مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

ارزیابی رجحان زیستگاهی میگوی رودخانه‌ای شرق (*Macrobrachium nipponens*) در تالاب با استفاده از مدل درخت تصمیم‌گیری و خطی تعمیم‌یافته

رحمت زرکامی*[۱]، فرشته یوسفی[۱]، احمد قانع[۲]

۱. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران

۲. پژوهشکده آبزی‌پروری آب‌های داخلی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندر انزلی، ایران

نوع مقاله

پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۲/۱۱

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۲/۱۰

تاریخ چاپ الکترونیک: ۱۴۰۱/۱۱/۰۸

***نویسنده مسئول:**

rzarkami2002@yahoo.co.uk

چکیده

برای بررسی رجحان زیستگاه میگوی رودخانه‌ای (*Macrobrachium nipponens*)، ۴ ایستگاه در بخش‌های مختلف حوضه آبریز تالاب انزلی انتخاب گردید. مجموعه‌ای از متغیرهای غیر زیستی در هر ایستگاه هم‌زمان با داده‌های مربوط به فراوانی گونه به صورت ماهانه در طول یک سال (۱۳۹۷-۱۳۹۶) مورد آنالیز گرفت. نتایج آزمون Mann-Whitney (با توجه به غیر نرمال بودن داده‌ها) اختلاف معنی داری را بین فراوانی میگو با بیشتر متغیرها نشان داد ($p < 0.01$) که در واقع نتایج این آزمون بر اساس متغیرهای غیر زیستی که حضور/عدم حضور گونه در آن کاملاً محرز بوده است به دست آمد. پیش‌بینی نتایج مدل درخت تصمیم‌گیری نشان داد که افزایش در مقدار متغیرهای دینامیکی و ساختاری محیط مثل عمق آب، سرعت جریان آب و افزایش متغیرهای کیفی آب مثل غلظت شوری و یا کاهش اسیدیته ممکن است منجر به عدم حضور گونه شود که پیش‌بینی مدل در تمام این مراحل بسیار قابل اعتماد بود. بر اساس نتایج مدل خطی تعمیم یافته، اختلاف معنی‌داری بین حضور و عدم حضور میگو در ایستگاه‌ها با متغیرهای مورد مطالعه (پس از حذف برخی از متغیرهای همبسته) وجود داشت ($p < 0.01$) به طوری‌که با افزایش سرعت جریان آب و عمق آب و همچنین با افزایش غلظت میزان هدایت الکتریکی، کلراید، شوری، سولفات و سختی کل ممکن است از احتمال حضور میگو کاسته شود و برعکس با افزایش غلظت اکسیژن محلول، میزان کدورت آب و اسیدیته ممکن است بر روند احتمال حضور میگو در تالاب افزوده شود. با توجه به فاکتورهای پیش بینی شده توسط مدل‌های مورد استفاده، نیاز است تا این متغیرها در پایش‌های آینده بیشتر برای رجحان زیستگاهی میگو مورد توجه قرار گیرد.

کلید واژه‌ها: میگوی آب شیرین، رجحان زیستگاهی، حضور و عدم حضور، مدل درخت تصمیم‌گیری، مدل خطی تعمیم یافته

مقدمه

گونه‌های بیگانه گیاهی و جانوری می‌توانند باعث تغییرات فاحش اکولوژیک تغییر در ساختار اکوسیستم، انقراض گونه‌های بومی و در نتیجه کاهش ارزش تنوع زیستی اکوسیستم شوند. یکی از مهم‌ترین عوامل انقراض گونه‌های آبزیان در مناطق بومی خود، تخریب زیستگاه‌های آن‌ها به دلیل تهاجم گونه‌های گیاهی و جانوری است (Son *et al*., 2017; Zarkami and Khazaie, 2020). کنترل گونه‌های مهاجم آبزی هزینه زیادی روی اقتصاد منطقه باقی می‌گذارد. بنابراین برای جلوگیری از انقراض و نابودی آبزیان در محیط‌های بومی و طبیعی خود، ارزیابی زیستگاه گونه‌های آبزی مهاجم می‌تواند کمک شایان توجهی در حفظ و مدیریت اصولی زیستگاه‌ها داشته باشد (Zarkami *et al*., 2021; Sadeghi *et al*., 2018).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

از بین اکوسیستم‌های آبی در روی کره زمین، تالاب‌ها از بوم سازگان‌های بسیار حساس محسوب می‌شوند لذا هجوم گونه‌های گیاهی و جانوری مهاجم می‌توانند آسیب‌های جبران ناپذیری به این اکوسیستم‌های شکننده وارد سازد. از جمله این تهدیدات می‌توان به اختلال در زنجیره و شبکه غذایی تالاب توسط گونه‌های مهاجم اشاره کرد که این عمل می‌تواند باعث تهدید گونه‌های بومی منطقه شود به طوری‌که گونه‌های بومی دیگر قادر به استفاده از این زیستگاه‌ها نخواهند بود (Zarkami and Khazaie, 2020).

تالاب انزلی و رودخانه‌های حوضه آبریز آن، نمونه‌ای از این اکوسیستم‌های آسیب‌پذیر می‌باشند که در طی سالیان اخیر مشکلات زیادی آن‌ها را تهدید کرده است. به عنوان نمونه ورود برخی از گونه‌های مهاجم گیاهی مثل سرخس آبی، آزولا (Sadeghi *et al*., 2013) و سنبل آبی (Zarkami, 2016) و جانوران آبزی مثل میگوی آب شیرین (De Grave and Ghane, 2006) از جمله تعدادی از این تهدیدات در تالاب انزلی و رودخانه‌های حوضه آبریز آن می‌باشند که این عمل باعث شده تا این‌گونه‌های مهاجم در سطوح مختلف تغذیه‌ای این اکوسیستم‌ها تأثیرات ناگوار زیادی باقی بگذارند. از طرف دیگر در حوضه آبریز تالاب انزلی کاربری‌های متنوعی فعالیت دارند که این کاربری‌ها دارای آلاینده‌های مختلفی نظیر مواد مغذی و غیر مغذی می‌باشند. این آلاینده‌ها نهایتا وارد تالاب شده و می توانند باعث تهدید آبزیان این تالاب با ارزش بین المللی شود (JICA, 2005). رودخانه‌های زیادی از حوضه آبریز تالاب انزلی به این اکوسیستم با ارزش بین‌المللی می‌ریزند. سرانجام تمام این رودخانه‌ها که حاوی انواع مختلفی از آلاینده‌های کشاورزی، شهری، روستایی و صنعتی هستند از طریق دو رودخانه خروجی (پل انزلی و پل غازیان) به دریای خزر می‌ریزند (Nezami Balochi *et al*., 2006).

میگوی رودخانه‌ای شرق (oriental river prawn) معروف به میگوی آب شیرین (freshwater shrimp) با نام علمی (de Haan, 1849) *Macrobrachium nipponense* از جمله گونه‌های مهاجم در تالاب انزلی است. این میگو یک میگوی آمفی‌دروموس غیراجباری (Mashiko and Shy, 2008) و شب فعال است. جمعیت‌های این‌گونه برای تکمیل چرخه زیستی به آب‌های شیرین تا کمی لب شور نیاز دارند (Mashiko, 2000). نظر به اینکه میگوی مهاجم رودخانه‌ای شرق نوعی از میگوی آب شیرین محسوب می‌شود لذا آب‌های شیرین نسبت به آب‌های شور و لب شور امکان تهاجم این گونه را در مناطق جدید بیشتر میسر می‌کند (Bandani *et al*., 2013). این گونه میگو در اکوسیستم‌های آبی مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری جهان از جمله در دریاچه‌ها، آبگیرها مخازن، تالاب‌ها و رودخانه‌ها بطور گسترده‌ای پراکنده شده است (Bandani, 2012). نخستین حضور میگوی آب شیرین در آبگیرهای استان گلستان (Gorgin and Ali Mohamdi, 2004) و در اکوسیستم بین‌المللی تالاب انزلی (De Ghanne and Grave, 2006) گزارش شده است.

میگوهای آب شیرین بیشتر مناطق گرمسیری را به عنوان زیستگاه خود بر می‌گزینند لذا درجه حرارت آب و هوا یکی از مهم-ترین عوامل برای بقا و رشد این‌گونه محسوب می‌شود. این میگو ها معمولا در آب‌های گرمسیری با دامنه تحمل دمایی ۲۸ تا ۳۲ درجه سانتی‌گراد زندگی می‌کنند. هرچند در برخی از منابع علمی محدوده تحمل دمایی میگوی‌های آب شیرین ۱۵ تا ۳۵ درجه سانتی‌گراد هم گزارش شده است (Santos *et al*., 2006). بر اساس برخی از منابع (Santos *et al*., 2006)، دامنه مناسب اسیدیته برای رشد میگوهای آب شیرین ۹-۷ و با کاهش اسیدیته (تا ۵) ، میزان رشد طولی و وزنی میگوها به طور قابل توجهی کاهش پیدا می‌کند و همچنین افزایش اسیدیته (تا ۹/۵) ، ممکن است حتی منجر به مرگ میگوها شود (Hummel, 1986).

به کارگیری روش‌های آماری مناسب و مدل‌های اکولوژیک مرتبط (Everaert *et al*., 2011; Piri Sahragard, 2018) می‌تواند کمک مؤثری برای پیش‌بینی وضعیت بوم‌شناختی و انتخاب زیستگاه مناسب توسط گونه‌های مهاجم آبزی و همچنین برای حصول به برنامه‌های اصولی مدیریتی در تالاب‌ها و سایر اکوسیستم‌های آبی باشد (Sadeghi *et al*., 2013; Hoang *et al*., 2010). به‌طوری‌که اگر از خصوصیات اکولوژیکی و شرایط بهینه زیستگاهی این موجودات آبزی مهاجم اطلاعات جامعی وجود نداشته باشد نمی‌توان روی مدیریت تالاب‌ها و حوضه آبریز آن‌ها برنامه ریزی کرد (Zarkami *et al*., 2018).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

در پژوهش حاضر برای مطالعه پیش‌بینی رجحان زیستگاهی میگو از مدل درخت تصمیم‌گیری استفاده شده است. قابلیت انعطاف‌پذیری و شفافیت این مدل بسیار بالا است و خصوصاً موقعی که تعداد داده‌ها نسبتاً کم هست این مدل می‌تواند کاربرد زیادی داشته باشد (Hoang *et al*., 2010). در سال‌های اخیر مدل درخت تصمیم‌گیری در مطالعات مختلف اکولوژیکی برای بررسی رجحان زیستگاهی گونه‌های آبزیان (خصوصاً در مورد حضور و عدم حضور آن‌ها) استفاده شده است (Everaert *et al*., 2011). مدل دیگر برای بررسی احتمال حضور و یا عدم حضور گونه میگوی مورد مطالعه، مدل خطی تعمیم یافته است که نوعی تعمیم رگرسیون خطی است. مدل خطی تعمیم یافته یک مدل بسیار سودمندی برای بررسی پیش‌بینی روند احتمال حضور یا عدم حضور گونه‌ها (احتمال وقوع گونه‌ای) می‌باشد (Nelder and Wedderburn, 1972).

مطالعات در مورد شرایط رجحان زیستگاهی میگوی آب شیرین (میگوی مورد مطالعه) در ایران و حتی در جهان بسیار ناچیز است. در منطقه مورد تحقیق (تالاب انزلی)، مطالعات اندکی در خصوص فراوانی، پراکنش جمعیت و ویژگی‌های تولید مثلی این میگو انجام‌گرفته است که از جمله این مطالعات می‌توان به بررسی خصوصیات جمعیت این میگو و تولید مثل آن‌ها را اشاره کرد. از تحقیقات دیگر می‌توان به واکنش، پویایی جمعیت و زیست شناسی تولید مثل این‌گونه میگو را نام برد. بررسی پراکنش و فراوانی این میگو در تالاب انزلی و ارتباط آن با برخی از عوامل محیطی از جمله تحقیقات دیگر در این راستا است که در این تالاب با ارزش انجام گرفته است. برخی از مطالعاتی را که در این راستا در سایر اکوسیستم‌های آبی کشور انجام شده است به عنوان نمونه می‌توان به وضعیت پراکنش این میگو در اکوسیستم‌های آب شیرین و باریکه ساحلی دریای خزر (استان گلستان) اشاره کرد. با این وجود تحقیقات انجام شده ارتباط چندانی با اهداف مورد مطالعه فعلی ندارد. لذا با توجه به نقشی که میگوی آب شیرین در تالاب انزلی و حوضه آبریز آن از نظر بوم شناختی (زنجیره و شبکه غذایی) و اقتصادی ایفا می‌کند، هدف عمده از تحقیق فعلی استفاده از مدل‌های درخت تصمیم‌گیری و خطی تعمیم یافته برای پیش‌بینی وضعیت رجحان زیستگاهی این میگوی آب شیرین با توجه به متغیرهای مهم و تأثیرگذار (کیفی آب، دینامیکی و ساختاری محیط) در تالاب انزلی و حوضه آبریز آن است.

مواد و روش‌ها

توصیف و انتخاب مناطق موردمطالعه

اکوسیستم بین‌المللی تالاب انزلی ازجمله تالاب‌های بسیار ارزشمند در ایران است که در مختصات جغرافیایی ۴۸ درجه و ۴۵ دقیقه تا ۴۹ درجه و ۴۲ دقیقه طولی و ۳۶ درجه ۵۵ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۳۲ دقیقه عرضی واقع شده است (Nezami Balochi *et al*., 2006). وسعت حوضه آبریز تالاب انزلی بیش از ۳۷۰۰ کیلومتر مربع و با میانگین نزولات سالیانه بیش از ۱۲۰۰ میلی‌متر برآورد شده است (Sadeghi *et al*., 2013).

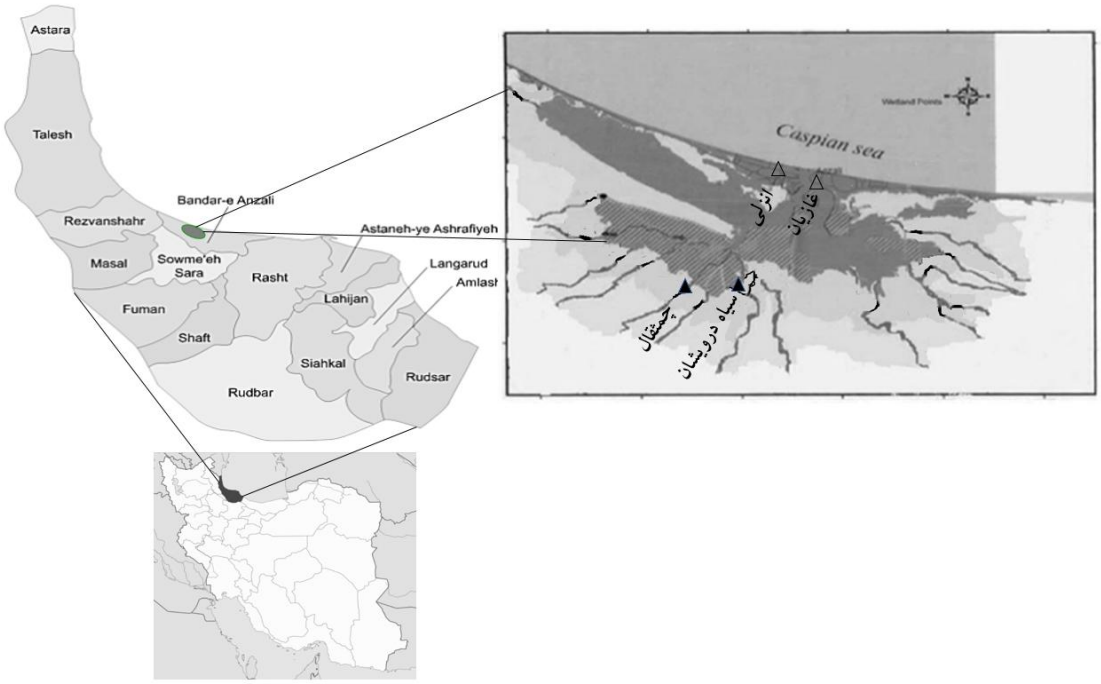
در انتخاب ایستگاه‌های مطالعاتی شرایط مختلف اکولوژیکی (حضور کامل و یا عدم حضور میگوی آب شیرین)، وضعیت جغرافیایی و مورفومتریک مناطق و همچنین فعالیت‌های مختلف انسانی در حوضه آبریز تالاب در نظر گرفته شده است. به‌طوری‌که هدف عمده این پژوهش این بوده تا داده‌های جمع‌آوری شده (زیستی و محیطی) در هر ایستگاه از نظر آماری استقلال بیشتری نسبت به ایستگاه‌های دیگر داشته باشند.

در پژوهش فعلی، برای بررسی پیش‌بینی الگوی احتمال حضور و عدم حضور میگوی آب شیرین توسط مدل‌های در نظر گرفته‌شده،۴ ایستگاه از قسمت‌های مختلف حوضه آبریز تالاب انزلی انتخاب گردید. ۲ ایستگاه در رودخانه‌های ورودی به تالاب و دو ایستگاه در قسمت‌های خروجی از تالاب در نظر گرفته شده است (شکل ۱). ایستگاه شماره ۱ در رودخانه سیاه درویشان انتخاب شده است که بخشی از تالاب انزلی (سرخانکل) از جنوب و بخش دیگری از تالاب (سیاه کشیم) از شرق به آن منتهی می‌شود. ایستگاه شماره ۲ مربوط به چمثقال است که همراه با رودخانه‌هایی مثل پسیخان، شیله سر و سیاه درویشان بار رسوبی زیادی را به تالاب انزلی تحمیل می‌کند. ایستگاه‌های ۱ و ۲ از رودخانه‌های ورودی به تالاب انزلی می‌باشند. دو ایستگاه

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

دیگر (۳ و ۴) در مناطق مصبی تالاب نمونه برداری شده‌اند که از رودخانه‌های خروجی تالاب انزلی به دریای خزر می‌باشند. از مشخصات قسمت‌های خروجی تالاب نسبت به مناطق دیگر تالاب، شوری نسبتاً زیاد آب، عمق زیاد و سرعت جریان آب بالا و کاهش یا فاقد پوشش گیاهان آبزی بزرگ (بن در آب، شناور و غوطه‌ور) است.



شکل۱. مناطق نمونه برداری برای اندازه‌گیری متغیرهای محیطی و زیستی (حضور و عدم حضور میگوی آب شیرین) در قسمت‌های مختلف حوضه آبریز تالاب انزلی. حضور میگو (چمثقال و سیاه درویشان) با مثلث توپر نمایش داده شده است و عدم حضور میگو (در مناطق مصبی تالاب شامل زیر پل غازیان و پل انزلی) با مثلث توخالی مشخص‌شده است.

جمع‌آوری داده

در مطالعه کنونی، بررسی از نمونه‌های آب از مناطق مختلف نمونه برداری به منظور اندازه‌گیری فاکتورهای کیفی آب (نظیر فسفات، هدایت الکتریکی، اکسیژن محلول، کلراید، کدورت، نیترات، مواد جامد معلق، اسیدیته، سولفات، شوری، اکسیژن خواهی زیستی و سختی کل) و فاکتورهای دینامیکی (مثل سرعت جریان آب) و ساختاری محیط (مثل عمق آب) و نمونه‌های زیستی (فراوانی میگوی آب شیرین که برای تعیین حضور و عدم حضور گونه استفاده شده است) انجام گرفت. نمونه برداری از این چهار ایستگاه مختلف در حوضه آبریز تالاب انزلی به مدت یک سال (۱۳۹۶-۱۳۹۷) و به صورت ماهانه انجام گرفت. برای به حداقل رساندن میزان خطا در هنگام نمونه برداری سعی شده تا نمونه برداری از فراوانی میگوها (برای پی بردن به حضور و عدم حضور میگوی مهاجم) در تمام ایستگاه‌ها در طول یک روز انجام شود و تمام نمونه برداری‌ها تا قبل از ظهر تکمیل شود. برای جلوگیری از بروز خطا در هنگام عملیات نمونه برداری، بیشتر نمونه‌ها در اواسط هرماه برداشت شده و همچنین تمام نمونه برداری‌ها در همان موقعیت قبلی (که دارای طول و عرض جغرافیایی مشابه با سایر ماه‌ها داشته) انجام شده بود. به عبارت دیگر، شرایط نمونه برداری ماهانه برای تمام متغیرهای فیزیکی، شیمیایی و ساختاری در تمام چهار ایستگاه در سرتاسر سال یکسان بوده است. برای صید میگوها مدت زمان و مسافت نمونه برداری با رعایت شرایط استاندارد نمونه برداری انجام‌گرفته تا اطلاعات دقیق‌تر و کامل‌تری در خصوص صید میگو حاصل شود. به طوری‌که برای نمونه برداری از میگوی مورد مطالعه، مسافتی حدود ۵۰ متر در هر ایستگاه در نظر گرفته شده بود و عمل پایش زیستی برای صید و جمع‌آوری نمونه‌ها

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

به‌طور متوسط به مدت ۱۰ دقیقه انجام گرفت. با توجه اینکه میگوی مورد مطالعه (مثل اکثر گونه‌های ده‌پایان) برای رفع احتیاجات زیستی خود نیاز به مخفی شدن در پناهگاه خود دارد لذا ابتدا نیاز بوده تا پناهگاه این میگوها آشفته شود. بطوری که با انجام این کار جمعیت‌های زیادی از این میگوها از پناهگاه خود خارج می‌شدند. این عمل باعث شده تا میگوهای بیشتری جمع آوری و در نهایت صید شوند. برای صید میگوها از دستگاه صید الکتریکی با ولتاژ ۲۲۰ ولت استفاده شده است که دستگاه مناسبی برای صید این میگوها می‌باشد. البته در کنار صید الکتریکی، از ساچوک (تور دستی) نیز برای جمع‌آوری میگوها استفاده شده است. هر چند نظر به اینکه استفاده از تور دستی به تنهایی ممکن است تعداد کمتری از میگوها را صید کند لذا برای تکمیل صید میگوها این دو روش به‌طور هم زمان انجام شده است. بعد از اتمام نمونه برداری، نمونه‌ها بلافاصله و تا قبل از ظهر به آزمایشگاه معتبر منتقل شدند.

بر اساس تحقیقات گذشته و همچنین با بررسی علمی در پژوهش حاضر، تاکنون حضور میگو در قسمت‌های خروجی تالاب به دریای خزر (دو ایستگاه دیگر مورد مطالعه) اثبات نشده است. درحالی‌که این‌گونه در دو ایستگاه دیگر (چمثقال و سیاه درویشان) در تمام فصول سال حضور کامل داشته است. لذا پس از حصول اطمینان از مناطق مورد مطالعه، در دو تا از ایستگاه‌های مورد نظر، میگو به صورت حضور کامل و در دو ایستگاه دیگر به صورت عدم حضور در نظر گرفته شده است. نمونه‌های زیستی (میگوی آب شیرین با همراه نمونه‌های احتمالی دیگر) به آزمایشگاه منتقل شده و توسط کارشناسان در حوزه علوم جانور شناسی شناسایی شده تا اطمینان حاصل شود که گونه‌ی مورد نظر همان میگوی آب شیرین است. نمونه‌ها بعد از جمع‌آوری در فرمالین ۴٪ و سپس الکل ۷۰٪ تثبیت و نگهداری شدند. از مهم‌ترین خصوصیات مورفولوژیکی گونه که به‌عنوان کلید شناسایی در تالاب انزلی از آن استفاده شده است به شرح زیر می‌باشد:

رستروم راست و مستقیم (یک‌چهارم طول از حدقه چشم تا نوک رستروم پهن)، رستروم با دو دندانه پشتی در عقب حدقه چشم‌ها، هپاتیت اسپین در سطح پایین‌تر از اسپین شاخک‌ها، دومین جفت از پریوپود نرهای بالغ مساوی و هم اندازه، تمامی قطعات پوشیده از موهای کوتاه و متراکم، کارپوس کوتاه‌تر از پروپودوس و طویل‌تر از مروس، سطح داخلی چنگال‌ها با موهای مخملی و انگشت پروپودوس با یک دندانه نزدیک به پایه و تعداد دندانه‌های شکمی ا تا ۴ و تعداد دندانه های پشتی ۱۰ تا ۱۸ متغیر است.

از فاکتورهای مهم کیفی آب که مستقیماً در مطالعات میدانی اندازه‌گیری شدند می‌توان به اسیدیته (pH-meter, WTW)، هدایت الکتریکی آب (TDS- meter, WTW) و اکسیژن محلول (تیتراسیون الکترومتریک) اشاره کرد. فاکتورهای مهم ساختاری و دینامیکی که در عملیات میدانی اندازه‌گیری شده‌اند عبارتند از عمق آب (به کمک یک متر چوبی) و سرعت جریان آب (برای سنجش سرعت جریان آب در هر ایستگاه، ابتدا با کمک قطعه‌ای از یونولیت به فاصله‌ای حدود ۱۵ متر مدت زمان طی شده در مسافت مورد نظر محاسبه شد و از نسبت مسافت پیموده شده بر زمان طی شده سرعت جریان آب محاسبه شد) (Sadeghi *et al*., 2014). از روش استاندارد (APHA/AWWA/WEF, 1998) برای سنجش بقیه متغیرها در آزمایشگاه استفاده شده است.

تجزیه‌وتحلیل داده‌ها

در اولین گام، میزان تأثیرگذاری فاکتورهای کیفی آب، دینامیکی و ساختاری محیط در خصوص حضور و عدم حضور میگوی مورد مطالعه با استفاده از آمار توصیفی مشخص شد (SPSS statistics, version 22). به بیان دیگر، در مرحله نخست، پراکنش داده‌ها برای تمام متغیرهای مورد نظر با در نظر گرفتن میزان حداقل، حداکثر، میانگین، میانه و انحراف معیار مشخص شده است (جدول ۱). سپس با استفاده از آزمون Kolmogorov–Smirnov (SPSS statistics, version 22) وضعیت داده‌های اندازه‌گیری شده از نظر نرمال بودن مورد سنجش قرار گرفت. نظر به اینکه داده‌ها برای متغیرهای غیر زیستی اندازه‌گیری شده از پراکنش غیر نرمال پیروی کردند لذا در درجه اول با استفاده از آزمون‌های آماری ناپارامتریک نظیر Mann-Whitney(Hammer, 2013)، فراوانی میگوها (بر اساس حضور/عدم حضور) با هم مقایسه شدند. در واقع نتایج این آزمون بر

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

اساس مقایسه میانه بین متغیرهای غیر زیستی که گونه در آن حضور کامل داشته و یا اصلاً حضور نداشته بود انجام‌گرفته است. آنالیز داده‌ها در این قسمت در نرم افزار PAST انجام شد. سپس با توجه به این امر، مدل مناسب یعنی مدل خطی تعمیم یافته (PAST) (Hammer, 2013) برای بررسی احتمال روند حضور/عدم حضور میگو در مناطق مورد مطالعه استفاده شد. مدل دیگر استفاده شده در این تحقیق، مدل درخت تصمیم‌گیری (WEKA) (Witten *et al*., 2011) بوده که برای پیش بینی رجحان زیستگاهی میگوی مورد مطالعه به کار گرفته شد تا متغیرهای کلیدی و تأثیرگذار برای گونه مورد مطالعه مشخص شوند. برعکس مدل خطی تعمیم یافته، نرمال بودن داده‌ها تأثیر چندانی در میزان پیش بینی این مدل ندارد.

ارتباط بین متغیرهای محیطی با یکدیگر و همچنین ارتباط بین متغیرهای محیطی و زیستی (فراوانی میگو) در ایستگاه‌های حوضه آبریز تالاب انزلی با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون مشخص گردید. این آزمون به این خاطر انجام گرفت تا بسته به اهداف مطالعه برخی از متغیرهای که داده‌های آن‌ها دارای ضریب همبستگی بالاتر از ۰/۶ هستند حذف شوند (Zarkami *et al*., 2021). نظر به اینکه مدل درخت تصمیم‌گیری کمتر تحت تأثیر متغیرهای همبسته قرار می‌گیرد (Zarkami *et al*., 2021) لذا عمل حذف متغیرهای همبسته فقط برای مدل خطی تعمیم یافته در نظر گرفته شده است.

نتایج

پراکنش آماری داده‌ها در ایستگاه‌های مورد مطالعه

آمار توصیفی برای کل ایستگاه‌ها (در طول یک سال) در جدول ۱ نشان داده شده است. بر اساس اطلاعات این جدول، میزان احتمال وقوع میگوی آب شیرین در ۴ ایستگاه مورد بررسی، پنجاه درصد بوده است به این معنی با سه بار صید به ازای واحد تلاش در تمام این صیدها در دو تا از ایستگاه‌های مورد مطالعه (سیاه درویشان و چمثقال) میگوی آب شیرین حضور داشته و در ۲ ایستگاه دیگر حضور گونه به اثبات نرسیده است. همان‌گونه که قبلاً اشاره شده تعداد کل نمونه بر اساس حضور و عدم حضور گونه برای هر متغیر ۴۸ بوده است به‌طوری‌که در ۲۴ نمونه حضور تعداد افراد میگو مشاهده شده (سیاه درویشان و چمثقال) و در ۲۴ نمونه دیگر (دو تا از مناطق مصبی تالاب) بعد از همان تعداد تلاش برای صید میگو، هیچ تعداد میگویی مشاهده نشده نبود. به‌طورکلی تعداد ۸۱۲ عدد میگو در یک سال نمونه برداری صید شد.

بر اساس نتایج آزمون Kolmogorov–Smirnov مشخص شد که فقط داده‌های مربوط به متغیرهای اکسیژن محلول و اسیدیته از پراکنش نرمال پیروی کردند ($p> 0.05$ برای هر دو متغیر) درحالی‌که داده‌های بقیه متغیرها از پراکنش غیر نرمال برخوردار بودند ($p< 0.05$) .

نتایج آزمون Mann-Whitney مشخص کرد که از بین متغیرهای مورد تحقیق، به‌غیر از ارتو فسفات، اختلاف معنی‌داری بین حضور و عدم حضور میگو با سایر متغیرها مشاهده شده است ($p< 0.01$ برای همه عوامل) که این موضوع دلالت بر این دارد که افزایش و کاهش این متغیرها ممکن است روی احتمال الگوی حضور و یا عدم حضور میگو در مناطق مورد مطالعه تأثیر بگذارد.

نتایج آزمون همبستگی پیرسون نشان داد که برخی از عوامل مانند هدایت الکتریکی با کل مواد جامد محلول ($r= 0.98, p< 0.01$) همبستگی مثبت و بالایی را نشان دادند به‌طوری‌که افزایش در غلظت کل مواد جامد محلول ممکن است منجر به افزایش غلظت هدایت الکتریکی در تالاب شود. بر اساس نتایج آزمون، همبستگی نسبتاً ضعیف و منفی بین فسفات با عمق آب ($r = - 0.33, p< 0.05$) مشخص‌شده است که نشان می‌دهد با افزایش عمق آب در تالاب (به خاطر رقیق شدن میزان غلظت مواد) ممکن است میزان غلظت فسفات کاهش یابد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

جدول ۱. متغیرهای اندازه‌گیری شده برای پیش بینی احتمال حضور/عدم حضور میگوی آب شیرین در ایستگاه‌های مختلف حوضه آبریز تالاب انزلی با تعیین میزان حداقل، حداکثر، میانگین، میانه و انحراف معیار در طول یک سال نمونه برداری (۱۳۹۷- ۱۳۹۶). *p*-value: سطح معنی‌دار بودن آماری متغیرها برای مقایسه میانه بین حضور و عدم حضور گونه (از طریق آزمون Mann-Whitney). n: داده های که دارای پراکنش نرمال بوده لذا در آزمون Mann-Whitney در نظر گرفته نشدند. TSS :کل مواد جامد معلق، FV: سرعت جریان آب، BOD: اکسیژن مورد نیاز زیستی

	pH	هدایت الکتریکی (µs/cm)	اکسیژن محلول (mg/l)	TSS (mg/l)	کدورت (FTU)	فسفات (mg/l)	نیترات (mg/l)
حداقل	۶/۷۷	۲۰۳/۲۰	۲/۰۰	۰/۴۴	۲/۰۵	۰/۰۰۱	۰/۱۱
حداکثر	۸/۵۱	۴۳۷۲/۰۰	۱۱/۸۰	۱۰۵/۰۰	۴۳۲/۰۰	۰/۲۰۰	۴/۲۵
میانگین	۷/۷۷	۹۹۱/۲۱	۷/۷۴	۱۸/۸۶	۸۳/۶۷	۰/۰۴۰	۱/۶۸
انحراف معیار	۰/۴۳	۷۴۵/۰۹	۲/۵۷	۲۵/۱۲	۹۴/۳۱	۰/۰۴۰	۱/۰۲
میانه	۷/۸۰	۸۸۱/۹۰	۸/۱۷	۶/۵۰	۴۱/۰۰	۰/۰۳۰	۱/۱۲
***p*-value**	n	۰/۰۱	n	۰/۰۳	۰/۰۱	۰/۹۶۰	۰/۰۴

ادامه جدول ۱. متغیرهای اندازه‌گیری شده

	شوری (mg/l)	کلراید (mg/l)	سولفات (mg/l)	سختی کل (mg/l))	عمق آب (cm)	FV (m/s)	BOD (mg/l)
حداقل	۹۶/۱۸	۹/۹۴	۲۳/۰۴	۱۲۴/۰۰	۴۰/۰۰	۰/۰۰	۲/۰۰
حداکثر	۸۱۹/۵۰	۹۹۴/۰۰	۴۰۷/۶۰	۸۴۰/۰۰	۶۰۰/۰۰	۵/۰۰	۳۷/۰۰
میانگین	۴۲۵/۱۹	۱۰۲/۲۰	۹۵/۴۱	۲۸۰/۲۵	۲۰۲/۹۲	۱/۷۷	۹/۸۱
انحراف معیار	۱۸۴/۲۳	۱۵۸/۰۲	۶۸/۲۲	۱۱۵/۹۳	۱۵۱/۰۷	۱/۶۴	۷/۷۳
میانه	۳۳۵/۳۰	۶۰/۳۵	۸۱/۳۳	۱۶۰/۲۰	۱۳۰/۰۰	۱/۳۲	۸/۵۰
***p*-value**	۰/۰۴	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۴

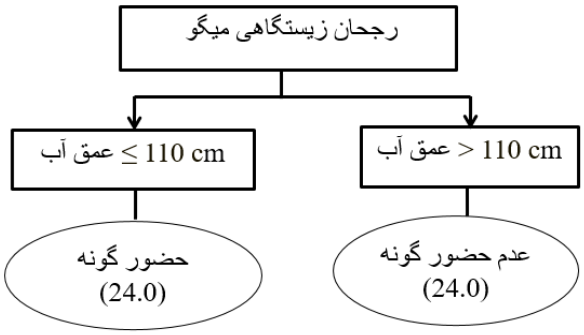
مدل درخت تصمیم‌گیری

وقتی‌که کل متغیرها نمایش داده شده در جدول ۱، به مدل درخت تصمیم‌گیری معرفی شدند، فقط متغیر عمق آب توسط مدل برای پیش بینی رجحان زیستگاه میگو مهم تشخیص داده شد (شکل ۲). در این شرایط بر اساس دو تا از معیارهای اعتبار سنجی مدل (درصد داده‌های صحیح طبقه بندی شده و ضریب کاپای کوهنی)، پیش بینی مدل از قابلیت اعتبار بالایی برخوردار بوده است به‌طوری‌که بیش از ۹۵ درصد از داده‌ها به‌طور صحیح طبقه بندی شدند و ضریب کاپای کوهنی هم بیش از ۰/۹ بوده است. بر اساس پیش بینی مدل، عمق‌های زیاد آب (عمیق‌تر از ۱۱۰ سانتی‌متر) می‌تواند یک فاکتور مهم بازدارنده

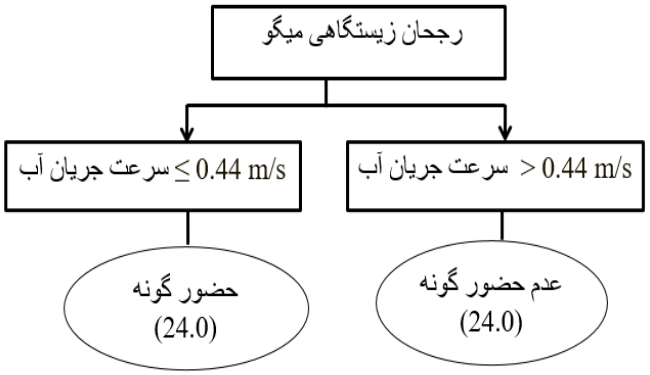
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

برای حضور میگو باشد. بعد از حذف عمق آب از مدل، متغیر دیگری که برای پیش بینی رجحان زیستگاهی میگو مهم تشخیص داده شده بود سرعت جریان آب بوده است (شکل ۳). میزان اعتبار سنجی مدل برای متغیر سرعت جریان آب نیز بالا بوده است چنانکه بیش از ۹۵ درصد از داده‌های این متغیر توسط مدل بطور صحیح طبقه بندی شده بودند و میزان کاپای کوهنی نیز بیش از ۰/۹ بوده است. بعد از دو مرحله حذف پی در پی متغیرهای کلیدی و تأثیرگذار روی رجحان زیستگاهی میگو از مدل (یعنی عمق آب و سرعت جریان آب)، در نهایت سه متغیر توسط مدل انتخاب شده بودند. در این حالت هر چند میزان اعتبار سنجی مدل نسبت به دو حالت قبل (که با حذف عمق و سرعت جریان آب انجام گرفته بود) کمی پایین‌تر بوده است اما با این وجود هنوز میزان اعتبار مدل بالا بوده است بطوری که بیش از ۸۵ درصد از داده‌های این سه متغیر بطور صحیح طبقه بندی شده و میزان کاپای کوهنی نیز بیش از ۰/۸ بوده است. اکسیژن محلول، شوری آب و اسیدیته از جمله متغیرهایی بودند که در این حالت توسط مدل درخت تصمیم‌گیری انتخاب شده بودند (شکل ۴). بر اساس پیش بینی مدل، میزان شوری آب تالاب (بالاتر از ۴۸۳/۸ میلی‌گرم در لیتر) ممکن است منجر به عدم حضور گونه میگو شود. همچنین وقتی‌که میزان اسیدیته به تدریج در آب کم می‌شود این عمل ممکن است به عدم حضور گونه میگوی مورد مطالعه ختم شود. هر چند اکسیژن محلول توسط مدل انتخاب شده است اما در خصوص مقدار این متغیر برای پیش بینی رجحان زیستگاهی گونه میگو هیچ گونه تصمیم‌گیری توسط مدل انجام نگرفته است به‌طوری‌که متغیرهای دیگر مثل شوری و اسیدیته به این متغیر وابسته هستند.



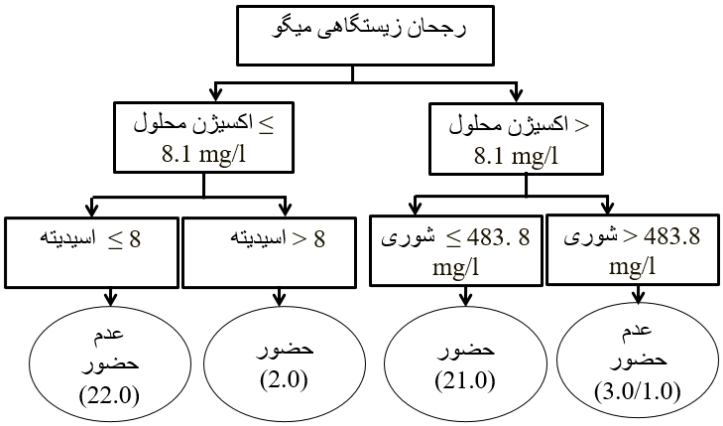
شکل ۲. مدل درخت تصمیم‌گیری برای پیش‌بینی رجحان زیستگاهی میگو در مناطق مورد بررسی با در نظر گرفتن کل متغیرهای اندازه‌گیری شده در جدول ۱ (فاکتور اطمینان هرس: ۰/۲۵ و تعداد دفعات اعتبار سنجی متقابل مدل: ۳ برابری) (اعداد داخل پرانتز نمایانگر تعداد مواردی است که در آن قواعد مدل بر اساس درست/نادرست بودن مشخص‌شده‌اند).



شکل ۳. مدل درخت تصمیم‌گیری برای پیش‌بینی رجحان زیستگاهی میگو در مناطق مورد بررسی پس از حذف اولین متغیر تأثیرگذار (فاکتور اطمینان هرس: ۰/۲۵ و تعداد دفعات اعتبار سنجی متقابل مدل: ۳ برابری) (اعداد داخل پرانتز نمایانگر تعداد مواردی است که در آن قواعد مدل بر اساس درست/نادرست بودن مشخص‌شده‌اند).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]



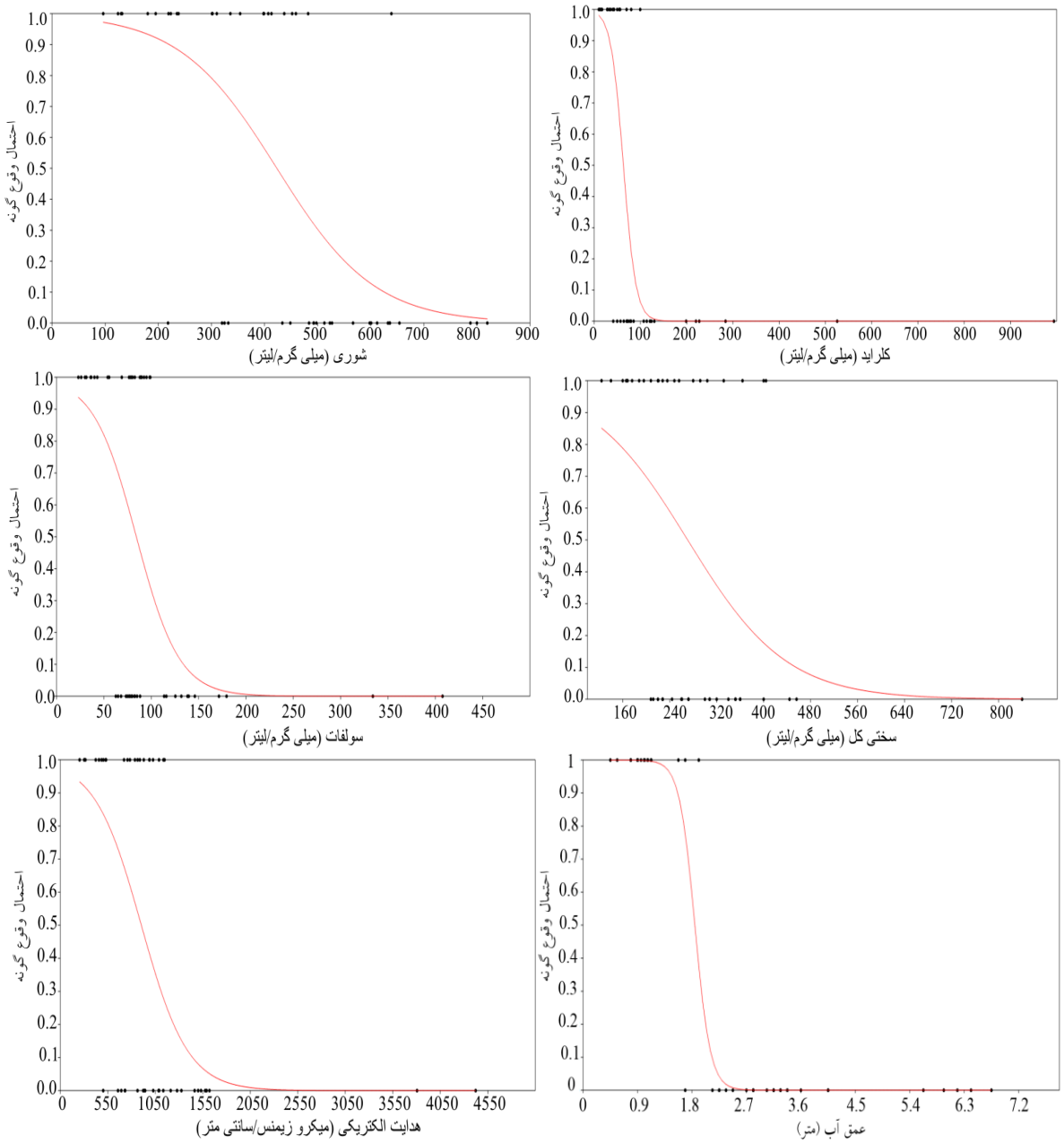
شکل ۴. مدل درخت تصمیم‌گیری برای پیش‌بینی رجحان زیستگاهی میگو در مناطق مورد بررسی پس از حذف دومین متغیر تأثیرگذار روی رجحان زیستگاهی گونه (فاکتور اطمینان هرس: ۰/۲۵ و تعداد دفعات اعتبار سنجی متقابل مدل: ۳ برابری) (اعداد داخل پرانتز نمایانگر تعداد مواردی است که در آن قواعد مدل بر اساس درست/نادرست بودن مشخص شده‌اند).

مدل خطی تعمیم یافته

بر اساس نتایج حاصله از مدل خطی تعمیم یافته، ارتباط کاملاً معنی‌داری بین برخی از متغیرها با حضور یا عدم حضور میگو در حوضه آبریز تالاب وجود داشته است ($p < 0.01$ برای همه متغیرها). از منحنی سینوسی مدل، کاملاً مشخص شده است که با افزایش میزان فاکتورهای دینامیکی و ساختاری در حوضه آبریز تالاب مثل عمق تالاب و سرعت جریان آب (خصوصاً در قسمت‌های خروجی تالاب انزلی) و یا با افزایش غلظت متغیرهای کیفی آب مثل میزان کلراید، شوری، بار هدایت الکتریکی، سختی کل و سولفات به تدریج از احتمال حضور میگو کاسته می‌شود بطوریکه بیشترین میزان غلظت این مواد نیز در رودخانه‌های خروجی تالاب ثبت شده است و برعکس با افزایش غلظت اکسیژن محلول، میزان کدورت آب و اسیدیته ممکن است روند احتمال حضور میگو در تالاب افزوده شود (شکل ۵).

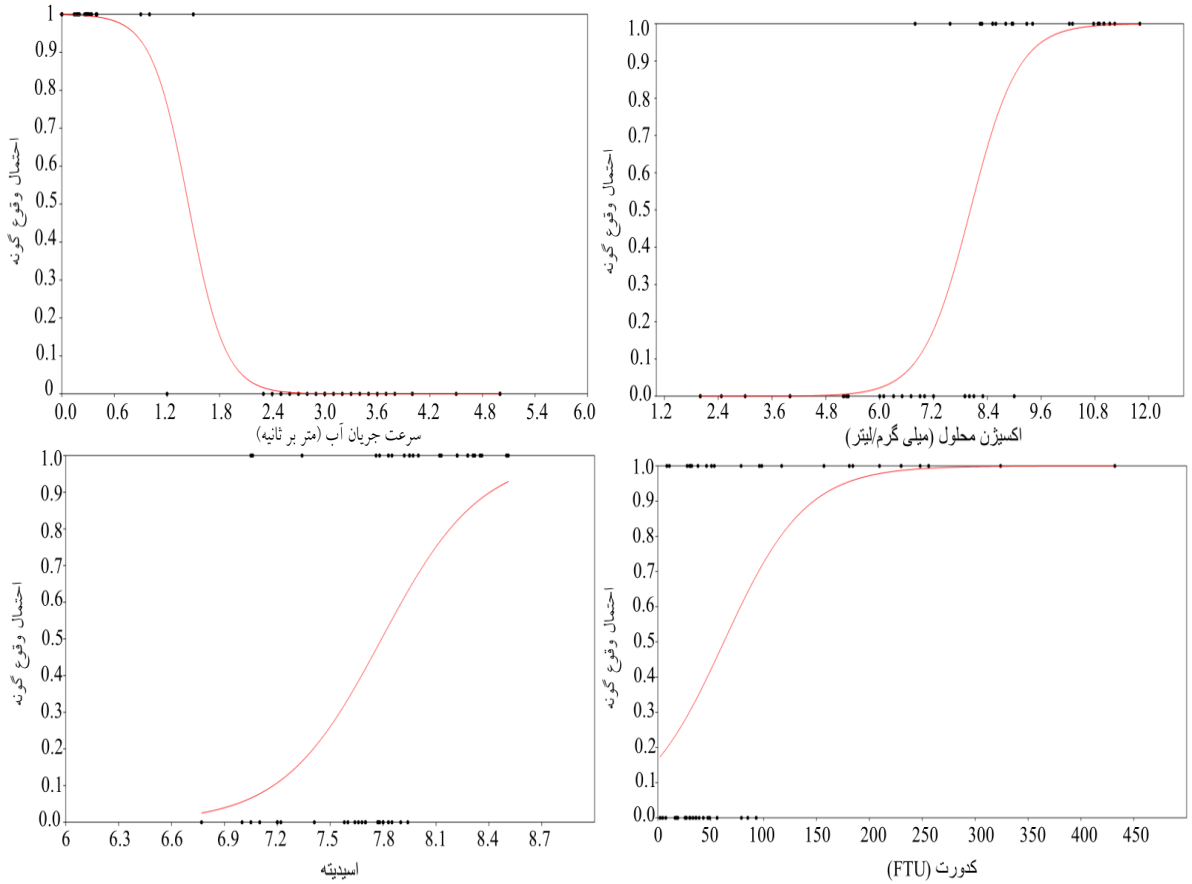
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]



[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]



شکل ۵. پیش‌بینی احتمال روند حضور و عدم حضور میگوی مهاجم آب شیرین با استفاده از مدل خطی تعمیم یافته در بخش‌های مختلف حوضه آبریز تالاب انزلی بر اساس مهم‌ترین و تأثیرگذارترین متغیرهای محیطی (توزیع: دوجمله‌ای و تابع پیوند: لوجیت).

بحث

در تحقیق فعلی متغیرهای زیادی برای بررسی رجحان زیستگاهی میگوی آب شیرین در حوضه آبریز تالاب انزلی در نظر گرفته شده بودند. هر چند مثل تمام موجودات زنده دیگر، رجحان زیستگاهی این میگوی مورد مطالعه در حوضه آبریز تالاب انزلی ممکن است کم و بیش تحت تأثیر همه این متغیرها قرارگرفته باشد اما در مطالعات سنجش رجحان زیستگاهی گونه‌های جانوری باید متغیرهایی را انتخاب کرد تا بیش‌ترین نقش را در انتخاب زیستگاه بهینه گونه‌ها ایفا کند. لذا قبل از اجرای مدل حذف یک یا چند تا از متغیرهای با همبستگی بالا می‌تواند یک روش بسیار سودمندی برای رفع این مشکل باشد Zarkami (Zarkami *et al*., 2018 ; and Khazaie, 2020). نظر به اینکه متغیرها با همبستگی بالاتر از قدر مطلق ۰/۶، ممکن است دقت پیش بینی مدل‌ها را در خصوص سنجش رجحان زیستگاهی موجودات کم کنند (Walczak and Cerpa, 1999) ، لذا مطالعات زیادی پیشنهاد کرده‌اند که برخی از متغیرها را با دارا بودن همبستگی بالا (البته بسته به اهداف مطالعه و نوع مدل مورد استفاده) می‌توان از مدل کنار گذاشت بدون اینکه حذف این متغیرهای همبسته کوچک‌ترین تأثیر منفی در صحت پیش‌بینی مدل‌ها باقی بگذارند (Kuhn and Johnson, 2013; Sadeghi et al., 2014; Zhao *et al*., 2014). لذا برای پیش بینی رجحان زیستگاهی میگو در مطالعه فعلی برخی از متغیرهای همبسته قبل از به کارگیری مدل تعمیم یافته کنار گذاشته شدند و پس از حذف برخی از متغیرهای همبسته در نهایت تأثیر ۱۰ متغیر (سرعت جریان آب، عمق آب، کلراید، شوری، بار هدایت الکتریکی، سختی کل، سولفات، اکسیژن محلول، کدورت آب و اسیدیته) با استفاده از مدل خطی تعمیم یافته برای پیش بینی

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

رجحان زیستگاه میگو در نظر گرفته شده‌اند. نظر به اینکه مدل درخت تصمیم‌گیری کمتر تحت تأثیر متغیرهای همبسته قرار می‌گیرد (Ambelu *et al*., 2010) تمام متغیرها (لیست شده در جدول ۱) برای مدل مربوطه در نظر گرفته شدند.
پیامدهای پیش بینی مدل درخت تصمیم‌گیری و خطی تعمیم یافته مشخص کرد که برخی از متغیرهای محیطی می‌توانند بر روند انتخاب زیستگاه میگو تأثیرگذار باشند. به‌طوری‌که نتایج هر دو مدل نشان داد که با افزایش میزان فاکتورهای ساختاری و دینامیکی تالاب مثل عمق آب و سرعت جریان آب، ممکن است از احتمال حضور میگو کاسته شود که نتایج این تحقیق با یافته‌های قبلی محققان مطابقت دارد (Zarkami *et al*., 2020). از منحنی مدل خطی تعمیم یافته در خصوص عمق آب تالاب می‌توان چنین استنتاج نمود که با افزایش تدریجی عمق تالاب ممکن است از احتمال حضور میگو در این مناطق کم شود. لذا با توجه به این امر می‌توان نتیجه گرفت عمق‌های زیاد در تالاب‌ها و یا سایر بوم‌سازگان‌های آبی ممکن است یک متغیر محدودکننده برای استقرار، رشد و بقای این میگوی آب شیرین قلمداد شود. شایان ذکر است که زیستگاه عمده این گونه میگو بیشتر به سیستم رودخانه‌ای تعلق دارد به همین خاطر این موجود به میگوی رودخانه‌ای شرقی معروف است. با توجه به این موضوع، زیستگاه بهینه‌ای موجود را می‌توان بیشتر در حاشیه رودخانه‌ها و آبگیرها، لایلای گیاهان آبزی (بن در آب و غوطه‌ور)، حفره‌های موجود در ریشه گیاهان و درختان واقع در مناطق حاشیه‌ای و کرانه‌ای جستجو کرد. هر چند این میگو ممکن است در سایر زیستگاه‌ها و حتی اعماق تالاب‌ها نیز یافت شود چون یک‌گونه نکتون و فعال است اما زیستگاه بهینه این گونه در قسمت‌های کم عمق پهنه‌های آبی است. نظر به اینکه این‌گونه میگو، گونه‌ای قلمرو طلب و رفتار تهاجمی از خود نشان می‌دهد و در طول چرخه زندگی خود برای رشد و تولید مثل خود به پوست اندازی های زیادی نیاز دارد طبیعتاً در این مراحل از زندگی خود بسیار حساس و آسیب پذیر است و لذا نیازمند پناهگاه بهینه‌ای است که این امر بیشتر در مناطق کم عمق و حواشی رودخانه‌ها و تالاب‌ها برای موجود محقق می‌شود و از طرف دیگر، نظر به اینکه در اعماق زیاد محیط نسبتاً باز و پوشش گیاهی (بن در آب و غوطه‌ور) بسیار اندک است، بنابر این جمعیت این‌گونه میگو به سختی می‌تواند در چنین محیطی سکنی گزینند. از طرف دیگر با توجه به اینکه این میگو از گونه‌های همه‌چیزخوار بوده و قسمتی از نیازهای تغذیه‌ای خود را باید از کف زیان تأمین کند (Short, 2004) لذا در چنین اعماقی ممکن است احتمال دسترسی موجود به غذا محدودتر شود.

بر اساس نتایج مدل خطی تعمیم یافته و همچنین درخت تصمیم‌گیری، افزایش سرعت جریان آب می‌تواند برای استقرار جمعیت میگوی آب شیرین محدودیت ایجاد کند که این موضوع در تحقیقات گذشته به خوبی اثبات شده است (Zarkami *et al*., 2020). همانند عمق آب، بیشترین میزان سرعت جریان آب نسبت به مناطق دیگر تالاب عمدتا در قسمت‌های خروجی تالاب ثبت شده است. لذا بر اساس نتایج مدل‌ها (خطی یافته و درخت تصمیم‌گیری) می‌توان استنتاج کرد که این میگو برای استقرار و بقای خود به آب‌های نسبتاً آرام نیاز دارد و معمولاً تجمع این‌گونه بیشتر در قسمت‌های از تالاب دیده می‌شود که گیاهان ماکروفیت خصوصاً حاشیه‌ای در آنجا زیادتر دیده می‌شوند (Sethi *et al*., 2013; Lavajoo *et al*., 2019; Zarkami *et al*., 2020). بنابر این با توجه به کاهش یا عدم گیاهان ماکروفیت در رودخانه‌های خروجی تالاب به دریا (نزدیک به دریای خزر) و همچنین افزایش سرعت جریان آب، در چنین حالتی، شرایط بهینه نمی‌تواند برای انتخاب زیستگاه موجود فراهم شود.

با افزایش غلظت برخی از متغیرهای کیفی آب مثل ازدیاد میزان هدایت الکتریکی، کلراید، سولفات و سختی کل (بر اساس مدل خطی تعمیم یافته) و شوری (بر اساس پیش بینی هر دو مدل) به‌تدریج از احتمال وقوع میگو کاسته می‌شود به‌طوری‌که بیشترین میزان غلظت این مواد در رودخانه‌های ساحلی تالاب ثبت شده است. شایان ذکر است که افزایش غلظت این فاکتورها در رودخانه‌های خروجی تالاب، متأثر از افزایش غلظت این مواد از دریای خزر است. دلیل عمده در خصوص کاهش احتمال حضور میگوی مهاجم با افزایش غلظت متغیرهای اشاره شده در مناطق مصبی تالاب را می‌توان بدین صورت توجیه کرد که نظر به اینکه این‌گونه میگوی مهاجم معروف به میگوی آب شیرین است غلظت بیش از حد این متغیرها در چنین قسمت‌هایی از تالاب (که بیشتر متأثر از شوری آب دریا است) می‌تواند کاهش تحمل این موجود را به دنبال داشته باشد. تأثیرات منفی ازدیاد غلظت شوری و هدایت الکتریکی آب و املاح دیگر روی رفتار، بقا و رشد میگو در مطالعات دیگران به‌وضوح مورد تائید

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

قرارگرفته است (Mashiko, 2000; Domenici *et al*., 2007). نتایج مدل خطی تعمیم یافته همچنین نشان داد که تحمل میگوی آب شیرین به آب‌های سخت‌تر ممکن است بسیار کم باشد. دلیل این امر این است که غلظت سختی کل (که نمایانگر غلظت کلسیم و منیزیم است) در قسمت‌های خروجی تالاب به خاطر متأثر بودن از آب دریا بسیار زیاد باشد لذا حضور موجود بیشتر در جاهایی از تالاب زیاد است که آب‌ها سختی کمی داشته باشند که یافته‌های این تحقیق نیز همسو با مطالعات گذشته است (Zimmermann, 1998; Zarkami *et al*., 2020).

برعکس فاکتورهای اشاره شده در بالا (که افزایش در مقدار/غلظت آن‌ها ممکن است احتمال حضور میگو را کاهش دهد)، افزایش در مقدار یا غلظت برخی از فاکتورها نظیر اسیدیته (بر اساس پیش‌بینی هر دو مدل)، اکسیژن محلول (بر اساس مدل خطی تعمیم‌یافته و هرچند این متغیر توسط مدل درخت تصمیم‌گیری انتخاب شده اما مقدار آن توسط مدل مشخص نشده است) و میزان کدورت آب (مدل خطی تعمیم یافته) ممکن است احتمال حضور میگو را در مناطق مورد مطالعه افزایش دهد. بر اساس یافته‌های پیشین محققان (Zimmermann, 1998) ، هرچند ممکن است تحمل میگوی آب شیرین به کاهش اکسیژن محلول در آب زیاد باشد اما در تحقیق کنونی روند منحنی مدل، کلاً نشان دهنده افزایش احتمال حضور میگو با ازدیاد اکسیژن محلول در آب است به‌طوری‌که یافته‌های تحقیق فعلی در مطالعات علمی محققان (Zimmermann, 1998) به اثبات رسیده است. دامنه اکسیژن برای بقا و ماندگاری میگوی مورد مطالعه (میگوی آب شیرین) ۷-۳ میلی‌گرم در لیتر عنوان شده است و همچنین نشان داده شده که فراوانی میگوی آب شیرین با کاهش میزان اکسیژن محلول همبستگی منفی داشته است (Oh *et al*., 1999). در مطالعات دیگران (Rogers and Fast, 1988) همچنین مشخص شده که غلظت اکسیژن محلول کمتر از ۲-۳ میلی‌گرم در لیتر ممکن است تنش میگوها را به دنبال داشته باشد. علت افزایش احتمال حضور میگو با افزایش میزان کدورت در آب را می‌توان در رفتار موجود برای مخفی شدن در لابلای گیاهان و همچنین تجزیه گیاهان و لاشبرگ‌های افتاده در آب دانست که ممکن است این عوامل از میزان نفوذ نور به داخل آب بکاهند (Oh *et al*., 1999; Zoghi Shalmani *et al*., 2017; Zoghi Shalmani *et al*., 2018). بر اساس پیامدهای هر دو مدل، اولویت برای انتخاب زیستگاه میگوی آب شیرین به آب‌های خنثی و تا حدی بازی بیشتر از آب‌های اسیدی است به طوری‌که بر اساس یافته‌های پیشین (Santos *et al*., 2006) دامنه بهینه اسیدیته برای میگوی آب شیرین ۹-۷ عنوان شده است که تقریباً با نتایج هر دو مدل همخوانی دارد و مشخص شده که در اسیدیته پایین‌تر از ۵ ممکن است میزان رشد طولی و وزنی میگو به طور معناداری کاهش پیدا کند و از طرف دیگر ممکن است مرگ میر میگوها در آب‌های بازی شدید (بیشتر از ۹) رخ دهد (Hummel, 1986).

نتیجه‌گیری

از نتایج مدل‌ها (مدل درخت تصمیم‌گیری و مدل خطی تعمیم یافته) می‌توان استنتاج کرد که هم فاکتورهای کیفی آب و هم فاکتورهای دینامیکی و ساختاری محیط اکوسیستم های تالابی می‌توانند مجموعاً روی انتخاب زیستگاه بهینه‌ی میگوی مهاجم آب شیرین اثر بگذارند. از نتایج به دست آمده از مدل‌های خطی تعمیم یافته و درخت تصمیم‌گیری می‌توان استنتاج کرد که از منظر دینامیکی و ساختاری این میگوی مهاجم بیشتر زیستگاه‌های را برای زندگی خود انتخاب می‌کند که حداقل سرعت جریان آب و از طرف دیگر کمترین عمق را داشته باشد. از نظر کیفی آب، این‌گونه میگو زیستگاه‌هایی را ترجیح می‌دهد که کمترین میزان غلظت املاح محلول و شوری را داشته باشد. هرچند دامنه تحمل این‌گونه نسبت به آلودگی زیاد است اما بر اساس پیش بینی مدل خطی تعمیم یافته، مناطق اکسیژن‌دار ممکن است زیستگاه بهینه‌ای را برای حیات موجود فراهم آورد. نتایج حاصله از این نوع تحقیقات می‌تواند برای پیش‌بینی رجحان زیستگاهی سایر میگوهای مهاجم در آب‌های شیرین جهان که شرایط بوم شناختی تقریباً یکنواختی با حوضه آبریز تالاب انزلی را دارند مورد استفاده قرار گیرد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

سپاسگزاری

بدین وسیله از پژوهشکده آبزی پروری آب‌های داخلی بندر انزلی، ایران برای فراهم آوردن امکانات نمونه برداری در مطالعات میدانی تشکر و قدردانی می‌گردد.

منابع

Ambelu, A., Lock, K., Goethals, PLM. 2010. Comparison of modelling techniques to predict macroinvertebrate community composition in rivers of Ethiopia. Ecological Informatics 5:147‐152.

APHA/AWWA/WEF. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th ed. Washington, DC, USA.

Bandani, G. 2012. Population structure and relative growth of Oriental River freshwater prawn Macrobrachium (*Macrobrachium nipponense*) holthuis in Alagol lagoon, Iran. State Agrarian university of Armenia. Article No.UDC27231.

Bandani, G., Khoshbavar Rostami, H., Keymaram, F., Sadighi, O., Mirshekar D. 2013. The first report of shrimp *Mcrobrachium nipponense* in Alagol, Almagol and Ajigol Lagoons Golestan Province. Iranian Scientific Fisheries Journal 22(3): 164-170.

De Grave, S., Ghane, A. 2006. The establishment of the oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849) in Anzali Lagoon, Iran. Aquatic Invasions 1(4): 204-208.

Domenici, P., Claireaux, G., Mckenzie, DJ. 2007. Environmental constraints upon locomotion and predator–prey interactions in aquatic organisms: an introduction. Philosophical Transactions of the Royal Society 362: 1929–1936.

Everaert, G., Boets, P., Lock, K., Džeroski, S., Goethals, PLM. 2011. Using classification trees to analyze the ecological impact of invasive species in polder lakes in Flanders, Belgium. Ecological Modeling 222: 2202-2212.

Gorgin, S., Ali Mohamdi, A. 2004. The first record of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) from Iran and its morphological comparative with *Macrobrachium rosenberhii* (De Man, 1879)', Veterinary Researches & Biological Products. 17(4), pp. 57-59.

Hammer, Q. 2013. Paleontological statistics (PAST). Natural History Museum, University of Oslo, Oslo. 221 p.

Hoang, TH., Lock, K., Mouton, A., Goethals, PLM. 2010. Application of classification trees and support vector machines to model the presence of macroinvertebrates in rivers in Vietnam. Ecological Informatics 5: 140-146.

Hummel, CG. 1986. Effects of high pH on the mortality of *Macrobrachium rosenbergii* (De Man) post larvae in green and clear water. M.Sc. Thesis, University of Puerto Rico. 177 p. (in Spanish).

JICA (Japan International Cooperation Agency). 2005. The study on integrated management for ecosystem Conservation of the Anzali wetland in the Islamic Republic of Iran-final report, 222p.

Kuhn, M., Johnson, K. 2013. Applied predictive modeling. New York: Springer.

Lavajoo, F., Amrollahi Biuki, N., Asghar Khanipour, A., Mirzajani, A., Fruitos, JG., Akbarzadeh, A. 2019. Natural diet of *Macrobrachium nipponense* shrimp from three habitats in Anzali Wetland, Iran. Caspian Journal of Environment Science 17:101-111.

Mashiko, K. 2000. Variations in body size of individuals at sexual maturity among local populations of the freshwater prawn *Macrobrachium nipponense* (de Haan), with special reference to freshwater colonization. Crustacean research 29: 20-26.

Mashiko, K., Shy, JY. 2008. Derivation of four morphologically affiliated species of Macrobrachium (Caridea: Palaemonidae) with divergent reproductive characteristics in Northeastern Asia. Journal of Crustacean Biology 28(2):370-377.

Nelder, J., Wedderburn, R. 1972. Generalized Linear Models. Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General). Blackwell Publishing 135 (3): 370–384.

Nezami Balochi, S., Khara, H., Jamalzadeh Fallah, F., Akbarzadeh, A. 2006. Survey factors of water physical and chemical in Anzali wetland, it`s inlet and outlet rivers. Pajouhesh and Sazandegi. 73: 76-83. (in Persian).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

Oh, CW., Hartnoll, RG., Nash, RDM. 1999. Population dynamics of the common shrimp, *Crangon crangon* (L.), in Port Erin Bay, Isle of Man, Irish Sea. ICES Journal of Marine Science 56: 718-733.

Piri Sahragard, H. 2018. Predictive modeling of plant species habitat distribution using logistic regression (A case study in western Taftan, Khash City). Journal of Plant Research (Iranian Journal of Biology) 30(4): 792-806.

Rogers, GL., Fast, AW. 1988. Potential benefits of low energy water circulation in Hawaiian prawn ponds. Aquacultural Engineering 7: 155-165.

Sadeghi, R., Zarkami, R., Sabetraftar, K., Van Damme, P. 2013. Application of genetic algorithm and greedy stepwise to select input variables in classification tree models for the prediction of habitat requirements of *Azolla filiculoides* (Lam.) in Anzali wetland, Iran. Ecological Modelling 251: 44-53.

Sadeghi, R., Zarkami, R., Van Damme, P. 2014. Modelling habitat preference of an alien aquatic fern, *Azolla filiculoides* (Lam.), in Anzali wetland (Iran) using data-driven methods. Ecological Modelling 284: 1–9.

Sadeghi, R., Zarkami, R., Van Damme, P. 2017. Analyzing the occurrence of an invasive aquatic fern in wetland using data-driven and multivariate techniques. Wetlands ecology and management 25(4): 485-500.

Santos, JA., Sampaio, CMS., Soares Filho, AA. 2006. Male Population Structure of the Amazon River Prawn (*Macrobrachium amazonicum*) in a natural environment. Nauplius 14: 55-63.

Sethi, S., Ram, N., Venkatesan, V. 2013. Food and feeding habits of *Macrobrachium* Lar (Decapoda, Palaemonidae) from Andaman and Nicobar Islands, India. Indian Journal of Fish 60: 131-135.

Short, JW. 2004. A revision of Australian river prawns, *Macrobrachium* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae). Hydrobiologia 525: 1–100.

Son, D., Cho, K., Lee, E. 2017. The potential habitats of two submerged macrophytes, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata* in the river ecosystems, South Korea. Knowledge and management of aquatic ecosystems. 22:418, 58.

Walczak, S., Cerpa, N. 1999. Heuristic principles for the design of artificial neural networks. Information and Software Technology 41: 107–117.

Witten, IH., Frank, E., Hall, MA. 2011. Data mining, practical machine learning tools and techniques, 3rd edn. Morgan Kaufmann, San Francisco, 629 pp.

Zarkami, R. 2016. Invasive aquatic plants. Haghshanas publishing. 184 p. (in Persian)

Zarkami, R., Esfandi, J., Sadeghi, R. 2021. Modelling Occurrence of Invasive Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Wetlands. Wetlands. 41:8.

Zarkami, R., Khazaie, H. 2020. Assessment of habitat suitability of watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) in some aquatic ecosystems of Mazandaran and Guilan provinces. Journal of Plant Research (Iranian Journal of Biology). 33(3):705-717.

Zarkami, R., Moradi, M., Sadeghi, R., Bani, A., Abbasi, K. 2018. Input variable selection with greedy stepwise search algorithm for analyzing the probability of fish occurrence: A case study for *Alburnoides mossulensis* in the Gamasiab River, Iran. Ecological Engineering 118: 104-110.

Zarkami, R., Yousefi, F., Ghane, A. 2020. Predicting the habitat suitability of freshwater shrimp in Anzali wetland watershed using support vector machine model. Journal of Fisheries 73(4): 579-592.

Zhao, J., Cao, J., Tian, S., Chen, Y., Zhang, S., Wang, Z., Zhou, X. 2014. A comparison between two GAM models in quantifying relationships of environmental variables with fish richness and diversity indices. Aquatic Ecology 48: 297–312.

Zimmermann, S. 1998. Management of the final growth phase. In: Valenti, W.C. (ed). Freshwater Shrimp Farming: Technology for the Shrimp Production. Research Support Foundation of the State of São Paulo (FAPESP), São Paulo and Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA), Brasília, Pp. 191-215.

Zoghi Shalmani, A., Patimar, R., Jafarian, H., Abdolmalaki, S., Tizkar, B. 2017. Some population and reproductive characteristics of freshwater shrimp *M. Nipponense* in Anzali wetland. Journal of animal environment 4: 243-254.

Zoghi Shalmani, A., Patimar, R., Jafarian, H., Abdolmalaki, S., Tizkar, B. 2018. Distribution and abundance of non-native species of *M. nipponense* in Anzali wetland and its relationship with some environmental factors. Journal of Wetland Ecobiology 32: 91-103.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]

Journal of Aquatic Ecology
Volume12, Issue 2, Autumn 2022
Pages:11-26

Journal of Aquatic Ecology

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

University Of Hormozgan

The assessment of the habitat preferences of the river prawn (*Macrobrachium nipponens*) in wetland using decision tree and generalized linear model

Rahmat Zarkami[1*], Fereshteh Yousefi[1], Ahmad Ghane[2]

1. Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Sowmeh Sara, Guilan, Iran

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

Abstract

Four sampling sites were selected in different parts of the Anzali wetland watershed to predict the habitat preferences of the river prawn (*Macrobrachium nipponens*). A set of abiotic variables together with the abundance of the species were monthly measured at each sampling location during the 1- year study period (2017-2018). The results of Mann-Whitney test (given the non-normal data) showed a significant difference between the presence and absence of shrimp and the most studied variables ($p< 0.01$). In fact, the results of the test were based on the abiotic variables in which presence/absence of the species was observed. The prediction of the decision tree model showed that the increase of dynamic and structural variables of ecosystem such as water depth and flow velocity and the increase of water quality parameters such as salinity or the decrease of pH might lead to the absence of the species. According to the results of the generalized linear model, there was a significant difference ($p< 0.01$) between the presence and the absence of shrimp related to the variables (some of the variables with high collinearity were excluded) so that the probability of shrimp presence decreases if flow velocity, depth of sampling sites, electrical conductivity, chloride, salinity, sulphate and total hardness increase. On the contrary, the increase of dissolved oxygen concentration, water turbidity and acidity might increase the probability of shrimp presence in the wetland. Given the factors predicted by the applied models, it is necessary to pay more attention to these variables in future monitoring for the habitat preferences of shrimp.

ARTICLE TYPE
Research

Received: 1 March 2020
Accepted: 1 March 2022
ePublished: 28 January 2023

*****Correspondening author:
rzarkami2002@yahoo.co.uk

Keywords: freshwater shrimp; decision tree model, generalized linear model; habitat preferences; presence and absence

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.2.4]