

ارزیابی وضعیت تغذیه‌گرایی در یک اکوسیستم تالابی با استفاده از شاخص تغذیه‌ای، آنالیز چند متغیره و مدل داده محور (مطالعه موردی: تالاب انزلی)

چکیده

هدف از این پژوهش، مقایسه وضعیت تغذیه‌گرایی در بخش‌های عمده تالاب انزلی بر اساس تلفیقی از تکنیک‌های مختلف (شاخص تغذیه‌ای کارلسون، آنالیز مؤلفه اصلی و مدل درخت تصمیم‌گیری) است. نمونه‌برداری به صورت ماهانه در بخش‌های مختلف تالاب به مدت یک سال (۱۴۰۱-۱۴۰۰) و با سه تکرار در هر ایستگاه انجام شد. بر اساس نتایج حاصله از شاخص تغذیه‌ای (TSI) کارلسون، تمام بخش‌های تالاب در رده هایپرتروفیک طبقه‌بندی شده‌اند. شرق تالاب و مرکزی به‌ترتیب بالاترین (۸۹/۳۴) و کمترین شاخص (۷۲/۹۳) و میانگین TSI در کل تالاب (۸۱/۲۳) نشان داده که تمام بخش‌های مورد مطالعه در تالاب نیز در رده هایپرتروفیک طبقه‌بندی می‌شوند. کاهش نسبت نیتروژن کل (TN) به فسفر کل (TP) در شرق تالاب (۶/۳۴)، پل غازیان (۷/۱۲) و مرکز تالاب (۸/۳۰) حاکی از محدودیت TN و برعکس، بالا بودن این نسبت در غرب تالاب (۱۲/۴۹) نشان‌دهنده محدودیت TP بوده است. پایین بودن میانگین نسبت TN به TP در چهار قسمت مختلف تالاب (۸/۵۶) نشان داده که در کل تالاب محدودیت TN وجود دارد. بر اساس بایلات آنالیز مؤلفه اصلی، تأثیرگذارترین عوامل در مؤلفه اول در روند پدیده تغذیه‌گرایی در تالاب به‌ترتیب عبارتند از کلروفیل آ، دمای آب و فسفات کل بوده که بیشتر در فصول گرم سال مهم بودند. براساس پیش‌بینی مدل "درخت تصمیم‌گیری" افزایش مقدار ازت کل، فسفر کل، اکسیژن خواهی شیمیایی و کلروفیل آ و کاهش میزان شفافیت آب در افزایش تغذیه‌گرایی در تالاب نقش داشتند. بر اساس نتایج هر دو تکنیک (مدل درخت تصمیم‌گیری و آنالیز مؤلفه اصلی) شدت فراغنی شدن تالاب در فصول گرم سال (بهار و تابستان) بارزتر از سایر فصول (پاییز و زمستان) بوده است.

واژگان کلیدی: کلروفیل آ، تالاب، مواد مغذی، شاخص تغذیه‌ای، فیتوپلانکتون.

رحمت زرکامی^{۱*}
مریم نظری نژاد^۲
مهندس علی عابدینی^۳

۱. دانشگاه گیلان، دانشکده منابع طبیعی صومعه سرا، گروه محیط زیست.
۲. پژوهشکده آبی‌پروری آب‌های داخلی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندر انزلی، ایران.

* نویسنده مسئول مکاتبات
rzarkami2002@yahoo.co.uk

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۱/۲۰
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۵/۱۸

این مقاله برگرفته از پایان نامه کارشناسی ارشد است.

مقدمه

پدیده فراغنی شدن یکی از عوامل مهم تغییر کیفیت آب تالاب‌ها، دریاچه‌ها، رودخانه‌های ساحلی و مصب‌ها در بسیاری از کشورهای جهان است (Li *et al.*, 2019; Le Moal *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2021; Akinnawo, 2023; Sahu *et al.*, 2024). به‌طور کلی هم عوامل طبیعی و هم انسانی می‌توانند مشکل تغذیه‌گرایی را در اکوسیستم‌های آبی افزایش دهند (Troost *et al.*, 2014; Du *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2019; Akinnawo, 2023) اما در پدیده تغذیه‌گرایی طبیعی، فرآیند غنی شدن اکوسیستم به‌تدریج و کند صورت می‌گیرد. این پدیده در دریاچه‌ها و تالاب‌ها بیشتر با تولیدات اولیه رستنی‌هایی مثل فیتوپلانکتون‌ها، جلبک‌ها و یا گیاهان آبی دیگر در ارتباط است (Dodds and Cole, 2007; Sahu *et al.*, 2024). تغییراتی که در میزان غلظت مواد مغذی رخ می‌دهد ممکن است تغییرات قابل توجهی در زیست‌توده جلبکی (کلروفیل آ) ایجاد کند. این کار به‌نوبه خود می‌تواند باعث تغییر در شفافیت آب یا بالا رفتن میزان کدورت آب شود (López-Abbate *et al.*, 2019; Deyab *et al.*, 2021; Ryszard, 2024). به‌طور کلی پدیده فراغنی شدن ناشی از عدم تعادل عناصر مغذی است که به‌طور طبیعی در آب وجود دارند و باعث رشد گیاهان آبی می‌شوند. هرچه قدر غلظت این مواد مغذی در یک محیط آبی افزایش پیدا کند، سرعت تبدیل آن محیط از کم‌پرورد به محیط زیاده‌پرورد سریع‌تر انجام می‌گیرد.

نظر به اینکه تغذیه‌گرایی یک فرآیند پیچیده است لذا مطالعات گسترده‌ای نیاز است تا تأثیر عوامل مهم و تأثیرگذار روی اکوسیستم‌های آبی (مانند تالاب‌ها، مصب‌ها و دریاچه‌ها) مشخص شوند. به‌طوری‌که علاوه بر نقش فاکتورهای مهم کیفی آب در ایجاد پدیده تغذیه‌گرایی (نیتروژن کل، فسفر کل، کلروفیل آ، میزان اکسیژن خواهی شیمیایی و شفافیت آب)، وقوع این پدیده در اکوسیستم‌های آبی ممکن است به‌طور قابل توجهی تحت تأثیر پارامترهای ساختاری، عمق آب و حجم اکوسیستم‌های آبی هم باشد (Hamilton *et al.*, 2001; Taranu and Gregory-Eaves, 2008; Liu *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2019) دلیل عمده برای بر هم خوردن تعادل عناصر مغذی، افزایش فعالیت‌های صنعتی، شهری و کشاورزی است. این مواد مغذی عمدتاً شامل فسفات و نترات هستند.

استفاده از شاخص وضعیت تغذیه‌ای (مثل شاخص کارلسون) در اکوسیستم تالابی می‌تواند روش مناسبی برای کمی‌کردن ارتباط بین میزان مواد مغذی (فسفر کل و نیتروژن کل)، کلروفیل آ و شفافیت آب باشد. همچنین سنجش وضعیت تغذیه‌ای می‌تواند اطلاعات مفیدی در خصوص تأثیر فعالیت‌های انسانی، سلامت اکوسیستم‌ها و برنامه‌ریزی برای احیای اکوسیستم‌ها ارائه دهد (Dodds and Cole, 2007; Ryszard, 2024). یکی از متداول‌ترین این شاخص‌ها، طبقه‌بندی اکوسیستم‌های آبی بر اساس وضعیت تغذیه‌ای کارلسون (۱۹۷۷) است. این شاخص ابتدا برای دریاچه‌های مناطق معتدله بکار گرفته شد. به‌طور کلی در این طبقه‌بندی، شرایط تغذیه‌ای از محیط شدیداً کم غذا تا شدید پر غذا در نوسان است. به‌طوری‌که اگر محیط دارای $TSI \leq 47$ باشد شرایط از نظر تغذیه‌ای خیلی الیگوتروف، در محدوده $52 \leq TSI < 47$ شرایط محیطی الیگوتروف، بین $59 \leq TSI < 52$ شرایط مزوتروف، در محدوده $63 \leq TSI < 59$ محیط یوتروف، در محدوده $67 \leq TSI < 63$ شرایط محیط سوپریوتروف و اگر $TSI > 67$ باشد شرایط هایپریوتروف است (Carlson, 1977). مهم‌ترین پارامترهایی که در برآورد وضعیت تغذیه‌ای کارلسون استفاده شده عبارتند از شفافیت آب، کلروفیل آ، نیتروژن کل و فسفر کل (Bekteshi and Cupi, 2014). سپس یک شاخص اصلاح شده در خصوص وضعیت تغذیه‌ای توسط لامپارلی (Lamparelli, 2004) پیشنهاد شد و تقریباً همان پارامترهایی که در شاخص وضعیت تغذیه‌ای کارلسون استفاده شد برای تالاب‌ها و سایر اکوسیستم‌های آبی پیشنهاد شد. در پژوهش‌های دیگر (Xu *et al.*, 2001; Du *et al.*, 2019) برای محاسبه میزان وضعیت تغذیه‌ای در تالاب‌ها و دریاچه‌ها، از شاخص‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی متشکل از فسفر کل، نیتروژن کل و اکسیژن خواهی شیمیایی، شفافیت آب و کلروفیل آ استفاده شده است.

وقوع پدیده فراغنی شدن در یک اکوسیستم تالابی (مثل تالاب بین‌المللی انزلی در پژوهش فعلی) تا حد زیادی به مواد مغذی ورودی از حوضه آب‌خیز آن بستگی دارد. فسفات و نترات از جمله متداول‌ترین مواد مغذی هستند که باعث پدیده تغذیه‌گرایی در چنین اکوسیستم‌هایی می‌شوند. با این وجود، غلظت فسفات نقش بارزتری در غنی‌سازی تالاب‌ها دارد (Zarkami *et al.*, 2022). منبع اصلی آلاینده نیتروژن در تالاب‌ها، عمدتاً رواناب‌های کشاورزی است در حالی‌که بیشتر آلودگی فسفر به تالاب‌ها از پساب‌های شهری و صنایع از جمله شوینده‌های حاوی فسفر ناشی می‌شود (Beusen *et al.*, 2016). کاربری‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی مثل کشاورزی امروزه یکی از تهدیدهای مهم برای نابودی اکوسیستم‌های تالابی در سرتاسر جهان می‌باشد (Baigun *et al.*, 2022). این عمل باعث شده تا مواد مغذی اضافی به این اکوسیستم‌ها وارد شود و در نتیجه پدیده تغذیه‌گرایی به وقوع بپیوندد. در سال‌های اخیر، بیشتر تالاب‌های ایران با معضل تغذیه‌گرایی مواجه شده‌اند. از مهم‌ترین فعالیت‌های مخرب تهدیدکننده این اکوسیستم‌ها، فعالیت‌های بی‌رویه کشاورزی، استفاده بیش از حد مجاز از کودها و سموم شیمیایی و عدم نظارت بر تصفیه آب حاصل از فعالیت‌های صنعتی است.

تالاب بین‌المللی انزلی (واقع در جنوب غربی دریای خزر در استان گیلان و شهر بندر انزلی) یک نمونه بارز از این تالاب‌ها است که در سال‌های اخیر (Zarkami *et al.*, 2022) به دلیل افزایش حجم رسوبات و عناصر مغذی، عمق این تالاب شدیداً کاهش یافته و گونه‌های جانوری مثل پرندگان نیز منبع مهم تغذیه‌ای خود را از دست داده‌اند. بر اساس پژوهش‌های پیشین، فسفر در مقایسه با نیتروژن بیش‌ترین تأثیر را در پدیده تغذیه‌گرایی در این تالاب داشته است (Zarkami *et al.*, 2022). نظر به این که این تالاب تنوع زیستگاهی و زیستی بالایی دارد لذا این عمل باعث شده تا این اکوسیستم بتواند به‌طور طبیعی در برابر تغییرات محیطی ایستادگی کند. اما با این وجود، در سال‌های اخیر فعالیت‌های متنوع انسانی باعث شده تا قسمت‌های زیادی از این تالاب خشک شوند و یا در معرض شکنندگی قرار بگیرند (Zarkami *et al.*, 2022).

پژوهش‌های پراکنده‌ای که در سال‌های اخیر در مورد وضعیت تغذیه‌گرایی در این تالاب انجام شده، کلاً روند افزایشی در این پدیده و کاهش وسعت و عمق این تالاب را نشان می‌دهد (Zebardast and Jafari, 2011; Asadi, 2016). هدف این پژوهش، ارزیابی وضعیت تغذیه‌گرایی در بخش‌های اصلی و مهم تالاب بر اساس ترکیبی از شاخص تغذیه‌ای (مثل کارلسون با اصلاحیه لامپارلی) و تکنیک‌های چند متغیره (مثل آنالیز مؤلفه اصلی) و مدل‌های اکولوژیکی (مثل درخت تصمیم‌گیری) است. با کاربرد عملی شاخص کارلسون، می‌توان میزان شدت آلاینده‌های ناشی از مواد مغذی مهم در مناطق مورد مطالعه و در فصول مختلف سال در تالاب را شناسایی و مدیریت کرد. با کاربرد آنالیز مؤلفه اصلی، می‌توان تأثیرگذارترین متغیرها در پدیده تغذیه‌گرایی در ایستگاه‌های مختلف در تالاب را از نظر مکانی و زمانی شناسایی نمود. با مدل "درخت تصمیم‌گیری" می‌توان مقدار کمی فاکتورهای مهمی که در پدیده تغذیه‌گرایی در تالاب نقش داشته را مشخص نمود به‌طوری که این کار می‌تواند در مسایل مدیریتی اکوسیستم‌های آبی کاربرد زیادی داشته باشد (Zarkami *et al.*, 2022).

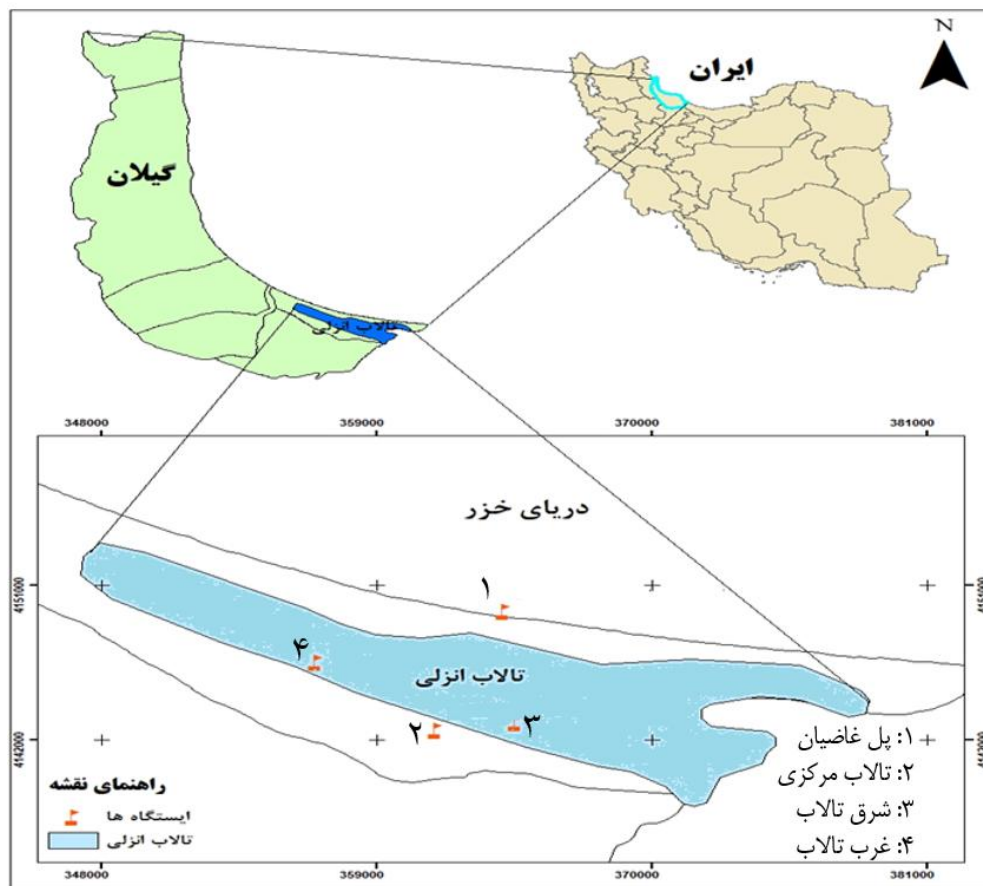
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

تالاب بین‌المللی انزلی با وسعت حدود ۱۹۵ هکتار و مختصات جغرافیایی ۳۷ درجه و ۲۲ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۳۲ دقیقه عرض شمالی و ۴۹ درجه و ۱۴ دقیقه تا ۴۹ درجه و ۳۶ دقیقه طول شرقی (Zarkami and Saharkhiz, 2020) یکی از تالاب‌های مهم ایران است که در جنوب غربی دریای کاسپین در استان گیلان و شهرستان بندر انزلی قرار دارد. به‌خاطر این که در مسیر رودخانه‌های منتهی به این تالاب، فعالیت‌های مخرب انسانی زیادی انجام می‌گیرد، لذا بار مواد مغذی زیادی (از جمله نیترات و فسفات) وارد این اکوسیستم می‌شود. از طرف دیگر فرسایش خاک نیز نقش مهمی در ورود این مواد مغذی به تالاب و افزایش تغذیه‌گرایی ایفا می‌کند. هم‌چنین در چند دهه اخیر با گسترش صنایع مختلف، فعالیت‌های متنوع کشاورزی، خشک شدن بخش‌هایی از تالاب، افزایش صنعت توریسم در منطقه و ورود گونه‌های مهاجم، باعث شده تا این اکوسیستم در معرض شکنندگی شدید قرار بگیرد (Zarkami *et al.*, 2022).

به‌طور کلی آلاینده‌هایی که وضعیت تالاب را بسیار آسیب پذیر کرده از منابع متمرکز و غیر متمرکز سرچشمه می‌گیرند. منابع متمرکز شامل هرزآب منازل مسکونی و کارخانجات صنعتی به دلیل عدم نظارت بر تصفیه هرزآب بوده و از مهم‌ترین منابع غیرمتمرکز آلودگی‌های ناشی از جنگل‌ها و مزارع هستند (JICA, 2019). تغییر کاربری‌های تالاب و نوسانات سطح آب دریای خزر فرصت خوبی برای افزایش گونه‌های گیاهی مهاجم (از جمله آزولا و سنبل آبی) فراهم آورده است (JICA, 2019). با توجه به پژوهش‌های گذشته، تراکم پوشش گونه‌های گیاهی مهاجم مثل سنبل آبی و آزولا در تالاب در حال افزایش است (Abedini *et al.*, 2018).

در پژوهش فعلی، نمونه‌برداری از چهار ایستگاه مختلف در تالاب انجام گرفته که از چهار بخش مهم و اصلی تالاب شامل پل غاضیان، تالاب مرکزی، شرق و غرب تالاب بوده به‌طوری که این چهار بخش تمام قسمت‌های تالاب را تحت پوشش قرار داده است (شکل ۱). تالاب غرب بزرگترین بخش تالاب بوده و نسبت به سایر بخش‌های تالاب از کیفیت آب نسبتاً بهتری برخوردار می‌باشد. تالاب مرکزی یکی دیگر از بخش‌های مهم تالاب بوده که از غنای گونه‌ای بالایی برخوردار است به‌طوری که گونه‌های مهمی از تالاب را پشتیبانی می‌کند. ایستگاه دیگر بخش شرقی تالاب است که نسبت به سایر بخش‌های تالاب کم عمق تر و به علت مجاورت با منازل مسکونی و کارخانجات مختلف و هم‌چنین ورود رودخانه‌های آلوده به آن، از کیفیت آب پایینی برخوردار است و آب در بعضی از مناطق آن به رنگ قهوه‌ای تیره مشاهده می‌شود (Zarkami *et al.*, 2022).



شکل ۱: موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری برای بررسی وضعیت تغذیه‌گرایی در تالاب.

روش نمونه‌برداری از متغیرها

در هر ایستگاه شش متغیر مهم در خصوص تغذیه‌گرایی اندازه‌گیری شدند که شامل کلروفیل آ، شفافیت آب، نیتروژن کل، فسفر کل، اکسیژن خواهی شیمیایی و دمای آب بودند. مختصات جغرافیایی برای اندازه‌گیری این متغیرها در هر یک از ایستگاه‌های مورد مطالعه با استفاده از دستگاه جی پی اس تعیین گردید. نمونه‌برداری به صورت ماهانه در طول مدت یک سال (۱۴۰۱-۱۴۰۲) انجام گرفت. در هر ایستگاه سه نمونه و نمونه آب بوسیله روتنر از ستون آب برداشت شد. عملیات میدانی برای درجه حرارت آب (ترمومتر جیوه‌ای) و عمق شفافیت آب (سشی دیسک) بکار گرفته شد. برای تعیین کلروفیل آ، حجم مشخصی از آب به وسیله کاغذ صافی ۰/۴۵ میکرون صاف شده و سپس روی کاغذ اتانول استخراج شده و جذب آن در طول موج های ۶۶۵-۷۵۰ نانومتر در محیط اسیدی و غیر اسیدی خوانده شد. برای اندازه‌گیری بقیه پارامترها، نمونه‌ها در مدت زمان کوتاهی به آزمایشگاه منتقل شده و با روش استاندارد (APHA, 2012) مورد آنالیز قرار گرفتند.

محاسبه وضعیت شاخص تغذیه‌ای (TSD)

برای مشخص نمودن وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب از شاخص تغذیه‌ای کارلسون (اصلاح شده لامپارلی) (Lamparelli, 2004) استفاده شده است. در ابتدا نسبت نیتروژن کل به فسفر کل (TN/TP) محاسبه شد و سپس با توجه به عدد به دست آمده از فرمول‌ها مناسب در زیر (معادلات ۱ تا ۳) استفاده شده است (AVG: میانگین شاخص تروفي، CHL: کلروفیل، SD: شفافیت و TN: نیتروژن کل، TP: فسفر کل):

در صورتی که نسبت نیتروژن کل به فسفر کل کمتر از ۱۰ باشد، در این صورت محدودیت نیتروژن کل وجود دارد. فرمول‌های مربوطه در این خصوص عبارتند از:

رابطه ۱: $TSI (AVG) = 1/3 [TSI (CHL) + TSI (SD) + TSI (TN)]$

$TSI (CHL) = 16.8 + 14.4 * \ln (CHL), (mg\ m^{-3})$

$TSI (SD) = 60.0 - 30.0 * \ln (SD), (m)$

$TSI (TN) = 59.6 + 21.5 * \ln (TN), (mg\ L^{-1})$

اگر نسبت نیتروژن کل به فسفر کل بزرگتر از ۳۰ باشد، در این صورت محدودیت فسفر کل وجود دارد. در این شرایط فرمول‌های زیر کاربرد دارند:

رابطه ۲: $TSI (AVG) = 1/3 [TSI (CHL) + TSI (SD) + TSI (TP)]$

$TSI (CHL) = 16.8 + 14.4 * \ln (CHL), (mg\ m^{-3})$

$TSI (SD) = 60.0 - 30.0 * \ln (SD), (m)$

$TSI (TP) = -23.8 + 23.6 * \ln (TP), (ug\ L^{-1})$

اگر نسبت نیتروژن کل به فسفر کل، بزرگتر یا مساوی ۱۰ و یا کوچکتر یا مساوی ۳۰ باشد، از فرمول‌های زیر استفاده می‌شود:

رابطه ۳: $TSI (AVG) = 1/3 [TSI (CHL) + TSI (SD) + 0.5 (TSI (TP) + TSI (TN))]$

$TSI (CHL) = 16.8 + 14.4 * \ln (CHL), (mg\ m^{-3})$

$TSI (TN) = 56 + 19.8 * \ln (TN), (mg\ L^{-1})$

$TSI (TP) = -18.4 + 18.6 * \ln (TP), (ug\ L^{-1})$

$TSI (SD) = 60.0 - 30.0 * \ln (SD), (m)$

روش آنالیز داده‌ها

ابتدا با استفاده از آمار توصیفی پراکنش داده‌ها (حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف معیار) برای هر متغیر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده محاسبه شد. سپس برای بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف استفاده گردید. پس از مشخص شدن داده‌های غیرنرمال برای هر متغیر، داده‌های غیرنرمال (بر پایه لگاریتم) به داده‌های نرمال تبدیل شده (نرم افزار SPSS) تا از داده‌های نرمال شده در آزمون‌هایی مختلف (مثل آنالیز واریانس یک طرفه و آنالیز مؤلفه اصلی) استفاده شوند. برای نشان دادن ارتباط بین متغیرهای محیطی اندازه‌گیری شده از ضریب همبستگی استفاده شده است. از آزمون آنالیز واریانس یک طرفه برای بررسی معنی‌دار بودن متغیرهای تأثیرگذار در پدیده تغذیه‌گرایی با توجه به ایستگاه‌ها و فصل‌های مختلف نمونه‌برداری استفاده شد (نرم افزار SPSS). از آنالیز مؤلفه اصلی (نرم افزار PAST) برای شناسایی متغیرهای مهم و تأثیرگذار در هر مؤلفه و نقش این متغیرها در پدیده تغذیه‌گرایی در فصول و ایستگاه‌های مختلف در تالاب استفاده شده است. در این آنالیز، کل فاکتور اندازه‌گیری شده در جدول ۱ (۶ فاکتور بیانگر ۶ مؤلفه اصلی) به نرم‌افزار مربوطه معرفی شدند. مدل درخت تصمیم‌گیری (نرم‌افزار WEKA) (Witten *et al.*, 2011) برای پیش‌بینی مقادیر کمی متغیرهای کلیدی و تأثیر آن‌ها در پدیده تغذیه‌گرایی با توجه به الگوهای زمانی و مکانی در تالاب مشخص شده است. خروجی مدل، میزان غلظت کلروفیل آ بوده که در سه کلاس رتبه‌ای یوتروفی (یوتروف، سوپریوتروف و هایپریوتروف) طبقه بندی شده و ورودی مدل تمام ۶ متغیر اندازه‌گیری شده (بر اساس جدول ۲) بوده است.

نتایج

آمار توصیفی و نرمال‌سازی داده‌ها

نتایج حاصل از آمار توصیفی برای کل فاکتورهای اندازه‌گیری شده در پدیده تغذیه‌گرایی (با نمایش حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف معیار) در ایستگاه‌های مورد مطالعه در تالاب در جدول ۲ نمایش داده شده است. همان‌طور که در این جدول مشخص شده، از بین متغیرهای ذکر شده، بیش‌ترین و کم‌ترین میزان غلظت کلروفیل آ به‌ترتیب در شرق تالاب (۲۶۱/۵۰ میکروگرم در لیتر) و غرب تالاب (۱۱۰/۵۵ میکروگرم در لیتر) و همچنین حداکثر و حداقل غلظت نیتروژن کل به‌ترتیب در همین ایستگاه‌ها (۳/۲۰ و ۲/۶۰ میلی گرم در لیتر) ثبت شده است. در طول مدت پژوهش، غلظت فسفر کل (ماده مغذی مهم دیگر) نیز در ایستگاه شرق تالاب بیش‌تر از سایر ایستگاه‌ها بوده (۰/۵۸ میلی گرم در لیتر) در حالی که در ایستگاه غرب تالاب کم‌ترین مقدار این ماده مغذی مشاهده شده است (۰/۱۵ میلی گرم در لیتر). ایستگاه

غرب تالاب با بیشترین شفافیت کل (۱۸۵ سانتی متر) و کم‌ترین مقدار این متغیر در شرق تالاب ثبت شده است (۲۰ سانتی متر). لذا با پیش‌پردازش داده‌ها در مورد این چهار فاکتور کلیدی و تأثیرگذار در پدیده تغذیه‌گرایی مشخص گردید که بار آلودگی غذایی در شرق تالاب نسبت به ایستگاه‌های دیگر قاعدتا بیش‌تر و در غرب تالاب کم‌تر بوده است.

جدول ۱: محدوده پراکنش داده‌ها با نمایش حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف معیار برای متغیرهای اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های مورد مطالعه (تعداد داده‌ها با ۳ تکرار در مدت ۱۲ ماه در چهار بخش اصلی تالاب معادل ۱۴۴ نمونه).

متغیرها	آمار توصیفی	پل غاضیان	مرکزی	شرق	غرب
کلروفیل آ (میکروگرم بر لیتر)	حداکثر	۲۳۵/۲۵	۱۵۰	۲۶۱/۵۰	۱۱۰/۵۵
	حداقل	۱/۵۰	۱/۲۰	۰/۵۵	۳/۳۰
	میانگین	۵۹/۵۰	۵۲/۷۳	۵۲/۴۰	۲۸/۰۵
	انحراف معیار	۷۹/۶۵	۵۴/۹۹	۷۸/۳۰	۳۲/۵۶
	حداکثر	۲/۰۳	۱/۷۹	۳/۲۰	۲/۶۰
نیترات (میلی گرم بر لیتر)	حداقل	۰/۴۵	۰/۴۶	۰/۵۶	۰/۳۵
	میانگین	۱/۱۵	۱/۰۴	۱/۳۵	۱/۰۶
	انحراف معیار	۰/۴۷	۰/۴۰	۰/۷۸	۰/۷۳
	حداکثر	۰/۳۶	۰/۲۲	۰/۵۸	۰/۱۵
	حداقل	۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۰۶	۰/۰۲
فسفات (میلی گرم بر لیتر)	میانگین	۰/۱۸	۰/۱۲	۰/۲۵	۰/۰۸
	انحراف معیار	۰/۱۲	۰/۰۶	۰/۲۰	۰/۰۷
	حداکثر	۱۴۵	۵۵	۹۵	۱۸۵
	حداقل	۴۵	۳۰	۲۰	۴۵
	میانگین	۷۷/۲۷	۳۹/۳۵	۶۲	۱۰۴/۷۸
شفافیت (سانتی متر)	انحراف معیار	۳۱/۳۲	۱۱/۰۹	۲۸/۷۲	۵۷/۱۸
	حداکثر	۲۹	۱۰	۲۹	۲۸
	حداقل	۱۰	۷	۱۱	۱۱
	میانگین	۱۸/۸۹	۹/۱۱	۲۰/۱۲	۱۹/۲۸
	انحراف معیار	۸/۰۲	۰/۶۵	۸/۷۵	۷/۷۳
دمای آب (سانتی‌گراد)	حداکثر	۳۳/۰۰	۱۳/۰۰	۲۵/۰۰	۴۳/۰۰
	حداقل	۶/۰۰	۳/۰۰	۵/۰۰	۱۸/۰۰
	میانگین	۱۷/۰۹	۸/۸۵	۱۶/۴۵	۳۲/۴۳
	انحراف معیار	۶/۲۵	۴/۲۲	۸/۶۴	۹/۸۹
	میانگین	۱۷/۰۹	۸/۸۵	۱۶/۴۵	۳۲/۴۳
اکسیژن خواهی شیمیایی (میلی گرم بر لیتر)	حداکثر	۳۳/۰۰	۱۳/۰۰	۲۵/۰۰	۴۳/۰۰
	حداقل	۶/۰۰	۳/۰۰	۵/۰۰	۱۸/۰۰
	میانگین	۱۷/۰۹	۸/۸۵	۱۶/۴۵	۳۲/۴۳
	انحراف معیار	۶/۲۵	۴/۲۲	۸/۶۴	۹/۸۹
	میانگین	۱۷/۰۹	۸/۸۵	۱۶/۴۵	۳۲/۴۳

نتایج آزمون کلموگروف-اسمیرنوف نشان داد که از میان متغیرهای مورد بررسی فقط اکسیژن محلول و اسیدیته از پراکنش نرمال ($p > 0.05$) پیروی کردند در حالی که سایر متغیرها از پراکنش غیرنرمال برخوردار بودند. با توجه به این امر، داده‌های تمام متغیرها در جدول ۲ به غیر از اکسیژن محلول و اسیدیته که خود از قبل نرمال بودند به نرمال تبدیل شدند.

همبستگی بین متغیرهای محیطی در تالاب

نتایج مربوط به ضریب همبستگی نشان داد که کلروفیل آ با فاکتورهای مثل فسفر کل ($r = 0.58, p < 0.01$)، نیتروژن کل ($r = 0.50, p < 0.05$) و دمای آب ($r = 0.74, p < 0.01$) همبستگی مثبت و بالا در حالی که با شفافیت آب همبستگی منفی و معنی‌داری داشتند. با توجه به نتایج ضریب همبستگی حداکثر غلظت کلروفیل آ در مناطقی از تالاب (مثل شرق تالاب) دیده شده که شفافیت آب در این مناطق نسبتاً کمتر از مناطق دیگر بوده است.

ارتباط بین متغیرهای محیطی با الگوهای زمانی و مکانی در تالاب

بر اساس آزمون آنالیز واریانس یک طرفه، فسفر کل ارتباط معنی‌داری هم با ایستگاه‌ها و هم فصول مختلف سال (برای همه متغیرها $p < 0.05$) شفافیت آب و اکسیژن خواهی شیمیایی فقط با ایستگاه‌های نمونه‌برداری (برای همه $p < 0.05$) و ازت کل، دمای آب و کلروفیل آ ارتباط معنی‌داری فقط با تغییر فصول سال داشتند (برای همه $p < 0.05$).

شاخص تروفی کارلسون

همان‌طور که قبلاً اشاره شده فاکتورهای تأثیرگذار در وقوع تغذیه‌گرایی "کلروفیل آ، فسفر کل، نیتروژن کل و عمق شفافیت" با استفاده از شاخص تغذیه‌ای کارلسون (با اصلاحیه لامپارلی) و قرار دادن میانگین آن‌ها در معادله مربوطه با توجه به نسبت نیتروژن کل به فسفر کل استفاده شده است. ابتدا نسبت نیتروژن کل به فسفر کل (با در نظر گرفتن میانگین کل) محاسبه شده که نسبت نیتروژن کل به فسفر کل ۷ به‌دست آمد. چون عدد مزبور کمتر از ۱۰ است پس در این حالت شرایط محدودیت نیتروژن حاکم بوده و به‌همین دلیل برای بخش‌های چهارگانه تالاب از فرمول زیر استفاده شده است:

$$TSI (AVG) = 1/3 [TSI (CHL) + TSI (SD) + TSI (TN)]$$

$$TSI (CHL) = 16.8 + 14.4 * \ln (CHL), (mg\ m^{-3})$$

$$TSI (SD) = 60.0 - 30.0 * \ln (SD), (m)$$

$$TSI (TN) = 59.6 + 21.5 * \ln (TN), (mg\ L^{-1})$$

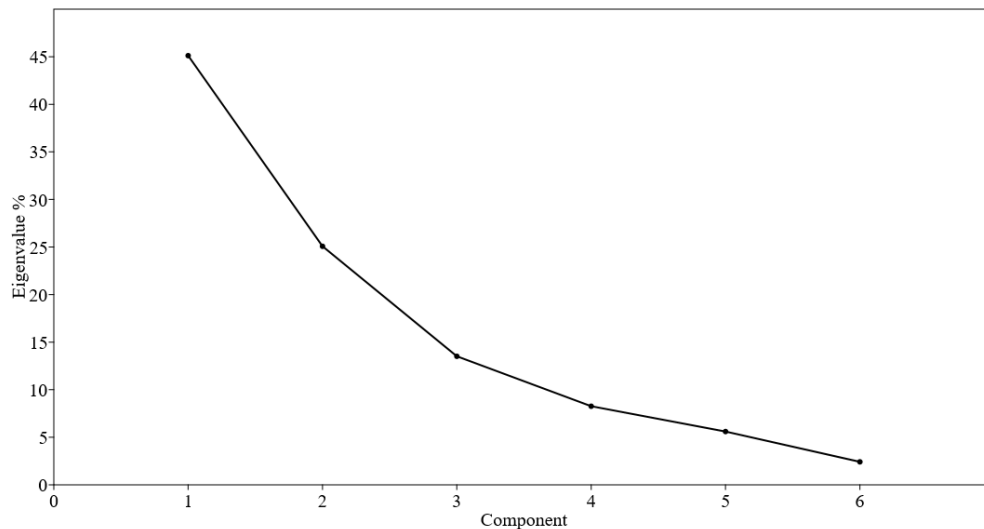
با قرار دادن میانگین‌ها در این ۳ فرمول و سپس قرار دادن آن‌ها در فرمول کل، مشخص شد که در کل تالاب شرایط هایپرتروفی وجود دارد. با بررسی میزان شاخص تروفی از طریق محاسبه نسبت نیتروژن کل به فسفر کل مشخص شد که در شرق تالاب، پل غاضیان و تالاب مرکزی محدودیت نیتروژن کل وجود داشته در حالی که در ایستگاه غرب تالاب محدودیت فسفر کل (۱۲/۴۹) مشاهده شده است (جدول ۲). با محاسبه میانگین نسبت نیتروژن کل به فسفر کل در چهار بخش مختلف تالاب (۸/۵۶) می‌توان نتیجه گرفت که در تمام بخش‌های مذکور محدودیت نیتروژن کل وجود دارد. با در نظر گرفتن میانگین TSI در ایستگاه‌های مختلف تالاب (۸۱/۲۳) مشخص شده که کل بخش‌های چهارگانه تالاب در شرایط هایپرتروفی قرار دارد. به‌طوری که TSI بدست آمده در بخش‌های مورد مطالعه در محدوده بین ۶۰-۱۰۰ قرار دارد که نشان‌دهنده وضعیت هایپرتروفی در تالاب است.

جدول ۲: طبقه‌بندی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در تالاب بر اساس شاخص وضعیت تغذیه‌ای

ایستگاه‌ها	شاخص تروفی	نسبت ازت کل به فسفر کل	درجه تغذیه‌گرایی
پل غاضیان	۸۳/۵۳	۷/۱۲	هایپرتروف
تالاب مرکزی	۷۲/۹۳	۸/۳۰	هایپرتروف
شرق تالاب	۸۹/۳۴	۶/۳۴	هایپرتروف
غرب تالاب	۷۹/۱۲	۱۲/۴۹	هایپرتروف
چهار بخش تالاب	۸۱/۲۳	۸/۵۶	هایپرتروف

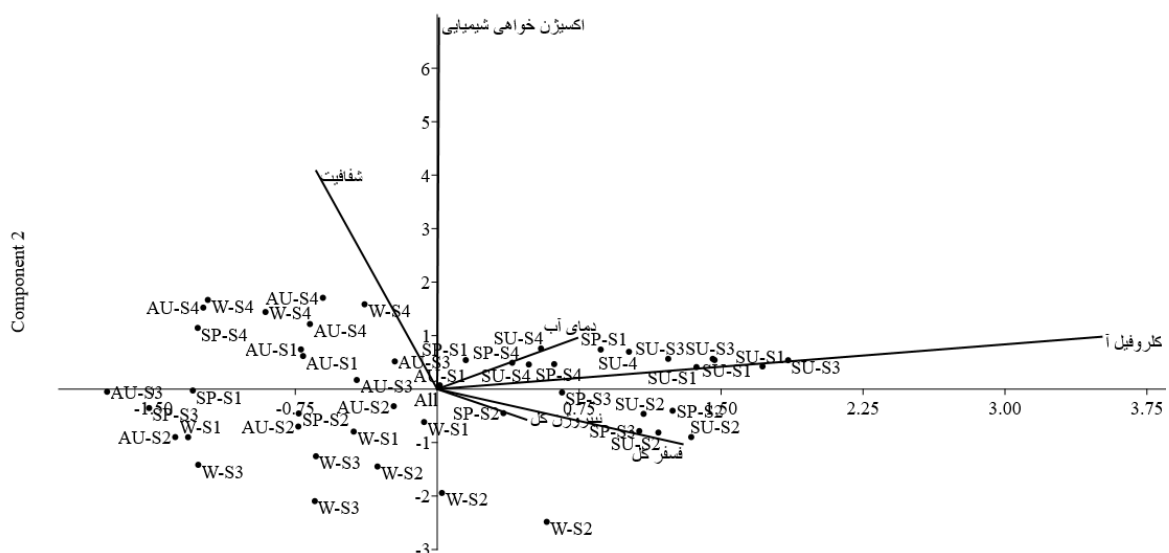
آنالیز مؤلفه اصلی (PCA)

طبق نتایج آنالیز مؤلفه اصلی، مولفه‌های یک، دو و سه به ترتیب ۴۵/۱۲، ۲۵/۱۰ و ۱۳/۵۱ از درصد تغییرات را به خود اختصاص داده‌اند به‌طوری که این ۳ مؤلفه در مجموع حدود ۸۳/۷۳ درصد از تغییرات را شامل شدند (شکل ۲). بقیه سه مؤلفه (از چهار تا شش) در کل ۱۶/۲۷ درصد از تغییرات تغذیه‌گرایی را شامل شدند.



شکل ۲: پلات سنگریزه‌ای برای نشان دادن درصد تأثیر مولفه‌های مهم و تأثیر گذار در وقوع تغذیه‌گرایی در تالاب

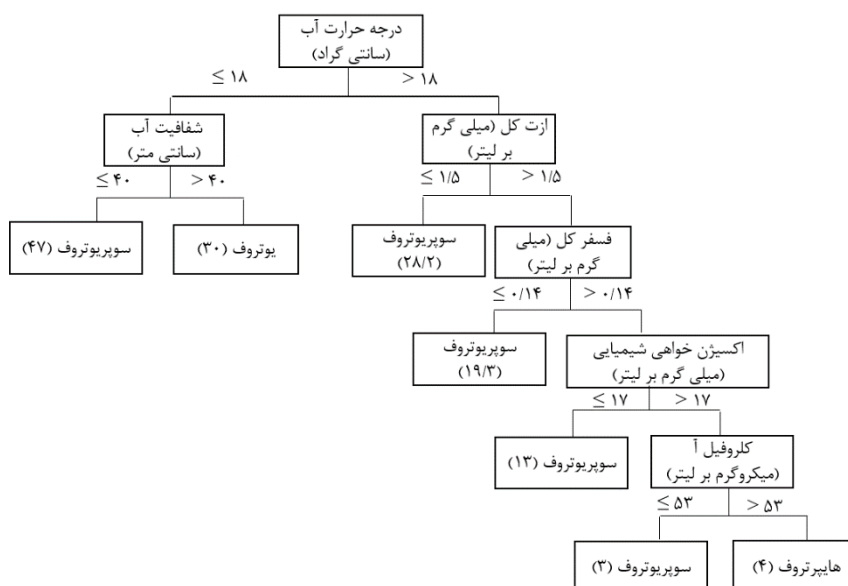
بر اساس بایپلات آنالیز مؤلفه اصلی (شکل ۳) در مؤلفه اول، تاثیرگذارترین عوامل (متغیرهای اول تا سوم) در روند پدیده تغذیه‌گرایی در تالاب به ترتیب کلروفیل آ، دمای آب و فسفات کل هستند. متغیرهای اول تا سوم در مؤلفه دوم به ترتیب اکسیژن خواهی شیمیایی، شفافیت آب و دمای آب بودند. همان‌طور که از بایپلات مشخص شده شفافیت آب (در سمت چپ بایپلات) بیشتر در فصول پاییز و زمستان مشاهده می‌شود در حالی که دمای آب، فسفات کل، نیتрат کل، کلروفیل آ و اکسیژن خواهی شیمیایی (در سمت راست بایپلات) بیشتر در فصول بهار و تابستان دیده می‌شود. ایستگاه شماره ۳ یعنی شرق تالاب بیشترین میزان تروفی را در فصول گرم سال دارد.



شکل ۳: مولفه‌های ۱ و ۲ بایبلات برای نمایش بدیده تغذیه‌گرایی تالاب (S1: پل غازیان، S2: تالاب مرکزی، S3: شرق تالاب، S4: غرب تالاب، SP: بهار، AU: پاییز، WI: زمستان، SU: تابستان)

مدل درخت تصمیم‌گیری

از بین ۶ متغیر معرفی شده به مدل (متغیرهای ورودی) و یک متغیر رتبه‌ای "کلروفیل آ" (خروجی از مدل با سه کلاس هایپریتروف، سوپریتروف و یوتروف) مشخص شد که تمام متغیرها شامل دمای آب، ازت کل، فسفر کل، اکسیژن خواهی شیمیایی، کلروفیل آ و شفافیت آب برای تصمیم‌گیری در وضعیت تغذیه‌گرایی در تالاب مهم هستند (شکل ۴). پیش‌بینی حاصله از این مدل بر اساس فاکتور اطمینان هرس: ۰/۵۰، تعداد دفعات اعتبار سنجی متقابل مدل: ۳ برابری و ۵ بار تصادفی کردن داده‌ها، اندازه درخت: ۷ و تعداد برگ درخت: ۱۳ بوده است. خروجی مدل که بر اساس دو تا از معیارهای مهم اعتبارسنجی مدل یعنی درصد داده‌های صحیح طبقه‌بندی شده ($CCI\%$) و ضریب کاپای کوهنی (Cohen's Kappa) بکار گرفته شده نشان داد که پیش‌بینی مدل از قابلیت اعتبار نسبتاً بالایی برخوردار بوده است. به‌طوری که بیش از ۷۵ درصد از داده‌ها به‌طور صحیح طبقه‌بندی شدند و ضریب کاپای کوهنی هم بیش از ۰/۵۰ بوده است ($CCI=79$; Cohen Kappa= 0.56). بر اساس پیامدهای مدل، اگر دمای آب در تالاب افزایش یابد (بالتر از ۱۸ درجه سانتی‌گراد که در سمت راست درخت مدل تصمیم‌گیری نمایش داده شده) این عمل ممکن است منجر به افزایش میزان کلروفیل آ و در نتیجه افزایش شدت تغذیه‌گرایی در تالاب شود (هایپریتروف). به‌طوری که بر اساس نتایج مدل، در فصول گرم سال (با افزایش دمای آب بیشتر از ۱۸ درجه سانتی‌گراد) و با ازدیاد میزان غلظت ازت کل (بالتر از ۱/۵ میلی گرم در لیتر) و فسفر کل (بیش‌تر از ۰/۱۴ میلی گرم در لیتر)، میزان اکسیژن خواهی شیمیایی نیز زیاد شده و در نتیجه میزان کلروفیل آ هم ممکن است زیاد شود و در نتیجه تالاب به سمت هایپریتروپی پیش می‌رود. وقتی که غلظت ازت کل و فسفر کل بتدریج در آب کاهش پیدا می‌کند این عمل ممکن است تا حدودی تالاب را از حالت هایپریتروف به سمت سوپریتروف پیش ببرد. کاهش تدریجی کلروفیل آ ممکن است محیط تالاب را به سمت سوپریتروف و یوتروف سوق دهد. بر اساس قانون کلی مدل، وقتی دمای محیط آب بتدریج کم می‌شود (کم‌تر از ۱۸ درجه سانتی‌گراد در سمت چپ مدل)، شفافیت آب (بدلیل عمق زیاد تالاب و کاهش کدورت آب) ممکن است کمی بالا رود و میزان کلروفیل آ نیز ممکن است تا حدی کاهش یابد. بر اساس پیش‌بینی مدل، افزایش یا کاهش میزان شفافیت آب ممکن است تا حدی در افزایش یا کاهش میزان کلروفیل آ در تالاب نقش داشته باشد به‌طوری که اگر میزان شفافیت آب در تالاب کاهش پیدا کند میزان کلروفیل آ نیز ممکن است فزونی یابد و اگر میزان شفافیت آب نسبتاً زیاد شود، میزان کلروفیل آ در تالاب ممکن است کم‌تر شود.



شکل ۴: مدل "درخت تصمیم‌گیری" برای پیش‌بینی وضعیت تغذیه‌گرایی در بخش‌های مهم تالاب.

بحث و نتیجه‌گیری

نظر به این که پدیده تغذیه‌گرایی در تالاب‌ها (ورود بیش از حد مواد مغذی به این اکوسیستم‌ها) تحت تأثیر عوامل متنوع انسانی و طبیعی و همچنین فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی مختلفی قرار می‌گیرد (Liu *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2021)، لذا با مقایسه تلفیقی از روش‌های مختلف از جمله شاخص‌های متداول تغذیه‌ای، چند متغیره و مدل‌های داده محور (مثل درخت تصمیم‌گیری) می‌توان نتایج مطلوب‌تری در خصوص وضعیت تغذیه‌گرایی در یک اکوسیستم تالابی (مثل تالاب انزلی در پژوهش فعلی) بدست آورد. لذا در پژوهش کنونی درجه وضعیت تغذیه‌ای تالاب با شاخص تغذیه‌گرایی کارلسون مشخص شد و با کاربرد آنالیز مؤلفه اصلی فاکتورهای تأثیرگذار در پدیده تغذیه‌گرایی با توجه به الگوهای مکانی و زمانی در هر مؤلفه مشخص گردید و با استفاده از مدل "درخت تصمیم‌گیری" مقادیر کمی فاکتورهای مهم در پدیده تغذیه‌گرایی در تالاب پیش‌بینی شدند به‌طوری که نتایج بدست آمده از این پژوهش با استفاده از روش‌های مختلف تقریباً در راستای یافته‌های قبلی که در اکوسیستم‌های مشابه صورت گرفته بود همخوانی داشته است (Abedini *et al.*, 2018; Zarkami *et al.*, 2022).

بر اساس یافته‌های ضریب همبستگی می‌توان اذعان داشت که بخش‌هایی از تالاب که آب‌های شفاف‌تری نسبت به مناطق دیگر دارند (به عبارت دیگر دارای کدورت کم‌تری هستند مثل بخش غربی تالاب) و همچنین مناطقی که کم‌ترین آلاینده‌های غذایی را دارند ممکن است مکان‌های مناسبی برای تولیدات فیتوپلانکتونی نباشند به طوری که این موضوع در مطالعه دیگران قبلاً تأیید شده بوده بود (Liu *et al.*, 2015; Silvano and Barbosa, 2015). با انجام آزمون آنالیز واریانس یک طرفه مشخص شده که نقش آنیون فسفات در پدیده تغذیه‌گرایی در تمام بخش‌های تالاب و در تمام فصول سال بارزتر از بقیه فاکتورها است چنان‌که اهمیت فسفات به‌عنوان یک عامل محرکه برای رشد و تحریک فیتوپلانکتون‌ها در پژوهش‌های قبلی تأیید شده بود (Zarkami *et al.*, 2022). با انجام شاخص تروفي کارلسون مشخص شده که در کل تالاب انزلی شرایط هایپریتروفي حاکم است که که صحت این موضوع در راستای پژوهش‌های پیشین می‌باشد (Zarkami *et al.*, 2022). با این وجود از بین مناطق مورد بررسی، شرق تالاب با بیش‌ترین شاخص تروفي، بالاترین غلظت آلاینده‌های مغذی را داشته و در نتیجه شدت تغذیه‌گرایی در آن بیش‌تر از بقیه ایستگاه‌ها بوده است. در حالی که بخش مرکزی تالاب با کم‌ترین شاخص تروفي شدت تغذیه‌گرایی نسبتاً پایین‌تری با سه ایستگاه دیگر مورد مطالعه داشته است. نتایج بدست آمده در راستای مطالعات قبلی بوده به طوری که تالاب در شرایط هایپریتروفي طبقه‌بندی شده بود (Abedini *et al.*, 2018; Zarkami *et al.*, 2022). هر چند در مطالعات قبل‌تر (Mirzajani *et al.*, 2010) که در مورد روند تغذیه‌گرایی در تالاب انجام گرفته بود این اکوسیستم در شرایط مزوتروفي طبقه‌بندی شده بود. لذا با مقایسه یافته‌های پژوهش فعلی (به عنوان مثال نقش فسفر کل در تشدید تغذیه‌گرایی) با مطالعات پیشین (Mirzajani *et al.*, 2010) می‌توان نتیجه گرفت که وضعیت تغذیه‌گرایی در تالاب به حد بحرانی رسیده و انتظار می‌رود این پدیده مرتباً در حال فزونی باشد که علت این امر را می‌توان ازدیاد انواع مختلف پساب‌ها (کشاورزی و شهری) در حوضه آبریز تالاب و در نهایت ورود این پساب‌ها به تالاب دانست (Abedini *et al.*, 2018; Zarkami *et al.*, 2022).

تعیین نسبت نیتروژن کل به فسفر کل یکی از معیارهای مهم در محاسبه پدیده تغذیه‌گرایی در اکوسیستم‌های آبی است (Janse, 2005). لذا در تالاب‌های شدیداً یوتروف انتظار می‌رود این نسبت پایین و بر عکس در اکوسیستم‌های لیگوتروف این نسبت بالا باشد. در پژوهش فعلی مشخص گردید که هر چند همه ایستگاه‌های نمونه‌برداری از نظر تغذیه‌گرایی در طبقه هایپریتروف قرار داشتند اما شرق تالاب (۶/۳۴) و سپس پل غاضیان (به خاطر داشتن شرایط مصبی) کم‌ترین مقدار نسبت نیتروژن کل به فسفر کل (۷/۱۲) را نسبت به ایستگاه‌های دیگر داشته‌اند به‌طوری که در پژوهش‌های قبلی هم نشان داده شده که پدیده فراغنی شدن در مناطق مذکور بیش‌تر از مناطق دیگر تالاب بوده است (Zarkami *et al.*, 2022). علت تغذیه‌گرایی شدید در بخش شرقی تالاب به‌خاطر عوامل مختلف از جمله کم عمق بودن این منطقه، نزدیکی آن با منازل مسکونی و کارخانجات مختلف و همچنین وارد شدن رودخانه‌های آلوده به آن است که به همین خاطر آب این قسمت از تالاب از کیفیت مناسبی برخوردار نیست. علت شدت تغذیه‌گرایی در قسمت خروجی تالاب به دریای خزر (پل غاضیان) را می‌توان

به‌خاطر ورود انواع مختلفی از آلاینده‌ها مثل شهری، صنعتی و کشاورزی نسبت داد. این نسبت در مرکز تالاب در حد بینابینی (۸/۳۰) در حالی که غرب تالاب با توجه به عمق زیاد آب بیشترین نسبت نیتروژن کل به فسفر کل (۱۲/۴۹) را داشته است. کیفیت آب در بخش غربی تالاب نسبت به سایر بخش‌های تالاب نسبتاً بهتر است. در نتیجه با در نظر گرفتن میانگین نسبت ازت کل به فسفر کل مشخص شد که در کل تالاب محدودیت ازت کل وجود داشته که دال بر وضعیت تشدید تغذیه‌گرایی در تمام قسمت‌های این تالاب می‌باشد.

با کاربرد آنالیز مؤلفه اصلی می‌توان نتیجه گرفت که نیترات نسبت به فسفات ممکن است نقش کم‌تری در شکوفایی جلبکی در تالاب داشته باشد به‌طوری که در پژوهش‌های قبلی هم این موضوع تایید شده است (Bekteshi and Cupi, 2014). بر اساس پیامدهای این آنالیز، غلظت مواد مغذی و متعاقب آن میزان کلروفیل آ در شرق تالاب و پل غازیان نسبت به دو ایستگاه دیگر بیش‌تر بوده است که علت آن را می‌توان ورود انواع مختلف پساب‌ها (شهری، صنایع و همچنین کشاورزی) دانست (Babaei et al., 2007). بر اساس پژوهش‌های گذشته، علاوه بر ازدیاد بار غذایی در بخش شرقی تالاب (Zarkami et al., 2022)، مقادیر زیادی از فلزات سنگین نظیر مس، سرب و کادمیم هم در این بخش از تالاب گزارش شده است که مشکل این بخش از تالاب را تشدید کرده است (Babaei et al., 2007).

نتایجی که از مدل درخت تصمیم‌گیری می‌توان گرفت این است که زمانی که مقدار غلظت مواد مغذی (ازت کل و فسفر کل) در تالاب زیاد می‌شود غلظت کلروفیل آ نیز زیاد می‌گردد. همچنین بر اساس پیش‌بینی‌های مدل، اولین و تأثیرگذارترین فاکتور در پدیده تغذیه‌گرایی دمای آب بوده است به‌طوری که تمام فاکتورهای پیش‌بینی شده توسط مدل مثل ازت کل، فسفات کل، اکسیژن خواهی شیمیایی و کلروفیل آ (در سمت راست درخت) و شفافیت آب (در سمت چپ درخت) به دمای آب بستگی دارد. تأثیر دمای آب برای رشد و تحریک شکوفایی جلبکی و متعاقب آن در پدیده تغذیه‌گرایی در مطالعات دیگران به وضوح اثبات شده است (Le Moal et al., 2019). بر اساس یافته‌های مدل، آنیون فسفات ماده مغذی مهم‌تری نسبت به نیترات برای تحریک شکوفایی جلبکی در تالاب بوده که این موضوع در پژوهش‌های قبلی هم تایید شده است (Bekteshi and Cupi, 2014). به همین دلیل است که در اغلب مواقع غلظت نیترات برای برآورد شاخص‌های تغذیه‌گرایی در دریاچه‌ها و تالاب‌ها کاربرد کمتری دارد (Carlson, 1977; Bekteshi and Cupi, 2014). با این حال و با توجه به یافته‌های پیشین (Liu et al., 2010) و همچنین نتایج بدست آمده از پژوهش فعلی، در دسترس بودن مواد مغذی (به ویژه فسفات و نیترات) می‌تواند باعث تحریک فعالیت فتوسنتزی و افزایش تولید زی‌توده جلبک‌ها در تالاب شود که این امر به نوبه خود می‌تواند مشکل تغذیه‌گرایی را در این تالاب تشدید کند.

نتیجه‌ای که از این پژوهش می‌توان گرفت این است که مقدار زیاد کلروفیل آ به ویژه در فصل تابستان ممکن است منجر به افزایش میزان کدورت آب (یا کاهش شفافیت آب) شود به طوری که در برخی از ایستگاه‌ها مثل شرق تالاب ازدیاد این دو فاکتور یعنی کدورت آب و کلروفیل آ بارزتر از سایر بخش‌ها بوده است که صحت این نتایج توسط آنالیزهای استفاده شده در این پژوهش (مؤلفه اصلی و مدل درخت تصمیم‌گیری) تایید شده است. همچنین بر اساس نتایج دیگر این پژوهش (ضریب همبستگی)، ازدیاد غلظت متغیرهای کلروفیل آ، فسفر کل و نیتروژن کل رابطه تنگاتنگ و منفی با ازدیاد میزان شفافیت آب در تالاب داشته‌اند به طوری که در گزارش‌های قبلی (Silvino and Barbosa, 2015; Zarkami et al., 2022) نیز نشان داده شده که کاهش شفافیت آب (یا افزایش کدورت آب) ممکن است تا حدی به غنی‌سازی آب کمک کند. در پژوهش‌های مشابه دیگری که در تالاب بین‌المللی گمیشان (در جنوب شرقی دریای کاسپین) صورت گرفت علت عمده پدیده تغذیه‌گرایی در این تالاب به ازدیاد فسفر نسبت داده شده است که از منابع مختلف مثل کشاورزی و خانگی ناشی می‌گردد (Omran and Dorri, 2017).

به‌طور کلی، میزان شدت تغذیه‌گرایی در تالاب‌ها بسته به نوع فعالیت‌های انسانی در منطقه، شرایط آب و هوایی، عمق و اندازه تالاب‌ها و میزان آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی ورودی می‌تواند تغییر کند (Zarkami et al., 2022). هرچه قدر عمق و اندازه تالاب کم‌تر باشد (مثل بخش شرقی تالاب در پژوهش فعلی)، شدت پرغذایی و نزدیک شدن به مراحل آخر تغذیه‌گرایی در آن زودتر اتفاق می‌افتد به طوری که در سال‌های اخیر این امر با توجه به کم‌شدن عمق در شرق تالاب کاملاً مشهود است (Zarkami et al., 2022). با توجه به فعالیت‌های متنوع کشاورزی و صنایع در حوضه آبریز تالاب و رودخانه‌هایی که به این تالاب وارد می‌شوند، انواع مختلفی از آلاینده‌ها به

این تالاب وارد می‌شوند که بخش اعظمی از این آلاینده‌ها به نوبه خود می‌توانند در ایجاد فراغنی شدن در بخش‌های مختلف در تالاب دخیل باشند. یکی دیگر از منابع آلودگی تالاب، پساب‌های ناشی از زباله‌ها که در مواقع بارندگی این پساب‌ها، وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی شده و توسط رودخانه‌های مختلف به تالاب وارد می‌شود (Jafari *et al.*, 2022). این موضوع می‌تواند روند شدت تغذیه‌گرایی در تالاب را تشدید کند. با توجه به روند رو به افزایش فراغنی شدن در تالاب نیازمند است اقدامات جدی به خصوص برای کنترل منابع آلاینده انجام شود تا طرح‌های احیای تالاب از نظر تغذیه‌گرایی در آن موفقیت‌آمیز باشد.

سپاسگزاری

از اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان گیلان برای کمک در جمع‌آوری داده‌ها و فراهم کردن امکانات نمونه‌برداری در انجام این پژوهش تشکر و قدردانی می‌شود.

منابع

- Abedini, A., Mirzajani, A., & Fallahi, M., 2018.** Physicochemical conditions and trophic levels of the Anzali Wetland Author(s). Iranian Scientific Fisheries Journal. 6, 113 - 123. <http://hdl.handle.net/1834/12423>
- Akinnawo, S., 2023.** Eutrophication: Causes, Consequences, Physical, Chemical and Biological Techniques for Mitigation Strategies. Environmental Challenges, 12(101115):100733, <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>
- APHA., 2012.** Standard Methods for Examining of Water and Waste Water. Washington D.C.531 p.
- Asadi, H., 2016.** Estimation of Sediment, Organic Carbon, and Phosphorous Loads from Pasikhan River into Anzali Wetland, Iran. Environmental Protection, 6, 129-133. <http://dx.doi.org/10.5963/IJEP0601014>
- Babaei, H., Kodaparast, H., & Abedini, A., 2007.** Contamination of sediments with heavy metals Cd, Cu, Fe, Pb in the east of Anzali lagoon. Iranian scientific fisheries journal, 16(1), 9-16. doi: 10.22092/isfj.2007.114926
- Baigun, C., Minotti, P., & Lamizana, B. (eds.) 2022.** Wetlands and people at risk. Gland, Switzerland: IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2022.09.en>
- Bekteshi, A., & Cupi, A., 2014.** Use of trophic state index (Carlson, 1977) for assessment of trophic status of the Shkodra lake. Journal of Environmental Protection and Ecology, 15, 359–365. <http://dx.doi.org/10.3126/jes.v8i1.53651>
- Beusen, A. H., Bouwman, A. F., Van Beek, L. P., Mogollon, J. M., & Middelburg, J. J., 2016.** Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. Biogeosciences, 13, 2441–2451. <https://doi.org/10.5194/bg-13-2441-2016>
- Carlson, R. E., 1977.** A trophic state index for lakes. Limnology and oceanography, 22 (2), 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Deyab, M., El-Adl, M., Ward, F., & Omar, E., 2021.** Trophic status, phytoplankton diversity, and water quality at Kafr El- Shinawy drinking-water treatment plant, Damietta. Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua, 70(3), 342–360. <https://doi.org/10.2166/aqua.2021.122>
- Dodds, W. K., & Cole, J. J., 2007.** Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It's not just the autotrophs. Aquatic Sciences, 69(4), 427–439. <http://dx.doi.org/10.1007/s00027-007-0922-1>
- Du, H., Chen, Z., Mao, G., Chen, L., Crittenden, J., Li, R.Y. M., & Chai, L., 2019.** Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new non-equilibrium statistical approach. Ecological Indicators, 102, 686–692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.032>
- Jafari, M., Mirbolooki, H. & Ghanbari, F., 2022.** Comparison of the effects of pollution caused by Saravan wastes on Kacha River during drought and wet year. Journal of Environmental Research and Technology, 41-48. <https://journal.eri.acecr.ir/en/Article/33359>
- JICA., 2019.** Mid-term plan for conservation of the Anzali wetland for 2020–2030 (prepared under the Anzali wetland ecological management project-phase 2). 81pp. https://openjicareport.jica.go.jp/pdf/12325346_01.pdf

- Janse, J.H., 2005.** Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Wageningen Universiteit. 378 pp. <https://doi.org/10.18174/121663>
- Hamilton, P. B., Gajewski, K., Atkinson, D. E., & Lean, D. R. S., 2001.** Physical and chemical limnology of 204 lakes from the Canadian Arctic Archipelago. *Hydrobiologia*, 457(1-3), 133-148. <https://doi.org/10.1023/A:1012275316543>
- Lamparelli, M.C., 2004.** Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento, Universidade de São Paulo, p.234.
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., Lefebvre, A., Pinay, G., 2019.** Eutrophication: a new wine in an old bottle? *Science of the total environment*, 651, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Li, A., Stokal, M., Bai, Z., Kroeze, C., & Ma, L., 2019.** How to avoid coastal eutrophication - a back-casting study for the North China Plain. *Science of The Total Environment*, 692, 676-690. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.07.306](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.306)
- Liu, W., Zhang, Q., & Liu, G., 2010.** Lake eutrophication associated with geographic location, lake morphology and climate in China. *Hydrobiologia*, 644(1), 289-299. DOI: [10.1007/s10750-010-0151-9](https://doi.org/10.1007/s10750-010-0151-9)
- López-Abbate, M.C., Molinero, J.C., Barriá D. C.M.S., Silva, R., Negri, R., Guinder, V.A., Hozbor, M.C., Hoffmeyer, M.S., 2019.** Eutrophication disrupts summer trophic links in an estuarine microbial food web. *Food Webs*, 26, e00186. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2019.e00121>
- Mirzajani, A., Khodaparast, H., Babaei, H., Abedini, A., & Dadighandi, A., 2010.** Eutrophication trend of anzali wetland based on 1992-2002 data. *Journal of environmental studies*. 35(52), 19-21. <https://dor.isc.ac/dor/20.1001.1.10258620.1388.35.52.7.1>
- Omran, S., & Dorri, M. A., 2017.** The Pollution Effects of Nitrate and phosphate on Eutrophication Status in Gomishan international wetland. *Journal of Environmental Studies*, 43(1), 101-115. doi: 10.22059/jes.2017.62064.
- Ryszard, K., 2024.** Eutrophication and derivative concepts. Origins, compatibility and unresolved issues. *Ecology & Hydrobiology*, 24, 289-298. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.07.001>
- Sahu, A.K., Mir, S., Nayak, B., Baitharu, I., 2024.** Sustainable management of eutrophication and problems associated with the algal toxin in ponds and lakes of rural areas. *Water Resources Management for Rural Development*. 155-170. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.18913>
- Silvino, R. F., & Barbosa, F. A. R., 2015.** Eutrophication potential of lakes: An integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3), 607-615. DOI: [10.1590/1519-6984.18913](https://doi.org/10.1590/1519-6984.18913)
- Taranu, Z. E., & Gregory-Eaves, I. 2008.** Quantifying relationships among phosphorous, agriculture, and lake depth at an inter-regional scale. *Ecosystems*, 11(5), 715-725. DOI: [10.1007/s10021-008-9153-0](https://doi.org/10.1007/s10021-008-9153-0)
- Troost, T. A., de Kluijver, A., & Los, F. J. 2014.** Evaluation of eutrophication variables and thresholds in the Dutch North Sea in a historical context- A model analysis. *Journal of Marine Systems*, 134, 45-56. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.01.015>
- Witten, I.H., Frank, E., & Mark, A., 2011.** Data mining: practical machine learning tools and techniques, 3rd ed. Morgan Kaufmann, San Francisco.
- Xu, F. L., Tao, S., Dawson, R. W., & Li, B. G., 2001.** A GIS based method of lake eutrophication assessment. *Ecological Modelling*, 144, 231-244. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00374-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00374-X)
- Zarkami, R., Abedini, A., & Sadeghi Pasvisheh, R., 2022.** Analysis of the eutrophication in a wetland using a data-driven model. *Environmental monitoring and assessment*, 194(12): 882. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10581-z>
- Zarkami, R., & Saharkhiz, M., 2020.** Study of habitat suitability of water fern (*Azolla filiculoides*, Lam.) in some aquatic ecosystems of Guilan and Mazandaran provinces using generalized linear model. *Journal of Plant Research (Iranian Journal of Biology)*. 33(4), 923-937. https://jes.ut.ac.ir/article_22549_1c1c154976722066bce0c14df8be55cd
- Zebardast, L., & Jafari, H. 2011.** Use of Remote Sensing in Monitoring the Trend of Changes of Anzali Wetland in Iran and Proposing Environmental Management Solution, *Journal of Environmental Studies*. 37(57), pp. 1-8. https://jes.ut.ac.ir/article_22549_1c1c154976722066bce0c14df8be55cd

Zhang, Y., Li, M., Dong, J., Yang, H., Van Zwieten, L., Lu, H., & et al. 2021. A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. *Water*, 13(2), 225. <https://doi.org/10.3390/w13020225>

Evaluation of the trophic state in a wetland ecosystem using a combination of trophic index, multivariate technique and data-driven models (Case study: Anzali Wetland)

Rahmat Zarkami^{1*}

Maryam Nazari Nezhad²

Ali Abedini³

1, 2. University of Guilan, Faculty of

*Natural Resources, Department of
Environment science, Sowmeh Sara,
I.R. of Iran.*

*3. Inland Waters Aquaculture Research
Center, Education and Extension
Organization, Iranian Fisheries
Sciences Research Institute,
Agricultural Research, Bandar Anzali,
Iran*

***Corresponding author:**

rzarkami2002@yahoo.co.uk

Received date: April/08/2024

Reception date: August/09/2025

Abstract

In the present study, the trophic state of the four main parts of Anzali wetland was determined using a combination of trophic state index (Carlson), multivariate techniques (principal component analysis) and data-driven models (classification tree). Monitoring was carried out monthly in different parts of the wetland for one year (1400-1401) with three repetitions at each sampling site. Based on the results of the Carlson trophic state index (TSI), all parts of the wetland were classified as a hypereutrophic. The eastern and central parts of the wetland had the highest (89.34) and lowest indices (72.93), respectively. The average TSI in the entire wetland (23.81) showed that all parts of the wetland were also classified as a hypereutrophic. A decrease in the ratio of total nitrogen (TN) to total phosphorus (TP) in the east of the wetland (6.34), Pol Ghazian (7.12) and the center of the wetland (8.30) is an indication of TN limitation. On the contrary, the high ratio in the west of the wetland (12.49) is an indication of TP limitation. The low average ratio of TN to TP in four different parts of the wetland (8.56) indicated that there was TN limitation in the entire wetland. According to the biplot of the principal component analysis (in the first component), the most influential factors in the process of eutrophication in the wetland were chlorophyll-*a*, water temperature and total phosphate, respectively, which played a role mostly in the warm seasons of the year. According to the prediction of the "decision tree" model, the increase in the amount of total nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand and chlorophyll-*a* and the decrease in water transparency played a role in the increase in eutrophication in the wetland.

Keywords: chlorophyll-*a*; nutrients; trophic state index; wetland phytoplankton.