
۳۰-۴۰	۰/۲-۰/۴	۶-۱۲	۴-۸	۰/۹۵-۲/۶	۳۰-۴۰
۴۰-۵۰	۰/۴-۰/۸	۱۲-۲۴	۲-۴	۲/۶-۷/۳	۴۰-۵۰
۵۰-۶۰	۰/۸-۱/۶	۲۴-۴۸	۱-۲	۷/۳-۲۰	۵۰-۶۰
۶۰-۷۰	۱/۶-۳/۲	۴۸-۹۶	۰/۵-۱	۲۰-۵۶	۶۰-۷۰
۷۰-۸۰	۳/۲-۶/۴	۹۶-۱۹۲	۰/۵-۰/۲۵	۵۶-۱۵۵	۷۰-۸۰
>۸۰	>۶/۴	>۱۹۲	>۰/۲۵	>۱۵۵	>۸۰

۳-۱-۲- شاخص زیستی BMWP

این شاخص، متداول‌ترین سیستم شاخص زیستی است که اولین بار در مارس ۱۹۸۷ کارگروه پایش بیولوژیک اداره محیط‌زیست انگلستان پیشنهاد کرد (Pescador et al., 2004). در این سیستم، مقاومت هر خانواده از بتوزها به آلودگی آلی، در سرعت جریان‌های مختلف، مبنای امتیازدهی است. به طوری که، خانواده‌هایی که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی دارند بیشترین امتیاز را به خود اختصاص می‌دهند. شایان ذکر است که امتیازهای اصلی اختصاص داده شده به هر خانواده در سال ۱۹۸۷ بر اساس مقاوم‌ترین عضو خانواده که در منطقه غالب است صورت می‌گیرد و به عبارت دیگر، حد پایین امتیاز هر خانواده را بیان می‌دارد. در نهایت، نمره‌های خانواده‌ها در نمونه با هم جمع می‌شوند تا امتیاز BMWP آن سایت بر اساس جدول ۲ به دست آید (Armitage et al., 1983 ;

پارامترها بر کیفیت آب نیز از همبستگی پیرسون و اسپیرمن استفاده شد. همچنین وضعیت مکانی - زمانی تغذیه‌گرایی تالاب در فصول سال با استفاده از GIS پهنه‌بندی گردید.

۴- نتایج و بحث

۴-۱- مدل‌سازی مکانی پارامترهای کیفی و تغذیه‌گرایی

برای ارزیابی کارایی روش‌های مختلف درون‌یابی قطعی^۵ و زمین‌آماری^۶ و انتخاب بهترین روش، از تکنیک اعتبارسنجی متقابل^۷ استفاده شده است. در این روش، در هر مرحله یکی از ایستگاه‌های اندازه‌گیری حذف شده و با درون‌یابی بقیه ایستگاه‌ها، مقدار آن نقطه برآورد می‌شود. این کار برای کلیه ایستگاه‌ها تکرار می‌شود، به طوری که در نهایت به تعداد نقاط اندازه‌گیری، برآورد وجود خواهد داشت. در پایان با داشتن مقادیر واقعی و برآورد شده می‌توان خطا و انحراف روش استفاده شده را برآورد نمود. معیارهای مختلفی برای این کار وجود دارد که می‌توان به میانگین خطای انحراف (MBE)^۸، میانگین خطای مطلق (MAE)^۹، ریشه دوم میانگین مربعات خطا (RMSE)^{۱۰} اشاره نمود (Siska & Hunge, 2001). MBE و MAE نشان‌دهنده اختلاف میانگین مقادیر مشاهده‌ای و برآوردی است. هر چه این دو معیار به صفر نزدیک‌تر باشند، نشان دهنده تفاوت کمتر مقادیر برآورد شده نسبت به مقادیر مشاهده‌ای است. مقادیر مثبت و منفی MBE به ترتیب نشان‌دهنده برآورد بیشتر و کمتر از واقعیت است. RMSE یک پارامتر کلیدی است که به طور گسترده برای بررسی دقت آنالیزهای مکانی در مطالعات مختلف استفاده شده است. مناسب‌ترین روش به ترتیب کمترین مقدار RMSE، بیشترین مقدار R² و کمترین مقادیر MAE و MBE نزدیک به صفر را به خود اختصاص می‌دهد (Samadi, 2016).

نقشه رستری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی سطحی آب شامل DO، pH، TDS، TP، TN، SD، OM، شاخص تغذیه‌گرایی (TSI) و شاخص زیستی (BMWP) بر اساس میانگین سالانه ایستگاه‌ها به ترتیب با روش‌های مناسب اسپیلاین صفحه نازک^{۱۱}، تابع چند جمله‌ای موضعی^{۱۲}، تابع چند جمله‌ای موضعی، کریجینگ معمولی^{۱۳}، تابع چند جمله‌ای عام^{۱۴}، کریجینگ ساده^{۱۵}، کریجینگ جامع^{۱۶}، کریجینگ معمولی و کریجینگ جامع در شکل ۲ مدل‌سازی شده و نتایج اعتبارسنجی مناسب‌ترین روش برای هر پارامتر در جدول ۳ ارائه شد.

از آنجایی که تالاب از نظر مکانی تحت تأثیر فعالیت‌ها و تغییرات شدید انسانی و زیستی می‌باشد، معیار در نظر گرفته‌شده بر اساس اهمیت، به ترتیب مقادیر حداقلی و نزدیک به صفر MAE، RMSE، MBE و حداکثری R² (شیب خط رگرسیون) روش‌ها جهت انتخاب مناسب‌ترین آنها می‌باشد.

جدول ۳- نتایج اعتبارسنجی روش‌های مناسب درون‌یابی

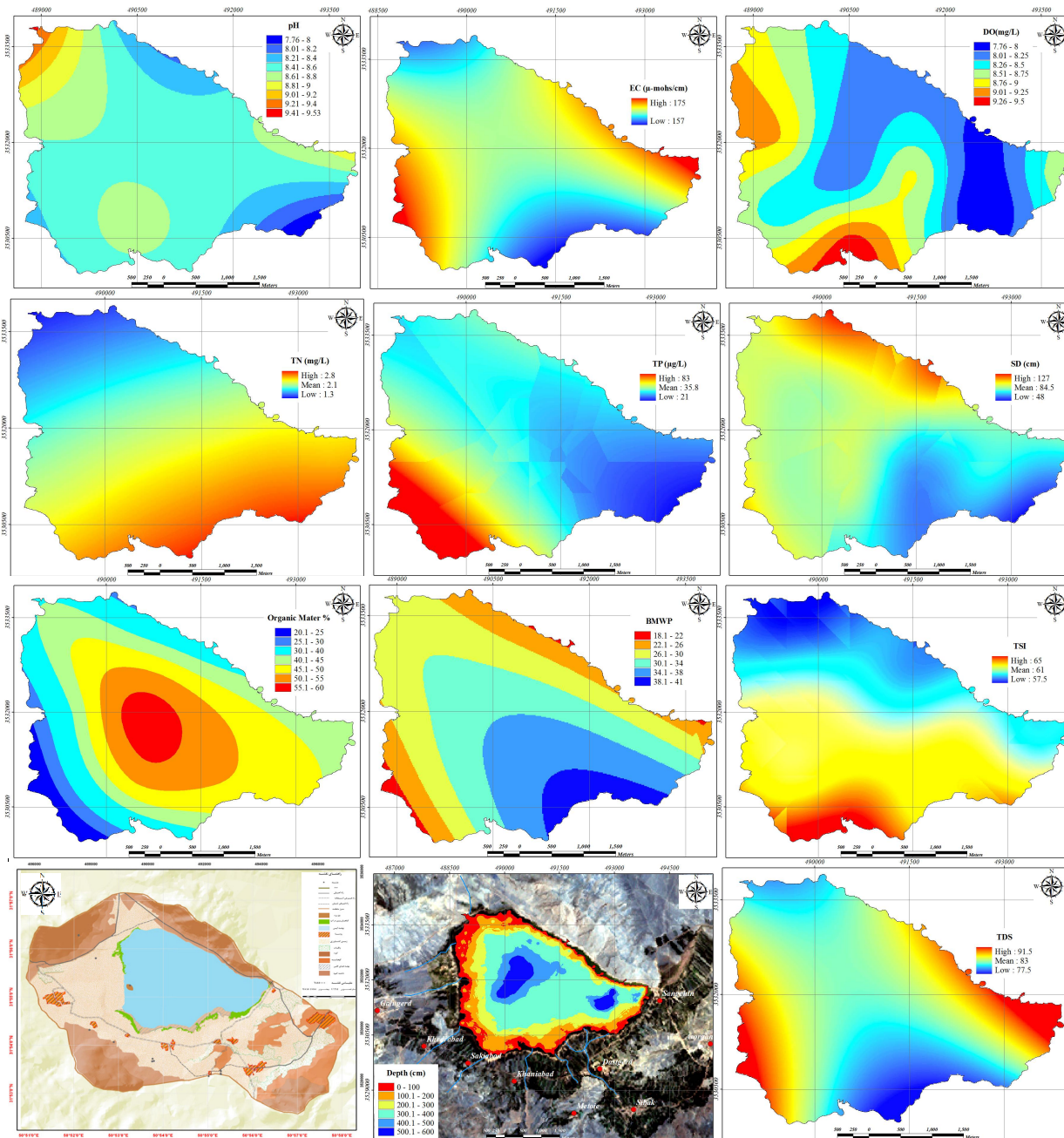
قطعی و زمین‌آماری در GIS

مناسب‌ترین روش درون‌یابی	R ²	MBE	MAE	RMSE	معیار ارزیابی پارامترهای کیفی
Ordinary Kriging	۰/۷۹	۰/۰۴	۰/۵	۰/۵	TSI
Universal Kriging	۰/۹۰	۰/۱۳	۲/۰۳	۱/۰۶	BMWP
Ordinary Kriging	۰/۸۰	۰/۰۸	۰/۳۹	۰/۶۱	TP
Global Polynomials	۰/۷۴	۰/۰۲	۰/۴۵	۰/۳۲	TN
Simple Kriging	۰/۷۵	۰/۰	۰/۴۷	۰/۳۲	SD
Local Polynomials	۰/۶۹	۰/۰	۵	۴/۸	TDS
Thin Plate Spline	۰/۲۱	۰/۰۸	۰/۵۴	۰/۵۳	DO
Local Polynomials	۰/۹۵	۰/۰	۰/۰۶	۰/۰۹۲	pH
Universal Kriging	۰/۷۷	-۰/۴۷	۵	۵/۵	OM

با توجه به نتایج به دست آمده، تالاب در وضعیت مغذی می‌باشد و نیمه جنوبی آن از آلودگی بیشتری برخوردار می‌باشد. میانگین TN حدود ۲/۱ mg/L می‌باشد که به دلیل منابع آلاینده و پساب‌های کاربری‌های مسکونی در نیمه شرقی از میزان بیشتری (۲/۸ mg/L) برخوردار است. میانگین TP در حدود ۳۵/۸ μg/L می‌باشد که در قسمت نیمه غربی به دلیل وجود کاربری‌های کشاورزی (زراعی) از میزان بالاتری (۸۳ μg/L) برخوردار است. میزان پارامتر فیزیکی SD به طور متوسط ۸۴/۵ cm می‌باشد که به دلیل وضعیت مغذی تالاب (تحت تأثیر TP و TN) از میزان پایینی برخوردار می‌باشد که این میزان در نیمه جنوبی تالاب به میزان حداقلی ۴۸ cm می‌رسد.

pH آب تالاب برابر ۸/۶۵ به سمت قللیت می‌باشد. فعالیت فیتوپلانکتون‌ها و تراکم گیاهان آبی، به دلیل مصرف CO₂ توسط این گیاهان pH آب قللیتی شده است. pH پایین در نیمه جنوبی به دلیل pH پایین (۷/۷۶) رودخانه‌های تغذیه‌کننده تالاب می‌باشد.

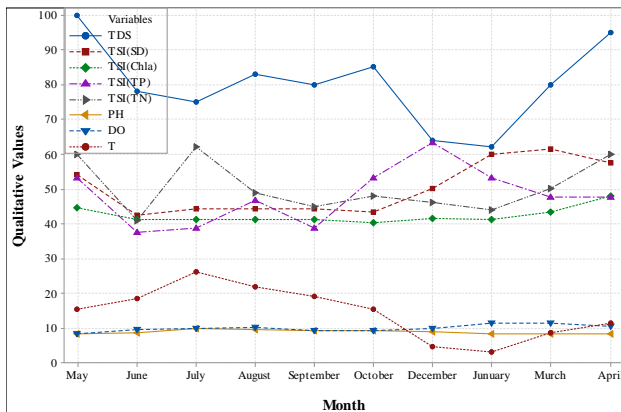
میانگین کل EC و TDS در حدود ۱۶۵/۵ μS/cm و ۸۳ mg/L می‌باشد که پایین بودن آن در نیمه جنوبی به دلیل EC و TDS پایین رودخانه‌های تغذیه‌کننده تالاب می‌باشد. و بالا بودن آن در دیگر قسمت‌ها به خصوص در قسمت خروجی به دلیل فعالیت‌های خود تالاب و تجمع مواد می‌باشد.



شکل ۲- پارامترهای کیفی و تغذیه‌گرایی (DO, pH, EC, SD, TP, TN, TSI, BMWP, OM, TDS) عمق و کاربری اراضی تالاب چغاخور، سالهای ۸۳-۸۵

کاربری اراضی و مناطق با کل ذرات محلول بالا برخوردارند بر اساس جدول ۴ و شکل ۲ مشخص شد که خصوصیت زیستی (BMWP) تالاب چغاخور بر اساس همبستگی پیرسونی ۰/۷۰- و سطح معنی‌داری ۰/۰۵ بیشتر متأثر از کل ذرات محلول منابع آب (TDS) و مواد آلی (OM) تالاب است که این میزان در قسمت‌های خروجی و کناره‌های تالاب به شاخص عددی کیفیت بد ۱۸ و در قسمت‌های با میزان TDS پایین به آلودگی متوسط ۴۱ می‌رسد.

میزان DO به طور متوسط $8/5 \text{ mg/L}$ می‌باشد که در نیمه جنوبی و غربی (قسمت‌هایی که از تولید و تغذیه‌گرایی بالاتری برخوردار است) به میزان حداکثری $9/5 \text{ mg/L}$ و در نیمه شمالی و شرقی (قسمت‌هایی با تغذیه‌گرایی و تولید کمتر) به میزان حداقلی $7/5 \text{ mg/L}$ می‌رسد. به دلیل شرایط رسوب‌گذاری و تجمع مواد در تالاب‌ها معمولاً مناطق بستر و قسمت‌های خروجی تالاب از کیفیت پایین و آلودگی زیستی بالایی در محل ورودی آلودگی پساب‌های ناشی از



شکل ۳- تغییرات زمانی پارامترهای کیفی تالاب چغاخور، سالهای ۸۳-۸۴

وضعیت متوسط تغذیه‌گرایی تالاب در ابتدای فصول سرد و گرم سال از میزان بالاتری نسبت دیگر فصول سال برخوردار است و در ماههای فروردین، اسفند و آبان‌ماه در حداکثر خود بوده و با میزان فسفات همبستگی بالا و معنی‌داری نشان می‌دهد که می‌تواند گویای این باشد که افزایش فعالیت‌های کاربری اراضی آلاینده فسفات و تغییرات دما عامل اصلی بر وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب است.

جدول ۵- همبستگی (پیرسون و اسپیرمن) تغییرات زمانی پارامترهای کیفی تالاب چغاخور، سالهای ۸۳-۸۴

TSI _{mean}	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	pH	DO _{sat%}	T (°C)	Pearson Spearman
						T (°C)
					۰/۸۳**	DO _{sat%}
				۰/۸۰**		
			۰/۶۷*	۰/۸۳**		pH
			۰/۶۰	۰/۸۳**		
		۰/۲۰	۰/۲۸	۰/۰۵		NO ₃ ⁻
		۰/۰۲	۰/۱۸	۰/۰۷		
	۰/۵۰	۰/۶۷*	۰/۸۵**	۰/۶۵*		PO ₄ ³⁻
	۰/۴۲	۰/۷۰*	۰/۸۳**	۰/۶۸*		
۰/۷۶**	۰/۴۰	۰/۷۳*	۰/۷۴*	۰/۸۱**		TSI _{mean}
۰/۷۱*	۰/۳۴	۰/۶۳	۰/۷۳*	۰/۶۶*		

** P-Value<0.01 و * P-Value<0.05 سطح معنی‌داری آماری می‌باشد.

۳-۴- مدل‌سازی مکانی - زمانی وضعیت تغذیه‌گرایی

براساس شکل ۴ در فصل بهار به دلیل آغاز شدن سیلاب‌ها و بارندگی‌ها و شستشوی عناصر مغذی اراضی کشاورزی (حجم و غلظت زیاد آلاینده‌ها) و مسکونی میزان تأثیر کاربری اراضی و آلودگی تالاب افزوده شده و در این موقع تالاب در وضعیت کیفی (مغذی) بد خود به سر می‌برد. که به دلیل تأثیر افزایش فعالیت‌های

میانگین عمق تالاب در حدود ۲/۸ m می‌باشد که در قسمت‌های مرکزی و هسته تالاب به مقداری حداکثری ۶ m می‌رسد.

میانگین مواد آلی تالاب در حدود ۴۰٪ می‌باشد که در قسمت‌های مرکزی عمیق به ۶۰٪ و در حواشی کم‌عمق تالاب به ۲۰٪ می‌رسد بر اساس جدول ۴ و شکل ۲ مشخص شد که مواد آلی تالاب چغاخور بر اساس همبستگی پیرسونی ۰/۶۹ و سطح معنی‌داری ۰/۰۵ بیشتر متأثر از عمق تالاب است.

میانگین TDS تالاب در حدود ۸۳ mg/L می‌باشد که این میزان در محل رودخانه‌های تغذیه‌کننده تالاب به مقدار حداقلی ۷۷/۵ mg/L و در قسمت‌های کناری و خروجی به حداکثری ۹۱/۵ mg/L می‌رسد. با توجه به همبستگی منفی (۰/۵۰-) TDS با مواد آلی (OM) تالاب می‌توان به این نتیجه رسید که رودخانه‌ها و پساب‌های تغذیه‌کننده تالاب از میزان مواد آلی پایین‌تری نسبت به خود تالاب برخوردار هستند و تأثیر معنی‌داری را بر میزان و توزیع مکانی OM ایجاد کرده است.

جدول ۴- همبستگی مکانی شاخص زیستی BMWP، TDS، OM و عمق (Depth) تالاب چغاخور

Depth	TDS	OM	BMWP	پارامترها
				BMWP
			۰/۷۳*	OM
		۰/۵۰*	۰/۷۰*	TDS
	۰/۰۶	۰/۶۹*	۰/۳۰	Depth

*: P-Value<0.05 سطح معنی‌داری آماری می‌باشد.

۲-۴- بررسی تغییرات زمانی پارامترهای کیفی

شکل ۳ و جدول ۵، میزان مقادیر تغییرات و همبستگی زمانی پارامترهای کیفی تالاب چغاخور را نشان می‌دهد.

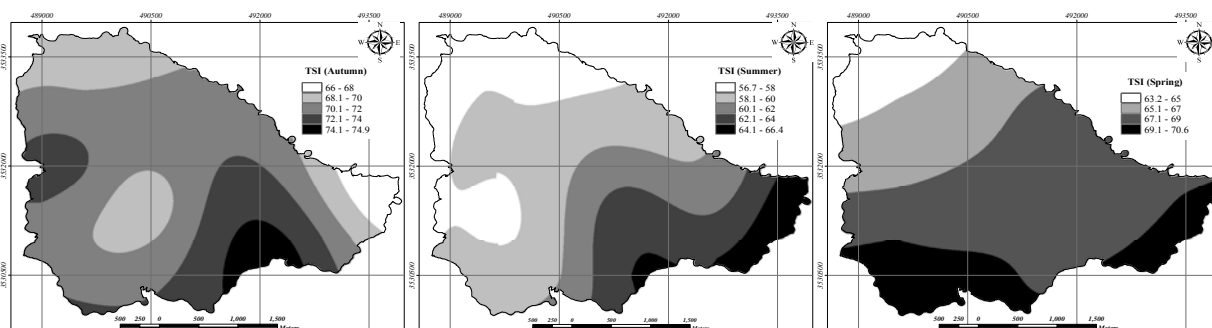
بر این اساس، میزان اکسیژن اشباع و pH با افزایش دما افزایش می‌یابد به طوری‌که در مردادماه در حداکثر خود و در ابتدای زمستان در حداقل میزان خود می‌رسد. میزان نیترات و TDS در دمای °C ۱۰/۵-۱۳/۵ در ماههای فروردین و مهرماه در حداکثر خود می‌باشد و در ابتدای زمستان و مردادماه در حداقل خود قرار می‌گیرد. میزان فسفات در فصول سرد سال از میزان بالاتری نسبت به فصول گرم سال برخوردار است و با میزان اکسیژن اشباع و دما همبستگی منفی نشان می‌دهد.

با توجه به اینکه فعالیت‌های کاربری مسکونی روندی ثابت داشته در قسمت جنوب شرقی از آلودگی (۶۶) بیشتری نسبت به دیگر قسمت‌ها به خصوص نیمه شمالی (آلودگی تغذیه‌گرایی ۵۶) برخوردار می‌باشد.

در فصل پاییز به دلیل آغاز شدن بارندگی‌های فصلی و حجم زیاد رواناب‌ها و پساب‌ها بر میزان آلودگی تالاب افزوده شده به صورتی که در محل ورود پساب‌های بارندگی‌های فصلی و کاربری اراضی آلاینده در وضعیت فوق مغذی ۷۴ نسبت به وضعیت متوسط ۷۰ کل و ۶۶ نیمه شمالی و شرقی تالاب قرار می‌گیرد.

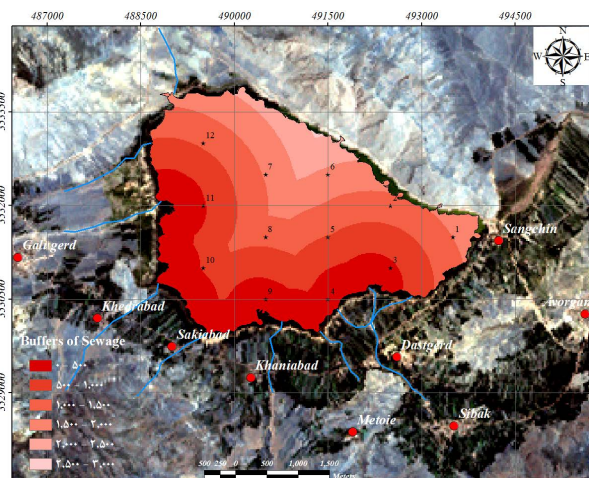
زراعی (TP) در قسمت جنوب غربی و فعالیت‌های کاربری‌های مسکونی در جنوب شرقی (TN) تالاب با مقدار عدد تغذیه‌گرایی ۷۰ در مقایسه با متوسط ۶۷ کل و ۶۳ نیمه شمالی تالاب از آلودگی بیشتری برخوردار است.

با توجه به دمای زیاد و حداکثری ابتدای فصل تابستان و وجود فعالیت‌های زیستی بر میزان مصرف و تجزیه TN و TP افزوده شده همچنین به دلیل کاهش فعالیت‌های کشاورزی (مصرف کودها و شخم زمین) و پساب‌های رواناب‌ها نسبت به فصل بهار از میزان آلودگی تالاب به خصوص فسفات کاسته شده و تالاب در وضعیت تغذیه‌گرایی ۵۹ قرار گرفته است.



شکل ۴- نقشه‌های شاخص وضعیت تغذیه‌گرایی (TSI) تالاب چغاخور در فصول بهار، تابستان و پاییز، سالهای ۸۵-۸۶

کمترین میزان آلودگی را دارا می‌باشد، سپس از ضریب تعیین^{۱۸} شاخص آلودگی TSI با بافرهای تهیه‌شده جهت تعیین نوع و میزان تأثیر مکانی پساب‌های کاربری اراضی بر وضعیت آلودگی تالاب چغاخور استفاده شده است.



شکل ۵- بافرهای تهیه‌شده از محل منابع ورودی و پساب‌های ناشی از کاربری اراضی به تالاب چغاخور

۴-۴- نتایج حاصل از تأثیر کاربری اراضی

تحقیقاتی که توسط Su et al. (2015) جهت بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر روی کیفیت آب دریاچه‌ای در پنج ناحیه بافری^{۱۷} ایجاد شده تا ۱۰ کیلومتری حوزه تائیهو (Taihu) در طول ساحل دریاچه میلیانگ (Meiliang) با استفاده از مدل نمایی و میزان معنی‌داری انجام شد. نتایج مشخص کرد که نوع کاربری اراضی (زمین ساختها و فعالیت‌های کشاورزی) بر کیفیت آب در فواصل کمتر و اثرات الگوهای مکانی کاربری‌ها (نسبت کاربری‌ها و مکان قرارگیری آنها) به طور اصلی در فواصل بیشتر اثرگذار است.

در این پژوهش نیز جهت بررسی تأثیر کاربری اراضی بر آلودگی تالاب در ابتدا طول حاشیه برخوردی منابع ورودی و پساب‌های ناشی از کاربری اراضی آلاینده به تالاب مشخص شده و بافرهای ۵۰۰ متری از محل منابع ورودی و پساب‌های نقطه‌ای و انتشاری ناشی از کاربری اراضی به حاشیه تالاب بر اساس فاصله هر ایستگاه نسبت به مجاورت از پساب‌ها و منابع ورودی کاربری‌های کشاورزی، مسکونی و بافر در شکل ۵ تهیه و محاسبه گردیده است (بافر ۱۰۰۰-۱۰۰ متر احتمال بیشترین میزان آلودگی و بافر ۳۰۰۰-۲۰۰۰ متر احتمال

پساب‌های همراه با افزایش فعالیت‌های کاربری اراضی در ابتدای فصول پاییز و بهار در نیمه جنوبی تالاب در وضعیت فوق مغذی قرار می‌گیرد (شکل ۴).

با توجه به شکل ۶ حدود ۶۸/۲٪ آلودگی تغذیه‌گرایی تالاب ناشی از پساب‌های مسکونی و کشاورزی ورودی به تالاب می‌باشد. از این رو بر ضرورت کنترل و حذف منابع آلاینده نقطه‌ای و انتشاری فسفات و نترات در نیمه جنوبی تا غربی تالاب پیشنهاد می‌شود.

باتوجه به همبستگی به‌دست‌آمده و نقشه‌های کیفی تالاب، عامل اصلی آلودگی ناشی از کاربری اراضی، آلاینده‌های فسفات در قسمت جنوب تا جنوب‌غربی و نترات در قسمت جنوب تا جنوب‌شرقی تالاب می‌باشد که جهت بهبود وضعیت کیفی آن نیاز به کنترل سالانه عوامل تأثیرگذار این آلاینده توسط منابع و پساب‌های ورودی در این قسمت از تالاب می‌باشد.

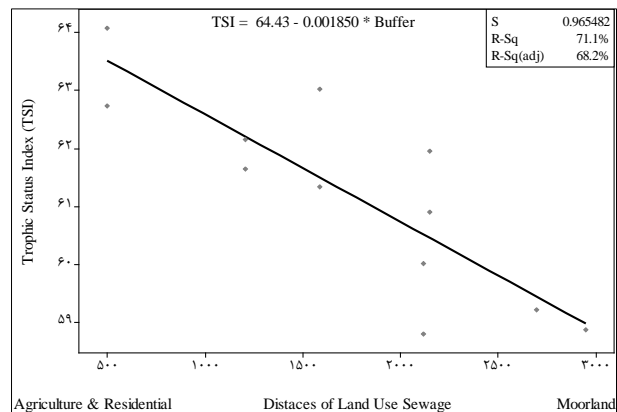
میزان متوسط آلودگی کل سالانه (۱۳۸۵-۱۳۸۶) تالاب در وضعیت مغذی ۶۵/۳ می‌باشد که نسبت به متوسط سالهای (۱۳۸۳-۱۳۸۵) با توجه به وضعیت مغذی ۶۱ به میزان بیش از ۷٪ افزایش یافته است.

نتایج این تحقیق نیز با پژوهش‌های (Akbarzadeh et al. (2008), Mirzajani et al. (2010), Razdar et al. (2009), Nezami, baluchi et al. (2007) که جهت بررسی وضعیت کیفی و تغذیه‌گرایی تالاب انزلی انجام گرفت مطابقت دارد. نتایج ایشان نشان داد وضعیت تروپی تالاب بر اساس پارامترهای TP و TN بیشتر تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و دامی قرار دارد و امکان وضعیت فوق مغذی در سالهای آینده وجود دارد. همچنین کیفیت آب بر اساس شاخص WQI در وضعیت متوسط بوده و در ابتدای فصول زمستان و تابستان در بهترین کیفیت (محدوده خوب تا متوسط) و در ابتدای فصول بهار و پاییز در بدترین کیفیت خود قرار می‌گیرد. میزان DO ، NO_3^- ، PO_4^{3-} و کلی‌فرم در قسمت رودخانه‌های ورودی به تالاب و میزان TDS، BOD، COD، TP در قسمت خروجی بیش از مکان‌های دیگر است.

پی‌نوشت‌ها

- 1- Composite Water Quality Identification Index
- 2- Water Pollution Index
- 3- Biological Monitoring Working Party
- 4- Trophic Status Index
- 5- Deterministic methods
- 6- Geostatistical methods

شکل ۶ رگرسیون مدل تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور با مجاورت از کاربری اراضی را نشان می‌دهد. بر اساس این شکل نیمه جنوبی تالاب به دلیل وجود فعالیت‌های انسانی (کاربری‌های کشاورزی و مسکونی) دارای بیشترین میزان آلودگی و نیمه شمالی تالاب به دلیل کمی منابع ورودی به تالاب و وجود اراضی بایر دارای کمترین میزان آلودگی می‌باشد. به صورتی که با افزایش فاصله ۵۵۰ متری سطح تالاب از منابع ورودی آلاینده یک واحد از میزان شاخص تغذیه‌گرایی بر اساس رگرسیون ارائه شده و با توجه به ضریب تعیین ۷۱/۱٪ و سطح معنی‌داری ۰/۰۰۰۶ کاهش می‌یابد.



شکل ۶- رگرسیون مدل تغذیه‌گرایی سطح تالاب چغاخور با پساب‌های کاربری اراضی، سالهای ۸۳-۸۵

۵- نتیجه‌گیری

میزان شاخص‌های TSI، BMWP، OM به طور متوسط با مقادیر ۶۱، ۳۱، ۴۰٪ در وضعیت کیفی مغذی و بد می‌باشد که این میزان در نیمه جنوبی به دلیل فعالیت‌های کاربری اراضی بیشتر است. همچنین پارامترهای TSI، PO_4^{3-} و $DO_{sat\%}$ از همبستگی زمانی و نیز پارامترهای BMWP، OM، TDS و عمق تالاب از همبستگی مکانی و معنی‌داری برخوردار هستند.

وجود منابع و پساب‌های ورودی ناشی از کاربری‌های کشاورزی و مسکونی همراه با سیلاب‌ها و بارندگی‌های فصلی در نیمه جنوبی نسبت به نیمه شمالی (کاربری بایر و مرتعی) باعث افزایش بار آلودگی ۲ تا ۴ برابری TP و به میزان کمتر TN و افزایش ۱۶ درصدی وضعیت تغذیه‌گرایی در نیمه جنوبی تالاب شده است.

میزان متوسط آلودگی تغذیه‌گرایی تالاب در فصل بهار در وضعیت مغذی ۶۷ در فصل تابستان در وضعیت مغذی ۵۹ و در فصل پاییز در وضعیت مغذی ۷۰ قرار می‌گیرد که به دلیل افزایش بارندگی‌ها،

- Fathi P, Ebrahimi I, Mirghafari N, Esmaeili AR (2013) The assessment of water quality in Choghakhor wetland using BMWP and ASPT indices. *Fisheries (Iranian Journal of Natural Resources)* 66(1): 81-93 (In Persian).
- Guntharee S (2003) Benthic macroinvertebrates as a biological index of water quality in the Lower Thachin river. *Silpakorn University International Journal* 3(1-2):168-183.
- Javizadeh S, Teyebipour M, Khalaj A, Hejr A (2011) Application of geographic information system (GIS) in sustainable development of environment (with emphasis on wetlands). *International Conference of Wetlands and Impress in Water Resources Integrated Management* 13 (In Persian).
- Kratzer CR, Brezonik PL (1981) A carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Resource Research* 17(4):713-715.
- Liang Y, Xiao H, Liu X, Xiong J, Li W (2015) Spatial and temporal water quality characteristics of Poyang lake migratory bird sanctuary in China. *Chinese Journal of Geochemistry* 34(1):38-46.
- Madej M (2002) The contribution of suspended organic sediment to turbidity and sediment flux, turbidity and other sediment surrogates. *Workshop, Reno, NV*, 21.
- Mandaville SM (2002) Benthic macroinvertebrates in freshwater- taxa tolerance values, metrics, and protocols. *division of water New York State. Department of Environmental Conservation. Project H-1*, 128p.
- Mirzajani AR, Khodaparast H, Babaei H, Aabedini A, Dadi ghandi A (2010) Eutrophication trend of Anzali wetland based on 1992-2002 data. *Environmental Studies* 35(4):65-74 (In Persian).
- Mousavi Nadushan R, Fatemi MR, Esmaeili sari A, Vosoughi GH (2008) Determination of trophic status and potential of fish production in lake Choghakhor. *Fisheries* 2(2):71-75 (In Persian).
- Mousavi nadushan R, Fatemi SMR (2008) Trophic status and primary production in lake Choghakhor, Chaharmahal-Bakhtiyari province, Islamic Republic of Iran. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 11(4):577-582.
- Nezami Baluchi SA, Khara H, Jamalzad Fallah F, Akbarzadeh A (2007) Survey factors of water physical and chemical in Anzali wetland , it's inlet and outlet rivers. *Pajouhesh-va-Sazandegi* 19(3): 76-83 (In Persian).
- Pescador ML, Rasmussen AK, Harris SC (2004) Identification manual for the caddisfly (Trichoptera
- 7- Cross-validation
8- Mean Bias Error
9- Mean Absolute Error
10- Root Mean Squares Error
11- Thin plate spline
12- Local polynomials
13- Ordinary kriging
14- Global polynomial
15- Simple kriging
16- Universal kriging
17- Buffer zone
18- Determination coefficient

۶- مراجع

- Abbasnejad A (2005) *Pedology for geologists*. Shahid Bahonar University of Kerman Press, First Edition, 535p. (In Persian)
- Akbarzadeh A, Laghai H, Monavari M, Ali Nezami S, Shokrzadeh M, Saeedi saravi S (2008) Survey and determination of Anzali wetland trophic state through geographic information systems (GIS). *Toxicological & Environmental Chemistry* 90(6):1055-1062.
- Armitage PD, Moss D, Wright JF, Furse M (1983) The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17:333-347.
- Ban X, Wu Q, Pan B, Du Y, Feng Q (2014) Application of composite water quality identification index on the water quality evaluation in spatial and temporal variations: a case study in Honghu lake, China. *Environ Monit Assess* 186(7):4237-4247.
- Blackmer AM, White SE (1998) Using precision farming technologies to improve management of soil and fertilizer nitrogen. *Austrian Journal of Agriculture Research* 49(3):555-564.
- Carlson RE (1977) A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr* 22(2):361-369.
- DOE of Chahar-Mahal Bakhtiari (2006) *Environment aspect in Chahar-Mahal Bakhtiari province*. 120p (In Persian).
- Ebrahimi E, Fathi cheghasiyahi P, Esmaeili ofogh A, Motaghi E (2013) Spatial and temporal changes in physicochemical properties of sediments in Choghakhor wetland. *Iranian Scientific Fisheries Journal* 22(1):1-12. (In Persian).
- Ebrahimi S, Moshari M (2006) Evaluation of the Choghakhor wetland status with the emphasis on environmental management problems. *Publs. Inst. Geophys. Pol. ACAD. SC; E-6(390):8*.

- Tiner RW (1999) Vegetation sampling and analysis for wetlands, wetland indicators: a guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping, Boca Raton: CRC Press LLC, 248p.
- Wally WJ, Hawkes HA (1997) A computer-based development of the biological monitoring working party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water Research* 31(2):201-210.
- Wang Q, Wu X, Zhao B, Qin J, Peng T (2015) Combined multivariate statistical techniques, water pollution index (WPI) and Daniel trend test methods to evaluate temporal and spatial variations and trends of water quality at Shanchong river in the northwest basin of lake Fuxian, China. *PLoS ONE*, 10(4): 17.
- Wetzel RG (2001) *Limnology, lake and river ecosystems*, Third Ed. Academic Press, San Diego, 1006p.
- Zhang T, Zeng WH, Wang SR, Ni ZK (2014) Temporal and spatial changes of water quality and management strategies of Dianchi lake in southwest China. *Hydrology and Earth System Sciences* 18(4):1493-1502.
- larvae of Florida. Department of Environmental Protection. Florida, 237p.
- Razdar B, Ghavidel A, Zovghi MJ (2009) Anzali lagoon classification using the Water Quality Index. National Conference of Sustainable Development Patterns in Water Management 457-465. (In Persian)
- Samadi J (2016) Spatial-temporal modeling of groundwater level variations of urban and rural areas in Kashan aquifer using GIS techniques. *Science and Environmental Technology* 18(2):15p (In Persian).
- Samadi J (2016) Survey of spatial-temporal impact of quantitative and qualitative of land use wastewaters on Choghakhor wetland pollution using IRWQI index and statistical methods. *Iran-Water Resources Research* 11(3):159-171. (In Persian)
- Siska PP, Hung IK (2001) Assessment of kriging accuracy in GIS environment. Proceedings of The 21st Annual ESRI International User Conference, San Diego, CA, 6.
- Su ZH, Lin C, Ma RH, Luo JH, Liang QO (2015) Effect of land use change on lake water quality in defferent buffer zones. *Applied Ecology and Environmental Research* 13(2):489-503.