بررسی ارتباط برخی پارامترهای آب و رسوب با شاخص ارزش زیستی بی‌مهرگان کفزی در تالاب بین-المللی چغاخور

سرمدمهدی کاظم‌الغانمی[۱]، عاطفه چمنی[۲*]، احمدنجم عبداله‌الموسوی[۳] و کامران رضائی‌توابع[٤]

۱) دانشجوی دکتری رشته علوم و مهندسی محیط زیست، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران.

۲) دانشیار گروه علوم و مهندسی محیط زیست، مرکز تحقیقات پسماند و پساب، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران.

*رایانامه نویسنده مسئول مکاتبات: atefehchamani@yahoo.com

۳) استاد دانشکده کشاورزی، دانشگاه کربلا، عراق.

٤) دانشیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

تاریخ دریافت: ۱٤۰۳/۰۱/۲۵ تاریخ پذیرش: ۱٤۰۳/۰۳/۰۹

چکیده

شاخص‌های زیستی نقش مهمی در افزایش درک بشر از وضعیت بوم‌شناختی و سلامت بوم‌سازگان‌های تالاب ایفا می‌کنند. در این مطالعه، وضعیت بوم-شناختی تالاب بین‌المللی چغاخور با استفاده از شاخص ارزش زیستی Z در ۱۰ نقطه نمونه‌برداری آب و رسوب بستر مورد بررسی قرار گرفت. برای این منظور، برخی از پارامترهای شیمیایی آب و رسوب محاسبه و در نهایت ارتباط این پارامترها با شاخص زیستی z با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی بررسی گردید. نتایج شاخص Z نشان‌دهنده وضعیت بتامزوساروپ تالاب (Z= ۲/۳۰±۰/۰۳) با آلودگی متوسط بود. نتایج مدل شبکه عصبی مصنوعی با ضریب تعیین ۰/۹۴۳ نشان داد افزایش سطح پارامترهایی مانند هدایت الکتریکی رسوب (۵۵۳/۹۷±۱۸/۴۳ µs/cm) و همچنین اکسیژن‌خواهی شیمیایی (۱۵/۱۸±۰/۴۴ mg/l) و زیستی (۸/۲۳±۰/۵۲ mg/l) و کل جامدات محلول (۱۷۳/۶۶±۷/۶۳ mg/l) در آب به‌طور قابل‌توجهی بر تغییرات شاخص تنوع زیستی Z تاثیرگذار بوده است. این‌طور به نظر می‌رسد فعالیت‌های انسانی پیرامون تالاب به‌خصوص گسترش اراضی کشاورزی در شرایط کنونی در این امر نقش عمده‌ای داشته است. بنابراین، بهبود مدیریت اراضی کشاورزی، به‌ویژه اصلاح سیستم کشاورزی و جلوگیری از ورود رواناب کشاورزی به محیط تالاب از راهبردهای ضروری جهت حفاظت از بوم-سازگان خواهد بود. همچنین پایش مستمر جوامع کفزی در تالاب چغاخور و ارزیابی تغییرات فصلی برای توسعه برنامه‌های حفاظتی لازم و ضروری است.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی زیستی، بی‌مهرگان کفزی، تالاب بین‌المللی چغاخور، شبکه عصبی مصنوعی، کاربری کشاورزی.

مقدمه

پویایی تالاب‌ها در گرو عملکرد بهینه گونه‌های مختلف گیاهی و جانوری آن است. بی‌مهرگان کفزی یکی از مهمترین گروه‌های جانوری هستند که نقش مهمی در عملکرد بوم-شناختی بوم‌سازگان‌های تالاب ایفا کرده و همواره به‌عنوان شاخص‌های مهمی از کیفیت آب و آلودگی آن به‌شمار می‌آیند (Huang *et al.*, 2021). تالاب‌هایی با جمعیت بی‌مهرگان کفزی متنوع و پویا به سلامت و ثبات کلی بوم‌سازگان کمک می‌کنند. تجزیه مواد آلی برای بازیافت مواد مغذی (Wissinger *et al.*, 2021)، حفظ بهره‌وری تالاب (Lowe *et al.*, 2022) و ایفای نقش طعمه برای بسیاری از گونه‌های ماهی و سایر موجودات آبزی (Day *et al.*, 2020) از جمله مهمترین نقش‌هایی است که این موجودات در بوم‌سازگان‌های آبی و تالابی بر عهده دارند.

بی‌مهرگان کفزی تقریبا ساکن همه بوم‌سازگان‌های آبی هستند که در مجموعه‌های متنوعی از محیط‌ها از اعماق اقیانوس‌ها تا جریان‌های کم‌عمق آب شیرین درون خشکی‌ها یافت می‌شوند (Wang *et al.*, 2021a). با این حال، ترکیب و توزیع این موجودات بسته به بسیاری از پارامترهای محیطی از جمله عمق بستر، دمای آب، شوری، نوع بستر و در دسترس بودن غذا به‌طور قابل توجهی متفاوت هستند (Villalobos *et al.*, 2021). این توزیع گسترده و حساسیت بالا به عوامل محیطی، بی‌مهرگان کفزی را به شاخص‌های ارزشمندی از سلامت بوم‌سازگان و کیفیت محیط تبدیل کرده است. از این رو درک پویایی جوامع کفزی برای درک عملکرد و انعطاف‌پذیری بوم‌سازگان‌های آبی در پاسخ به اختلالات طبیعی و انسانی لازم و ضروری است.

حضور و تنوع بی‌مهرگان کفزی در بوم‌سازگان‌های آبی تحت تاثیر ترکیب پیچیده‌ای از پارامترهای مختلف کیفیت آب قرار دارد. به‌طور مثال، کربنات کلسیم[1] برای تشکیل پوسته در برخی از نرم‌تنان و سخت‌پوستان ضروری است و در دسترس بودن آن در آب می‌تواند بر رشد و بقای این گونه‌ها تاثیرگذار باشد (Derycke *et al.*, 2020). علاوه بر این، گونه‌های مختلف بی‌مهرگان کفزی مقاومت‌های متفاوتی نسبت به سطوح مختلف اسیدیته از خود نشان می‌دهند. مقادیر بالای جامدات محلول در آب و هدایت الکتریکی نیز نقش مهمی در تنظیم اسمزی این موجودات آبزی، به‌ویژه آنهایی که با محدوده‌های شوری خاص سازگار شده‌اند، دارد (Wang *et al.*, 2021b). ورود بیش از حد مواد مغذی که اغلب با فعالیت‌های انسانی مانند کشاورزی یا تخلیه فاضلاب مرتبط است، می‌تواند به شکوفایی جلبکی منجر شده و سطح اکسیژن را در طول تجزیه کاهش دهد. در این شرایط، تنها گونه‌های خاصی تحت شرایط غنی از مواد مغذی توانایی رشد و بقا دارند درحالی‌که فراوانی برخی دیگر از گونه‌ها کاهش می‌یابد. این تغییر در فراوانی و نوع گونه‌ها به‌عنوان شاخص‌هایی برای ارزیابی سلامت بوم‌سازگان آبی در نظر گرفته می‌شود. به‌طور مثال، Hettige و همکاران (۲۰۲۱) نشان دادند با افزایش اکسیژن‌خواهی شیمیایی و زیستی در محیط‌های آب شیرین، از فراوانی و تنوع بی‌مهرگان کفزی به شدت کاسته خواهد شد. نتایج مطالعه Obot و همکاران (۲۰۱٤) نیز نشان داد با افزایش جامدات محلول در آب، بسیاری از گونه‌های حساس بی‌مهره کفزی از بوم‌سازگان حذف شده و محیط تحت تأثیر حضور برخی از گونه‌های مقاوم در خواهد آمد. تغییرات مشاهده شده در این مطالعات عموما به‌دلیل افزایش و تشدید فعالیت‌های انسانی در پیرامون بوم‌سازگان آبی، به‌خصوص ورود رواناب‌های شهری و کشاورزی به داخل محیط بوده است.

شاخص ساپروبی یکی از مهمترین ابزارهای پایش زیستی برای مدیریت منابع آبی است که از توان بالایی برای تعیین شرایط کیفی آب (شور و شیرین) و وضعیت آلودگی به مواد آلی و سمی برخوردار است. به‌طور کلی، این شاخص می‌تواند شدت تجزیه مواد آلی موجود در آب را مشخص کند (قلندرزاده و همکاران، ۱۳۹۹). برقراری تعادل و سلامت بوم‌سازگان‌های آبی به‌خصوص تالاب‌های آب شیرین در گرو آگاهی از وضعیت پارامترهای زیستی و غیرزیستی آن در سطوح مختلف است. تالاب بین‌المللی چغاخور یکی از پویاترین و منحصر به فردترین بوم‌سازگان‌های تالابی در دل رشته کوه‌های زاگرس در ایران است (Reza *et al.*, 2020). این بوم‌سازگان به‌دلیل تشدید فعالیت‌های کشاورزی و توریسم متمرکز در سال‌های گذشته به شدت تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی قرار گرفته و آگاهی از وضعیت بوم‌شناختی آن، کمک قابل توجهی در برنامه‌ریزی مدیریت و حفاظت آن ایفا خواهد کرد. از این رو، هدف از این مطالعه شناسایی وضعیت سلامت و آلودگی بخش‌های مختلف رسوب و آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص زیستی Z و شناسایی اثر ویژگی‌های مختلف شیمیایی رسوب و آب تالاب محیط بر شاخص زیستی است.

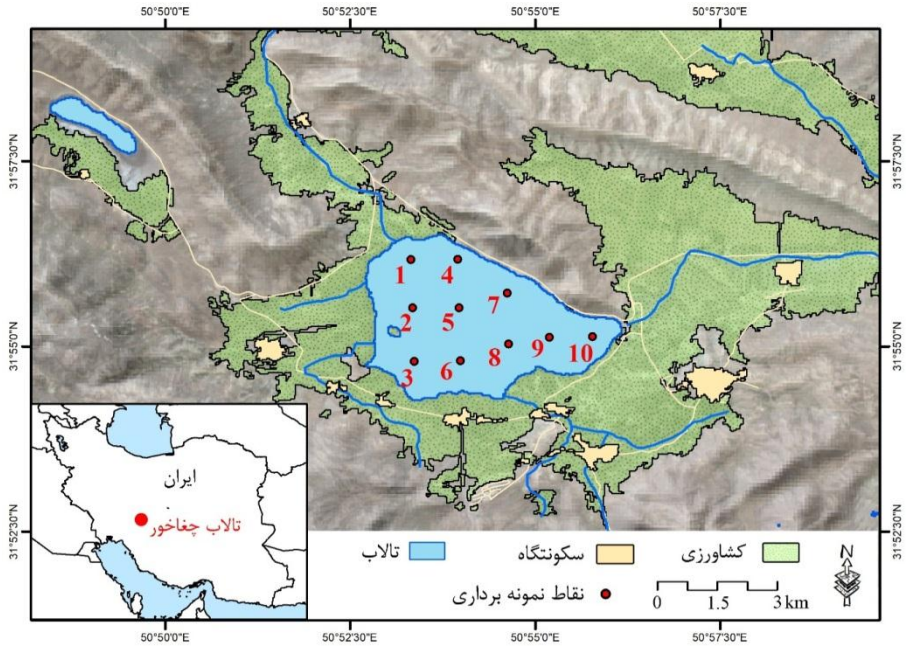
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

تالاب بین‌المللی چغاخور در دل رشته کوه زاگرس در جنوب‌غربی ایران در مختصات جغرافیایی ۳۱ درجه و ٤٥ دقیقه عرض شمال و ۵۰ درجه و ٥٤ دقیقه طول شرقی واقع شده است (شکل ۱). سطح آب این تالاب کم‌عمق (حداکثر

1 CaCO3

بین ۵ تا ٦ متر) اما دایم است که در زمان پرآبی، وسعتی برابر با ۱۵ کیلومترمربع را در برمی‌گیرد. متوسط بارندگی در محدوده تالاب به‌صورت متوسط سالانه برابر با ۳۸۰ میلی‌متر است که اکثرا در ماهای سرد سال می‌بارد. متوسط دمای سالانه آب این تالاب برابر با ١٤ درجه سانتی‌گراد است (Dehghani *et al.*, 2019). در اوایل دهه ۱۳۷۰ شمسی، احداث سد خاکی بر دهانه خروجی این تالاب توانست به افزایش سطح آب تالاب و امکان آبرسانی بیشتر به اراضی پیرامون منجر شود. این امر امکان گسترش اراضی باغی و زراعی در کنار تالاب را ممکن ساخت. چنانچه در شکل (۱) نشان داده شده است، تمام اراضی پیرامون این تالاب به‌جز نواحی پرشیب کوهستانی به زیر کشت رفته‌اند. همچنین، این شرایط باعث شده تا این تالاب پذیرای تعداد بسیار زیادی از گونه‌های مختلف گیاهی و جانوری باشد. در حال حاضر، حدود ٤٧ گونه مختلف از پرندگان به صورت مهاجر زمستانه و مقیم دایم در این تالاب به ثبت رسیده است که گویای جایگاه مهم این تالاب از نظر کارکردهای بوم‌شناختی در استان چهارمحال و بختیاری است. فعالیت‌های کشاورزی و توریسم متمرکز، از مهمترین فعالیت‌های انسانی در منطقه به‌شمار می‌آید که اثرات مهمی بر کارکرد اکولوزیکی این تالاب در سال‌های گذشته داشته است (Abolhasani *et al.*, 2020).



شکل ۱. موقعیت تالاب بین‌المللی چغاخور و نقاط نمونه‌برداری

برداشت و تحلیل نمونه‌های رسوب

در این مطالعه، ۱۰ نقطه نمونه‌برداری به‌صورت سیستماتیک از بستر تالاب تعیین گردید (شکل ۱ و جدول ۱). به‌منظور برداشت نمونه، از یک لوله پی‌وی‌سی با طول بیش از ۵ متر و قطر ۲۰ سانتی‌متر به‌عنوان دستگاه هسته‌گیر[1] استفاده شد تا نمونه‌ها به‌صورت عمودی از سطح آب و با استفاده از قدرت مکش ایجاد شده، برداشت شود. این ابزار به‌دلیل تراکم بسیار بالای گیاهان آبزی در بستر تالاب، نتایج بهتری نسبت به دستگاه‌های گرب به همراه داشت. در هر محل، سه نمونه به صورت مستقل به‌عنوان سه تکرار در اوایل فصل بهار ۱٤۰۲ برداشت شد. در این فصل، سطح آب تالاب به‌واسطه بارش‌های زمستانه در بیشترین حالت خود قرار داشته و فعالیت‌های بیولوژیکی به‌منظور بررسی شاخص‌های زیستی در شرایط بهینه خود قرار دارد. نمونه‌ها پس از برداشت به سرعت به آزمایشگاه منتقل و در دمای ٤ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

1 Corer

از نمونه‌های آب برداشت شده، کل ذرات جامد محلول[1]، آمونیوم[2]، فسفات[3]، نیترات[4] و تقاضای اکسیژن خواهی شیمیایی[5] و زیستی[6] محاسبه گردید. از نمونه‌های رسوب نیز مقادیر اسیدیته[7]، هدایت الکتریکی[8] (در واحد µs/cm) و درصد مواد آلی[9] محاسبه شد. کل ذرات جامد محلول، هدایت الکتریکی و اسیدیته نمونه‌ها با استفاده از دستگاه قابل‌حمل Aquaread (ایتالیا) اندازه‌گیری شد. اکسیژن‌خواهی زیستی با استفاده از دستگاه HANA (آمریکا) محاسبه شد. اکسیژن-خواهی شیمیایی با استفاده از روش تقطیر برگشتی، فسفات در شرایط اسیدی از طریق واکنش با هپتامولیبدات آمونیوم، نیترات از طریق کاهش با کادمیوم و سپس واکنش با اسیدسولفانیلیک و آمونیوم با استفاده از روش فتومتری محاسبه شدند (Rao *et al*,. 2018). همچنین از روش والکی-بلک (Walkley & Black, 1934) برای محاسبه درصد مواد آلی استفاده گردید. سپس توزیع نرمال و همگنی واریانس مقادیر محاسبه شده به‌ترتیب با استفاده از آزمون کولموگروف- اسمیرنوف و آزمون لوین مورد بررسی قرار گرفت. به‌دلیل عدم توزیع نرمال این مقادیر، از آزمون اسپیرمن برای بررسی همبستگی میان متغیرهای مستقل استفاده شد.

برای محاسبه معیاری از شرایط زیستی تالاب، از شاخص Z (Baur, 1980) استفاده شد. این شاخص، وضعیت زیستی تالاب را بر اساس رابطه (۱) محاسبه می‌کند که در آن، o، b، a و p به‌ترتیب بیانگر حضور گونه‌های الیگوساروپ، بتامزوساپروب، آلفامزوساپروب و پلی‌ساپروب در نمونه‌ها است. برای ارزش‌گذاری نمونه‌ها در این روش، نمونه‌هایی با فراوانی منفرد ارزش ۱، نمونه‌هایی با فراوانی متوسط (۲ تا ۷ عدد)، ارزش ۲، و نمونه‌هایی با فراوانی زیاد (۷ تا ۲۰) و خیلی‌زیاد (بیش از ۲۰)، به‌ترتیب ارزش برابر با ۳ و ٤ خواهند داشت. مقادیر این شاخص بین محدوده عددی ۱ تا ٤ قرار دارد که مقدار ۱ تا ۱/۵، گویای ناحیه الیگوساروپ با آلودگی کم، ۱/۵ تا ۲/۵ ناحیه بتامزوساروپ با آلودگی متوسط، ۲/۵ تا ۳/۵ ناحیه آلفامزوساپروب با آلودگی شدید و ۳/۵ تا ٤ ناحیه پلی‌ساپروب با شدیدترین مقدار آلودگی است.

$$Z = \frac{\sum o + 2\sum b + 3\sum a + 4\sum p}{\sum h} \qquad (۱)$$

مدل‌سازی شاخص زیستی

بر اساس فرض این مطالعه، ارتباط معنی‌داری بین شرایط بوم-شناختی تالاب و شاخص زیستی آن وجود دارد که شناسایی آن منجر به مدیریت بهتر این بوم‌سازگان خواهد شد. برای این منظور، از مدل شبکه عصبی مصنوعی به‌عنوان یک مدل ریاضی- محاسباتی (Almawla *et al.*, 2022) استفاده شد تا اثر هر یک از فاکتورهای مستقل بر تغییرات شاخص Z مشخص شود. بر این اساس، معیارهای اسیدیته، هدایت الکتریکی، کل ذرات جامد محلول، آمونیوم، فسفات، نیترات و اکسیژن‌خواهی شیمیایی و زیستی محاسبه شده به‌عنوان متغیرهای پیش‌بینی کننده و مقادیر شاخص Z به‌عنوان متغیر وابسته در نظر گرفته شد. با توجه به ماهیت پیچیده و توزیع غیرنرمال متغیرهای مستقل از رویکرد شبکه عصبی مصنوعی پرسپترون چند لایه[10] استفاده شد. این مدل، یک الگوریتم یادگیری نظارت شده با تابع غیرخطی که شامل سه لایه اساسی ورودی، پنهان و خروجی است، از یک مکانیسم انتشار به عقب پیش‌خور استفاده می‌کند تا معیار خطا بین هدف و خروجی مدل را به حداقل برساند (Cinar, 2020). قبل از اجرای این مدل، از ضریب همبستگی برای شناسایی و حذف متغیرهایی دارای هم‌خطی استفاده شد. تعداد لایه‌های پنهان و نورون‌های آنها از طریق اعتبارسنجی متقابل، با استفاده از ۷۰ درصد داده‌ها برای آموزش و ۳۰ درصد باقی‌مانده برای آزمایش انجام شد. وزن شبکه در طول فرآیند آموزش با استفاده از روش مینی‌بچ تنظیم شد. هر دو مرحله آموزش و آزمایش، مجموع مربعات خطا[11] و خطای نسبی[12] محاسبه و در نهایت از ضریب تعیین[13] برای بررسی عملکرد مدل استفاده شد. همچنین، اهمیت نسبی متغیرهای پیش‌بینی‌کننده با

1 TDS
2 NH4
3 PO4
4 NO3
5 COD
6 BOD
7 pH
8 EC
9 OC

10 MLP-ANN
11 SEE
12 RE
13 R^2

استفاده از الگوریتم گارسون ارزیابی شد (Khari *et al.*, 2019).

نتایج

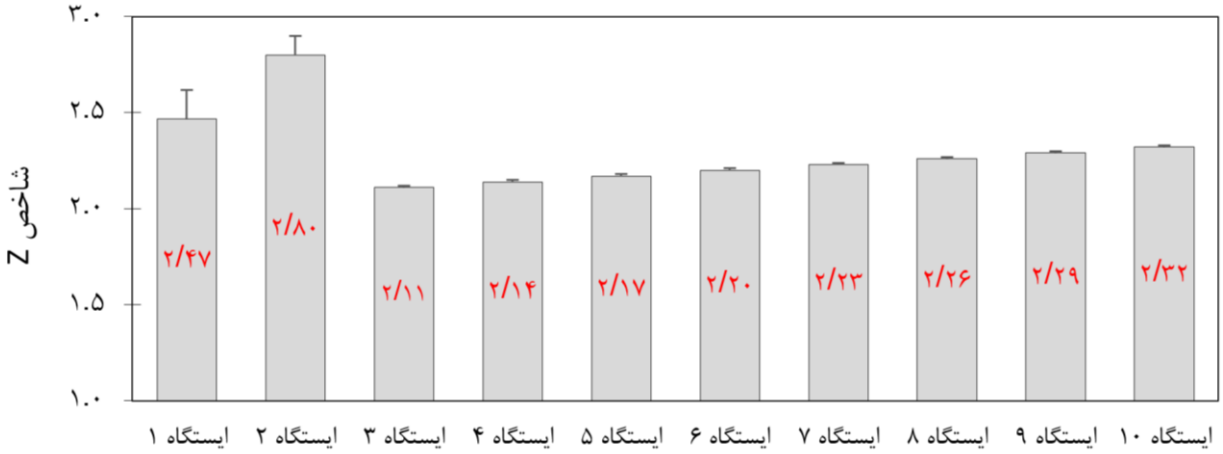
نتایج حاصل از تحلیل خصوصیات شیمیایی نمونه‌ها در جدول (۲) نشان داده شده است. مقدار $CaCO_3$ بین ۱۲۷ و ۱۴۰ میلی‌گرم در لیتر آب به‌دست آمد. pH محیط نیز در محدوده خنثی قرار گرفت (۷/۰۰±۰/۰۱). مقادیر آمونیوم، فسفات و نیترات نیز به‌طور متوسط برابر با ۰/۰۶۷، ۰/۲۶۴ و ۱/۸۴ میلی‌گرم بر لیتر به‌دست آمد. از نظر اکسیژن‌خواهی شیمیایی و زیستی نیز مقادیر به‌دست آمده نیز به‌ترتیب برابر با ۱۵/۱۸ ±۰/۴۴ و ۸/۲۳±۰/۵۲ بودند. درصد کربن آلی نمونه‌های رسوب بین دو مقدار ۳/۰۱ و ۴/۶۱ قرار داشت. به‌جز داده های هدایت الکتریکی و اکسیژن‌خواهی شیمیایی، سایر متغیرها دارای توزیع غیرنرمال بودند که این امر، ناقض فرض‌های اغلب مدل‌های رگرسیونی برای مدل‌سازی و پیش‌بینی تغییرات متغیرهای وابسته است. متوسط مقدار شاخص Z برابر با ۲/۳۰±۰/۰۳ به‌دست آمد که نشان دهنده ناحیه بتامزوساروپ با آلودگی متوسط است. کمترین مقدار این شاخص در ایستگاه ۳ برابر با ۲/۱۱±۰/۰۱ و بیشترین آن در ایستگاه اول برابر با ۲/۴۷±۰/۱۵ بود که از نظر ایستگاهی نیز تمام بخش‌های رودخانه در محدوده بتامزوساروپ قرار می‌گیرند.

جدول ۱. مختصات جغرافیایی نقاط نمونه‌برداری

شماره ایستگاه	طول شرقی	عرض شمالی	شماره ایستگاه	طول شرقی	عرض شمالی
۱	۵۰/۸۸۸۹	۳۱/۹۳۶۱	۶	۵۰/۸۹۹۸	۳۱/۹۱۳۴
۲	۵۰/۸۸۹۴	۳۱/۹۱۳۳	۷	۵۰/۹۱۰۳	۳۱/۹۲۸۶
۳	۵۰/۸۸۹۰	۳۱/۹۲۵۳	۸	۵۰/۹۱۰۶	۳۱/۹۱۷۲
۴	۵۰/۸۹۹۲	۳۱/۹۳۶۲	۹	۵۰/۹۱۹۹	۳۱/۹۱۸۷
۵	۵۰/۸۹۹۵	۳۱/۹۲۵۳	۱۰	۵۰/۹۲۹۶	۳۱/۹۱۸۸

جدول ۲. آماره توصیفی پارامترهای رسوب و آب و نتایج آزمون نرمالیته (کولموگروف- اسمیرنوف) و همگنی واریانس (آزمون لوین)

متغیر	واحد	آماره توصیفی				نرمالیته		همگنی واریانس	
		حداقل	حداکثر	متوسط	انحراف استاندارد	آماره	معنی داری	آماره	معنی داری
$CaCO_3$	mg/l	۱۳۷	۱۴۰	۱۳۳/۴۶۷	۳/۲۶۷	۰/۱۸۱	۰/۰۱۴	۱/۳۰۱	۰/۲۹۷
TDS	mg/l	۱۶۰	۱۸۵	۱۷۳/۶۶۷	۷/۶۳۵	۰/۱۹۷	۰/۰۰۵	۲/۸۷۱	۰/۰۲۴
NH_4	mg/l	۰/۰۵	۰/۰۹	۰/۰۶۷	۰/۰۱۰	۰/۲۳۷	۰/۰۰۰	۴/۹۳۶	۰/۰۰۱
PO_4	mg/l	۰/۰۶	۱/۰	۰/۲۶۴	۰/۳۷۵	۰/۴۵۹	۰/۰۰۰	۴/۵۵۹	۰/۰۰۲
NO_3	mg/l	۱/۶	۲/۲	۱/۸۴۳	۰/۱۳۰	۰/۲۶۳	۰/۰۰۰	۱/۹۳۸	۰/۱۰۵
COD	mg/l	۱۴/۲	۱۶/۱	۱۵/۱۸۳	۰/۴۴۷	۰/۲۰۰	۰/۰۹۴	۱/۵۸۶	۰/۱۸۷
BOD	mg/l	۵/۸	۸/۸	۸/۲۳۳	۰/۵۲۴	۰/۲۶۱	۰/۰۰۰	۱/۲۵۴	۰/۰۰۰
pH	بدون واحد	۶/۸	۷/۲	۷/۰۰۱	۰/۱۰۱	۰/۱۶۸	۰/۰۰۱	۱/۷۵۶	۰/۱۴۱
EC	µs/cm	۵۲۰/۰	۵۸۷/۰	۵۵۳/۹۷۰	۱۸/۴۳۲	۰/۰۹۷	۰/۰۳۲	۱/۵۸۲	۰/۱۸۸
OC	درصد	۳/۰۱	۴/۶۱	۳/۷۸۶	۰/۳۶۰	۰/۱۱۵	۰/۰۰۰	۲/۷۴۷	۰/۰۰۷



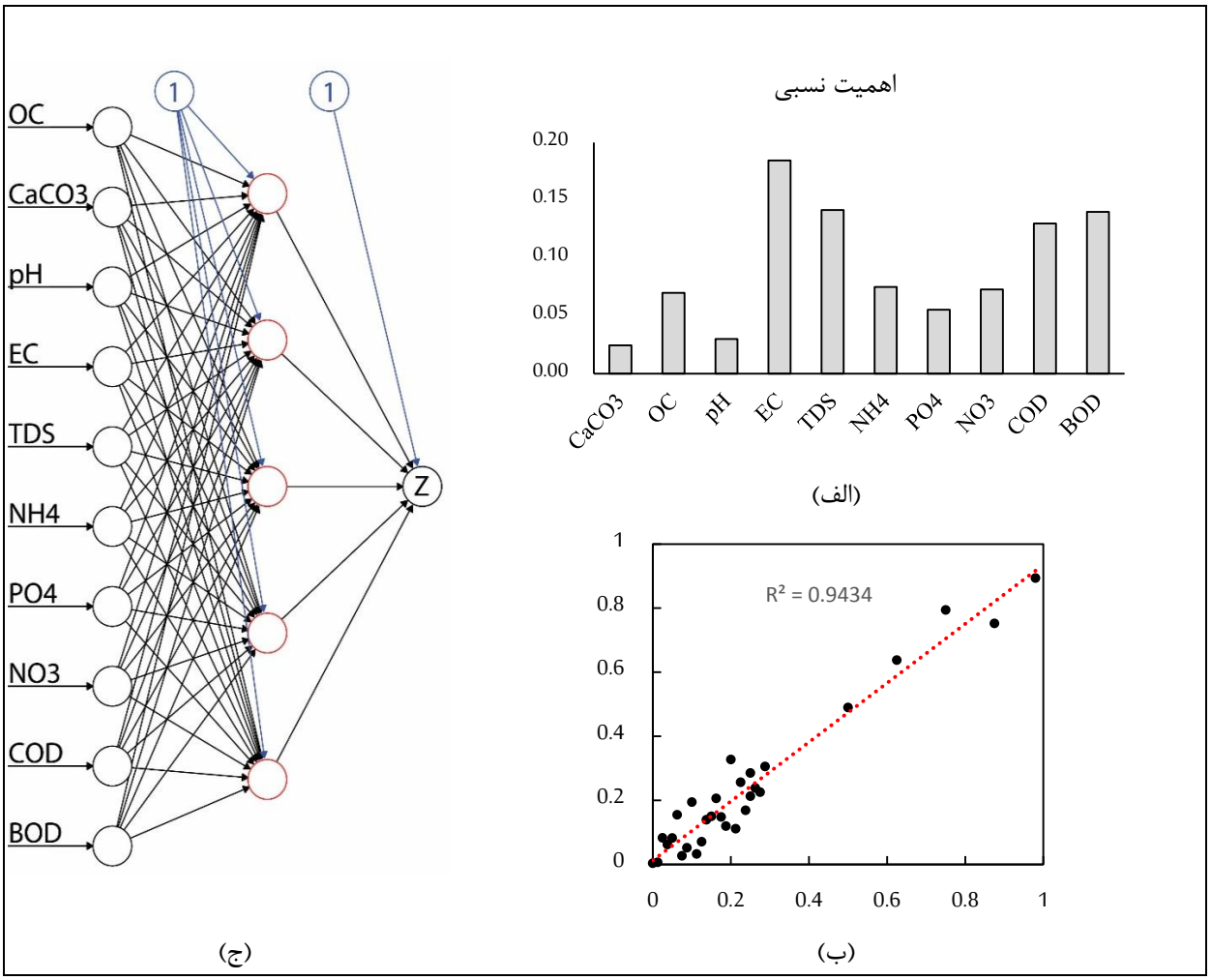
شکل ۲. مقادیر شاخص ارزش زیستی Z در نقاط نمونه‌برداری

از نظر همبستگی، اکثر متغیرهای مستقل ضرایب همبستگی غیرمعنی‌دار را نشان دادند. تنها ضریب همبستگی در سطح معنی‌داری ۰/۰۱ بین آمونیوم و $CaCO_3$ به‌دست آمد (p-value<۰/۰۱، r=۰/٦٥٨). تنها ضرایب همبستگی منفی نیز بین OC و PO_4 (p-value<۰/۰۵، r=−۰/۲٦۰) و pH و PO4 (p-value<۰/۰۵، r=−۰/۱٦٤) به‌دست آمد همچنین، مقدار شاخص Z هیچ رابطه خطی معنی‌داری با متغیرهای مورد مطالعه در این تحقیق نداشت. بهترین ساختار شبکه عصبی با یک لایه پنهان و ۵ نورون از طریق اعتبارسنجی متقابل به‌دست آمد (شکل ۳-ج). این مدل عملکرد قابل قبولی از خود نشان داد، به‌طوری‌که مقدار ضریب تعیین مدل برابر با ۰/۹۴۳ (شکل ۳)، مقادیر SEE کمتر از ۱۰ و مقادیر RE کمتر از ۰/٤۵ برای هر دو مرحله آموزش و تست فرآیند مدل‌سازی به‌دست آمد. تجزیه و تحلیل اهمیت نسبی متغیرها در فرآیند مدل‌سازی در شکل ٤-الف نشان داده شد. بر اساس این نتایج، پارامتر هدایت الکتریکی با اهمیت نسبی ۰/۲۲۰ مهمترین نقش را در پیش‌بینی مقدار شاخص زیستی Z داشته است. پس از آن، دو پارامتر کل جامدات محلول و اکسیژن-خواهی زیستی به‌ترتیب با ۰/۱٤٤ و ۰/۱٤۰ به‌عنوان مهمترین پارامترهای اثرگذار شناخته شدند. متغیرهایی مانند $CaCO_3$، فسفات و نیترات نیز دارای کمترین اثر در تعیین مقادیر شاخص زیستی Z بودند.

جدول ۳. ضرایب همبستگی اسپیرمن بین متغیرهای مستقل و متغیر وابسته (شاخص ارزش زیستی Z)

Z										
۰/۲۱٤	OC									
۰/۳۵٦	۰/۰۸۸	$CaCO_3$			**					
−۰/۰۵۱	۰/۱۹۰	−۰/۱۲۹	pH				*			
۰/۳۲۹	۰/۱۹۷	۰/٦۷۸	۰/۱۳۲	EC	*					
۰/۳۱۹	۰/۱۲۳	۰/٦۵۸	۰/۳۲۵	۰/۳۳۵	NH4			*	*	
−۰/۰٤۹	−۰/۱۳۱	۰/۳٦۱	−۰/۱٦۹	۰/۱۵٤	۰/۳٤۰	TDS				
−۰/۱٦۷	−۰/۲٦۰	۰/۰۷۷	−۰/۱٦۹	۰/۱۲۱	−۰/۱٦٤	۰/۰٤۷	PO_4			
۰/۲۲۹	۰/۲۷۳	۰/۳٤۷	۰/۱۲۱	۰/۲۳٤	۰/۵۱۳	۰/۰۹۰	−۰/۱۷۳	NO_3		
−۰/۰٦۷	۰/۰۹۵	۰/۲٤۲	۰/۲۱۱	۰/۱۲۹	۰/۵٦٦	۰/۰۹٦	−۰/۱۹٤	۰/۲٤۳	COD	*
−۰/۱۵۱	−۰/۱٤۸	−۰/۱٦٦	۰/۱٤۸	−۰/۰۳۲	−۰/۰٤۳	−۰/۱۸٤	−۰/۰۵٦	۰/۲۳۰	۰/۳۹٤	BOD

** معنی‌داری در سطح ۱ درصد، * معنی‌داری در سطح ۵ درصد



شکل ۳. ساختار شبکه عصبی مصنوعی، اهمیت نسبی و عملکرد مدل در پیش‌بنی اثر عوامل محیطی در شاخص ارزش زیستی Z

بحث و نتیجه‌گیری

شاخص‌های زیستی یکی از عوامل مهم و تاثیرگذار در بهبود درک بشر از وضعیت بوم‌شناختی و سلامت بوم-سازگان‌های تالابی است. این شاخص‌ها را می‌توان به‌صورت معیاری وابسته به تغییر در شرایط محیطی نیز مورد بررسی قرار داد تا اطلاعات جامعی از اثر متغیرهای تاثیرگذار بر شاخص‌های زیستی و در نتیجه، مدیریت آنها برای حفظ سلامت تالاب انجام داد. در این مطالعه، نتایج شاخص Z نشان داد تالاب چغاخور در وضعیت بتامزوساروپ با آلودگی متوسط قرار دارد. در شرایط بتامزوساروپی، مواد آلی موجود در محیط در شرایط متوسط قرار دارد (Makhlough *et al.*, 2017). گونه‌های جانوری که در این بخش قرار می‌گیرند نیز به خوبی توان تحمل مقدار متوسط مواد آلی در محیط را دارا هستند، اما با افزایش شدت مواد آلاینده، جای خود را به سایر گونه‌های به شدت مقاوم خواهند داد. قلندرزاده و همکاران (۱۳۹۹) نیز بخش‌هایی از رودخانه کرج را در این گروه از شاخص زیستی طبقه‌بندی کردند. نقطه مشترک در این مطالعات، حضور گسترده زمین‌های کشاورزی و زهکش این اراضی به داخل محیط آبی است که در نهایت موجب بروز آلودگی متوسط در این بوم‌سازگان‌های آبی شده است. Kim و همکاران (۲۰۲۳) نیز در مطالعه خود نشان دادند حضور فعالیت‌های انسانی به‌دلیل ورود مواد آلاینده به داخل محیط می‌تواند موجب بروز شرایط بتامزوساپروبی شود.

نتایج حاصل از مدل شبکه عصبی مصنوعی نشان داد پارامتر هدایت الکتریکی رسوب و کل جامدات محلول آب، مهمترین اثر بر تغییرات شخص ارزش زیستی Z داشته است. Obot و همکاران (۲۰۱٤) نیز نشان دادند با افزایش مقادیر

نمک و جامدات محلول در بوم‌سازگان‌های آب‌های شیرین، فراوانی و تنوع بی‌مهرگان کفزی به شدت کاهش پیدا می‌کند. سطوح بالای این پارامترها در آب‌های شیرین اغلب به‌دلیل بروز آلودگی ناشی از رواناب‌های شهر و کشاورزی است. همچنین نفوذ آب شور به تالاب‌ها یا وجود رخنمون‌های با شوری و املاح بالا می‌تواند منجر به افزایش هدایت الکتریکی و کل جامدات محلول شود. به‌نظر می‌رسد در منطقه مورد مطالعه، اثر رواناب‌های کشاورزی که در سال‌های اخیر نیز بر وسعت و شدت آن نیز افزوده شده است (Pirali Zefrehei *et al.*, 2020)، یکی از مهمترین دلایل در این زمینه باشد. Alum و همکاران (۲۰۲۰) نیز نشان دادند با افزایش شدت فعالیت‌های کشاورزی، مقدار مواد محلول در آب نیز روند افزایشی خواهد گرفت. هنگامی که مقدار جامدات محلول در آب افزایش پیدا می‌کند، رسوب و ته‌نشین شدن نمک‌ها در بستر نیز افزایش می‌یابد که این امر می‌تواند ساختار فیزیکی زیستگاه را تغییر داده و آن را برای برخی از گونه‌های خاص بی‌مهرگان که به انواع بسترهای خاصی برای سرپناه و غذا متکی هستند، کمتر مناسب کند. این امر در مطالعه حاضر باعث شده تا غالبیت گونه‌های کفزی به سمت گونه‌های معرف شرایط بتامزوساروپ گرایش داشته باشد.

همانند هدایت الکتریکی و کل جامدات محلول، همبستگی بین تقاضای اکسیژن شیمیایی و زیستی نیز رابطه منفی با شاخص ارزش زیستی Z از خود نشان دادند. افزایش مقادیر این دو پارامتر نشانی از بروز آلودگی ارگانیک است (Naqsyabandi *et al.*, 2018) و افزایش آن در منطقه را می‌توان به‌طور مستقیم به ورود رواناب‌های اراضی کشاورزی نسبت داد که تماما محدوده ورودی جریان‌های سطحی به دورن تالاب را اشغال کرده‌اند. همسو با نتایج این تحقیق، Hettige و همکاران (۲۰۲۱) نشان دادند به‌دلیل افزایش فعالیت‌های کشاورزی در پیرامون بوم‌سازگان‌های آبی، افزایش مقادیر اکسیژن‌خواهی شیمیایی و زیستی دور از انتظار نخواهد بود و این امر به‌طور مستقیم بر جوامع زیستی به‌خصوص فراوانی و تنوع بی‌مهرگان کفزی اثر خواهد گذاشت. به عبارت دیگر، این شرایط می‌تواند بر غالبیت گونه‌های کفزی اثر گذاشته و محیط را برای گونه‌هایی که توان بالاتری برای تحمل شرایط آلودگی متوسط به مواد آلی دارد، مناسب کند. این‌طور به نظر می‌رسد مصرف شدید اکسیژن در ستون آب توسط فعالیت‌های میکروبی منجر به بروز شرایط بی‌هوازی با مقادیر بالای اکسیژن‌خواهی همراه بوده است که این شرایط برای بسیاری از گونه‌های جانوری به‌خصوص بخش بسیاری از گونه‌های بی‌مهره کفزی غیرقابل تحمل بوده و در نتیجه منجر به کاهش فراوانی و تنوع آنها و غالب شدن گونه‌های بتامزوساروپ شده است.

اثر بسیار معنی‌دار اکسیژن‌خواهی و املاح موجود در آب تالاب بر گونه‌های جانوری آن را می‌توان به افزایش فعالیت‌های کشاورزی که این بوم‌سازگان را احاطه کرده‌اند، نسبت داد. مطالعاتی از قبیل Hettige و همکاران (۲۰۲۱) و Kim و همکاران (۲۰۲۳) نیز نشان دادند به‌دلیل احاطه اراضی کشاورزی، محیط‌های آبی در معرض افزایش اکسیژن‌خواهی و املاح قرار خواهند گرفت که موجب بروز شرایط آلودگی مانند شرایط بتامزوساروپی شود. بر این اساس، مدیریت بهتر اراضی کشاورزی به‌خصوص اصلاح سیستم‌های زراعی در این ناحیه و جلوگیری از ورود رواناب اراضی کشاورزی به داخل محیط تالاب از جمله راهکارهای اساسی برای حفاظت از این بوم‌سازگان است. پایش مداوم جوامع کفزی در تالاب چغاخور و بررسی تغییرات فصلی آن نیز از جمله مهمترین اطلاعات برای تدوین برنامه‌های حفاظت از آن خواهد بود. بر این اساس پیشنهاد می‌شود تا مقیاس زمانی تحقیقات آینده در این تالاب، تمام فصول سال را تحت پوشش قرار دهد. همچنین محاسبه و بررسی اثر مجموعه بزرگتری از متغیرهای پیش‌بینی کننده و استفاده از سایر مدل‌های آماری برای تعیین اثر آنها بر شاخص‌های ارزش زیستی در این تالاب پیشنهاد می‌شود.

در نهایت نتایج این مطالعه نشان داد تالاب چغاخور در وضعیت مزوتروفی با آلودگی متوسط قرار دارد که تحت تثیر زمین‌های کشاورزی و زه‌کشی آنها به محیط تالاب بوده و در نتیجه موجب آلودگی در این بوم‌سازگان است. علاوه بر این، مدل شبکه عصبی مصنوعی نشان داد پارامترهایی مانند هدایت الکتریکی رسوب، اکسیژن‌خواهی شیمیایی و زیستی و کل جامدات محلول به‌طور قابل‌توجهی بر تغییرات شاخص ارزش زیستی Z تاثیرگذار است. بدیهی است فعالیت های انسانی پیرامون بوم‌سازگان‌های تالاب نقش عمده‌ای در بروز

شرایط کنونی داشته است. بنابراین، بهبود مدیریت زمین کشاورزی، به‌ویژه اصلاح سیستم کشاورزی و جلوگیری از ورود رواناب به محیط تالاب، از راهبردهای اساسی برای حفاظت از این بوم‌سازگان است. از این رو، پایش مستمر جوامع کفزی در تالاب چغاخور و ارزیابی تغییرات فصلی برای توسعه برنامه‌های حفاظتی لازم و ضروری خواهد بود.

منابع

قلندرزاده، س.، رضایی‌توابع، ک.، سیدمحمد شربازی، ر. و صمدی ب. (۱۳۹۹) بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین کادمیوم، کروم و روی در آب و رسوب و تعیین شاخص ارزش زیستی کفزیان (Z) در رودخانه کرج. محله شیلات، منابع طبیعی ایران، ۷۳(۲): ۱۹۹-۲۱۲.

Abolhasani, F., Heydarnejad, M.S., Tabatabaei, S.N., Bakhtiarifar, A. and Hashemzadeh Segherloo, I. (2020) Comparison of the body shape of Aphanius vladykovi populations (Teleostei: Aphaniidae) using geometric morphometric method. Iranian Journal of Animal Biosystematics, 16(2): 145-154.

Almawla, A.S., Lateef, A.M. and Kamel, A.H. (2022) Modelling the Effects of Hydraulic Force on Strain in Hydraulic Structures Using ANN (Haditha Dam in Iraq as a Case Study). Mathematical Modelling of Engineering Problems, 9(1):150-158.

Alum, O.L. and Okoye, C.O. (2020) Pollution status of major rivers in an agricultural belt in Eastern Nigeria. Environmental Monitoring and Assessment, 192(393): 1-17.

Baur, W.H. (1980) Gewässergüte bestimmen und beurteilen: Praktische Anleitung für Gewässerwarte und alle an der Qualität unserer Gewässer interessierten Kreise, 16 Tabellen, Parey.

Cinar, A.C. (2020) Training feed-forward multi-layer perceptron artificial neural networks with a tree-seed algorithm. Arabian Journal for Science and Engineering, 45(12): 10915-10938.

Day, L., Le Bris, H., Saulnier, E., Pinsivy, L. and Brind'Amour, A. (2020) Benthic prey production index estimated from trawl survey supports the food limitation hypothesis in coastal fish nurseries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 235(235): 106594.

Dehghani, I., Peykanpourfard, P. and Daniali, S. (2019) The effect of physico-chemical variations on phytoplankton status in the margin of choghakhor wetland, iran. Applied Ecology and Environmental Research, 17(2): 5173-5192.

Derycke, S., Maes, S., Van den Bulcke, L., Vanhollebeke, J., Wittoeck, J., Hillewaert, H., Ampe, B., Haegeman, A., Hostens, K. and De Backer, A. (2020) Optimisation of metabarcoding for monitoring marine macrobenthos: Primer choice and morphological traits determine species detection in bulkDNA and eDNA from the ethanol preservative. Authorea Preprints.

Hettige, N.D., Hashim, R.B., Ash'aari, Z.H., Kutty, A.A. and Jamil, N.R. (2021) Multivariate statistical approaches to benthic macroinvertebrates and water quality for farming impact assessment in Selangor River, Malaysia. Preprint.

Huang, Y., Li, Y., Chen, Q., Huang, Y., Tian, J., Cai, M., Huang, Y., Jiao, Y., Yang, Y. and Du, X. (2021) Effects of reclamation methods and habitats on macrobenthic communities and ecological health in estuarine coastal wetlands. Marine Pollution Bulletin, 168, 112420.

Khari, M., Dehghanbanadaki, A., Motamedi, S. and Armaghani, D.J. (2019) Computational estimation of lateral pile displacement in layered sand using experimental data. Measurement, 146: 110-118.

Kim, S.H., Cho, K.J., Kim, T.S., Lee, C.S., Dhakal, T. and Jang, G.S. (2023) Classifying habitat characteristics of wetlands using a self-organizing map. Ecological Informatics, 75: 102048.

Lowe, V., Frid, C.L., Venarsky, M. and Burford, M.A. (2022) Responses of a macrobenthic community to seasonal freshwater flow in a wet-dry tropical estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 265: 107736.

Makhlough, A., Saravi, H.N. and Ebrahimzadeh, M. (2017) The water quality of the Shahid Rajaee reservoir (Mazandaran-Iran): Based on phytoplankton community. Iranian Journal of Science and Technology, Transactions A: Science, 41: 627-635.

Naqsyabandi, S., Riani, E. and Suprihatin, S. (2018) Impact of batik wastewater pollution on macrobenthic community in Pekalongan River. AIP Conference Proceedings, AIP Publishing, p: 1-11.

Obot, O., Ekpo, I.E. and Esau, E.F. (2014) Physico-chemical parameters and macro-benthos of Ediene stream, AkwaIbom State, Nigeria. Journal of American Biology and Life Science, 2(5): 112-121.

Pirali Zefrehei, A.R., Hedayati, A., Pourmanafi, S., Beyraghdar Kashkooli, O. and Ghorbani, R. (2020) Environmental vulnerability assessment of Choghakhor International Wetland during 1985 to 2018. Lakes and Reservoirs: Research and Management, 25(1): 49-60.

Rao, K., Zhang, X., Yi, X.J., Li, Z.S., Wang, P., Huang, G.W. and Guo, X.X. (2018) Interactive effects of environmental factors on phytoplankton communities and benthic nutrient interactions in a shallow lake and adjoining rivers in China. Science of the Total Environment, 619: 1661-1672.

Reza, P.Z.A., Aliakba, H., Saeid, P., Omid, B .K. and Rasoul, G. (2020) Detection and prediction of water body and aquatic plants cover changes of choghakhor international wetland, using landsat imagery and the cellular automata–Markov Model. Contemporary Problems of Ecology, 13: 545-555.

Villalobos ,V.I., Valdivia, N., Försterra, G., Ballyram, S., Espinoza, J.P., Wadham, J.L., Burgos-Andrade, K. and Häussermann, V. (2021) Depth-dependent diversity patterns of rocky subtidal macrobenthic communities along a temperate fjord in Northern

Chilean Patagonia. Frontiers in Marine Science, 8: 635855.

Walkley, A. and Black, I.A. (1934) An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science, 37(1): 29-38.

Wang, Q., Duarte, C., Song, L., Christakos, G., Agusti, S. and Wu, J. (2021a) Effects of ecological restoration using non-native mangrove Kandelia obovata to replace invasive Spartina alterniflora on intertidal macrobenthos community in Maoyan Island (Zhejiang, China). Journal of Marine Science and Engineering, 9(8): 788-788.

Wang, Y., Liu, J.-J., Liu, W., Feng, Q., Li, B.-l., Lu, H. and Wang, S. (2021b) Spatial variation in macrobenthic assemblages and their relationship with environmental factors in the upstream and midstream regions of the Heihe River Basin, China. Environmental Monitoring and Assessment, 193(53): 1-22.

Wissinger, S.A., Klemmer, A.J., Braccia, A., Bush, B.M. and Batzer, D.P. (2021) Relationships between macroinvertebrates and detritus in freshwater wetlands. Freshwater Science, 40(4): 681-698.

The effect of water and sediment parameters on the biological value index of benthic invertebrates in Chaghakhor International Wetland

Sarmad Mahdi Kadhum Alghanimi[1], Atefeh Chamani[2*], Ahmed Najm Abdallh Al-Mosawy[3], Kamran Rezaei Tavabe[4]

1) Ph.D student, Environmental Science and Engineering Department, College of Agriculture and Natural resources, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran.
2) Associate Professor, Environmental Science and Engineering Department, Waste and Wastewater Research Center, Isfahan (khorasgan)Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran. *Corresponding Author Email Address: atefehchamani@yahoo.com
3) Professor, College of Agriculture, University of Karbala, Iraq.
4) Associate Professor, Department of Fisheries, Natural Resources Faculty, University of Tehran, Karaj, Iran.

Date of Submission: 2024/04/13 Date of Acceptance: 2024/05/29

Abstract

Biological indicators play a pivotal role in enhancing our comprehension of the ecological status and health of wetland ecosystems. This study investigated the ecological status of Chaghakhor International Wetland utilizing the biological value index Z at 10 water and sediment sampling sites. The Z index results revealed a Beta-mesosaproby status (Z = 2.30 ± 0.03) with moderate pollution. The findings from the artificial neural network model, displaying a determination coefficient of 0.943, indicated that elevated levels of parameters such as sediment electrical conductivity (553.97 ± 18.43), chemical oxygen demand (15.18 ± 0.44), biological oxygen demand (8.23 ± 0.52), and total dissolved solids (173.66 ± 7.63) in water significantly influenced changes in the biodiversity index Z. Human activities surrounding the wetland, particularly the expansion of agricultural lands, appear to have exerted a substantial impact on the present conditions. Consequently, improving agricultural land management, specifically through agricultural system reform, and preventing agricultural runoff from infiltrating the wetland environment are indispensable strategies for ecosystem preservation. Additionally, continuous monitoring of benthic communities in Chaghakhor Wetland and assessment of seasonal variations are crucial for formulating necessary conservation programs.

Keywords: Agricultue landuse, Artificial neural network, Biological assessment, Chaghakhor International Macrobenthos, Wetland.