



بررسی مطلوبیت زیستگاهی گیاه مهاجم سنبل آبی (*Eichhornia crassipes* Mart. Solms) در برخی از اکوسیستم‌های حوضه آبریز تالاب انزلی با استفاده از مدل خطی تعمیم یافته

رحمت زرکامی^{۱*}، جوانه اسفندی سرافراز^۱، اکبر میغی^۲

^۱ گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، گیلان

^۲ اداره کل حفاظت محیط‌زیست، اداره حفاظت محیط زیست شهرستان رضوانشهر، گیلان

نوع مقاله:	چکیده
پژوهشی	سنبل آبی (<i>Eichhornia crassipes</i>) یک گیاه آبی‌زی شناور آزاد است که جزو ۱۰۰ گونه مهاجم خطرناک در جهان شناخته می‌شود. در این پژوهش، برای مطالعه مطلوبیت زیستگاهی گیاه مهاجم سنبل آبی، ۱۰ ایستگاه از قسمت‌های مختلف حوضه آبریز تالاب انزلی انتخاب گردید. ۱۲۰ داده زیستی (۶۰ نمونه حضور و ۶۰ نمونه عدم حضور سنبل آبی) و عوامل محیطی (۱۲ متغیر فیزیکی-شیمیایی و ساختاری) به صورت ماهیانه در بازه زمانی یک سال در هر کدام از ایستگاه‌ها نمونه‌برداری گردید. نتایج آزمون من-ویتنی (Mann-Whitney U test) نشان داد که به غیر از درجه حرارت آب و هوا ($p > 0.05$ برای هر دو متغیر)، اختلاف معنی‌داری در بین سایر متغیرها (اسیدیته، نیترات، ارتوفسفات، هدایت الکتریکی، شوری، عمق آب، سرعت جریان آب، اکسیژن محلول، میزان کدورت و بی‌کربنات) با حضور و عدم حضور گیاه سنبل آبی وجود داشته است ($p < 0.01$ برای همه متغیرها). نتایج مدل خطی تعمیم یافته (GLM) نیز نشان داد به استثنای درجه حرارت آب و هوا در بین سایر عوامل، اختلاف معنی‌داری بین روند احتمال حضور و عدم حضور گیاه در ایستگاه‌های نمونه‌برداری با کل ۱۰ متغیر وجود داشته است ($p < 0.01$ برای همه متغیرها).
تاریخچه مقاله: دریافت: ۹۷/۰۹/۱۵ اصلاح: ۹۸/۰۱/۰۶ پذیرش: ۹۸/۰۱/۲۲	کلمات کلیدی: سنبل آبی ماکروفیت مدل خطی مطلوبیت زیستگاهی

مقدمه

در حال حاضر، تخریب زیستگاه‌های آبریزان به دلیل هجوم گونه‌های جانوری (Torabi Jafroudi *et al.*, 2015) و ماکروفیت آبی مهاجم به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل انقراض گونه‌های آبریزان در جهان به شمار می‌رود (Zarkami, 2016). بنابراین حفاظت و مدیریت صحیح از زیستگاه‌ها (Parvandi *et al.*, 2016) و داشتن زیستگاه‌های مطلوب کمک شایان توجهی برای حفظ و جلوگیری از انقراض و نابودی گونه‌ها می‌کند (Zarkami *et al.*, 2018). از بین گیاهان مهاجم آبی، گونه‌های شناور آزاد می‌توانند آسیب‌های جبران‌ناپذیری را از نظر اقتصادی و بوم‌شناختی به تالاب‌ها وارد سازند (Zarkami, 2016).

سنبل آبی (water hyacinth) با نام علمی *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms از تیره غلافیان (Pontederiaceae) از گیاهان آبی شناور آزادی است که در لیست صد گونه مهاجم خطرناک جهان قرار دارد (Lowe *et al.*, 2000). همچنین این

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: rzarkami2002@yahoo.co.uk

گیاه به‌عنوان یکی از مخرب‌ترین و تهاجمی‌ترین گیاهان شناور آزاد مضر خصوصاً در آب‌بندان‌ها و تالاب‌های جهان شناخته شده است (Malik, 2007). زمان دو برابر شدن سنبل آبی ۱۲-۵ روز می‌باشد (Malik, 2007) و در صورت مساعد بودن شرایط محیط به سرعت گسترش پیدا کرده و می‌تواند کل سطح اکوسیستم‌های آبی را بپوشاند (Parolin et al., 2010). این گونه، یکی از پر تولیدم‌ترین گیاهان آبی شناور آزاد در جهان به شمار می‌رود (Malik, 2007) به طوری که یک قطعه گیاه سنبل آبی (به اندازه متوسط) می‌تواند در هر هکتار دو میلیون گیاه با وزن ۴۰۰-۲۷۰ تن تولید کند (Ganguly et al., 2012).

سنبل آبی می‌تواند در اکوسیستم‌های آبی مختلفی مانند دریاچه‌ها، تالاب‌ها، مرداب‌ها، حوضچه‌های آبی، آب‌بندان‌ها، رودخانه‌ها با جریان کند آب و آبراهه‌هایی که مواد مغذی فراوانی دارند زیست کند (Parolin et al., 2010). این گیاه می‌تواند تغییرات قابل توجهی از مواد مغذی، درجه حرارت و اسیدیته آب را تحمل کند (El-Gendy et al., 2004). با این وجود عوامل زیست‌محیطی مثل دما، نور خورشید، اسیدیته، شوری و غیره می‌توانند روی نیازهای زیستگاهی سنبل آبی تأثیر بگذارند (Gupta et al., 2012). شوری به عنوان یکی از عوامل محدوده کننده برای رشد این گیاه مزاحم در تالاب‌های ساحلی می‌باشد (Malik, 2007; Olivares and Colonnello, 2000). رشد و تکثیر بهینه گیاه در محدوده اسیدیته ۸-۶ و درجه حرارت بهینه هوا برای رشد گونه در حدود ۲۷-۲۵ گزارش شده است (Wilson et al., 2005).

انتخاب متغیرهای مهم و تأثیرگذار یکی از مسائل بسیار مهم برای ارزیابی مطلوبیت زیستگاهی گونه‌های آبی (Zarkami et al., 2012) و خصوصاً گیاهان آبی مهاجم (Sadeghi et al., 2013) و داشتن برنامه‌های صحیح مدیریتی می‌باشد (Zarkami et al., 2012). به طوری که در صورت عدم اطلاعات کافی از ویژگی‌های بوم‌شناختی و مطلوبیت زیستگاهی گیاهان آبی مهاجم، اهداف حفاظت و مدیریت تالاب‌ها مشکل‌ساز خواهد بود (Sadeghi et al., 2013). یکی از تکنیک‌های مهم برای پیش‌بینی احتمال حضور/عدم حضور گونه‌های موجودات زنده، استفاده از مدل خطی تعمیم یافته یا GLM (Generalized Linear Model) است. GLM یک رگرسیون خطی تعمیم یافته است که برای داده‌هایی که توزیع نرمال ندارند استفاده می‌شود (Nelder and Wedderburn, 1972).

نظر به بیگانه بودن گیاه سنبل آبی در کشور، تحقیقات جامعی در خصوص مطلوبیت زیستگاهی این گونه مهاجم صورت نگرفته است. با عنایت به این موضوع، هدف عمده در مطالعه فعلی، بررسی مطلوبیت زیستگاهی گیاه سنبل آبی (بر اساس پیش‌بینی میزان احتمال حضور و عدم حضور گیاه) با توجه به متغیرهای مهم و تأثیرگذار و ارتباط احتمال حضور و عدم حضور این گونه مهاجم با کیفیت آب در برخی از اکوسیستم‌های آبی واقع در حوضه آبریز تالاب انزلی با استفاده از مدل خطی تعمیم یافته می‌باشد.

مواد و روش‌ها

مناطق مورد مطالعه

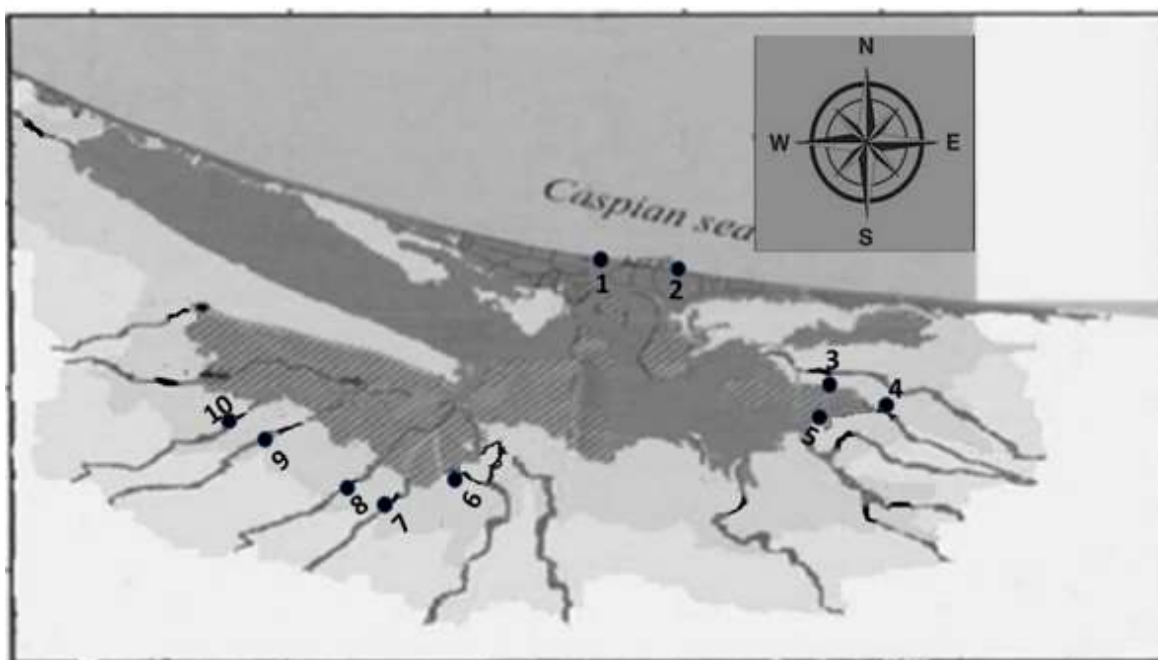
حوضه آبریز تالاب انزلی با وسعتی در حدود ۳۷۴۰ کیلومتر مربع در محدوده‌ی مختصات ۴۸ درجه و ۴۵ دقیقه تا ۴۹ درجه و ۴۲ دقیقه طولی و ۳۶ درجه ۵۵ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۳۲ دقیقه عرضی واقع شده است (Nezami Balochi et al., 2006). رودخانه‌های زیادی در حوضه آبریز تالاب انزلی جریان دارند که با روند رو به رشد توسعه شهرنشینی و رشد جمعیت به همراه گسترش فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی در محدوده حوضه آبریز تالاب انزلی باعث ورود انواع آلاینده‌های معدنی، آلی و بیولوژیک در این تالاب بین‌المللی شده است (Nezami Balochi et al., 2006). در نهایت تمام این آب‌ها از طریق دو رودخانه خروجی به نام انزلی و غازیان به دریای خزر می‌ریزند.

پژوهش فعلی در چندین ایستگاه مختلف واقع در رودخانه‌های خروجی و ورودی تالاب انزلی واقع در استان گیلان (۱: انزلی، ۲: غازیان، ۳: شیجان، ۴: رمضان بکنده، ۵: قنادی، ۶: سیاه درویشان، ۷: نرگستان، ۸: چمخال، ۹: کلسر و ۱۰: اسپند) انجام

گرفت (شکل ۱). در عوامل انتخاب ایستگاه‌ها شرایط اکولوژیکی (حضور و یا عدم حضور گیاه سنبل آبی)، جغرافیایی و مورفومتریک مناطق و فعالیت‌های مختلف انسانی در حوضه آبریز تالاب در نظر گرفته شده است.

داده‌های زیستی (مربوط به حضور/عدم حضور گیاه سنبل آبی) به صورت ماهیانه در بازه زمانی یک سال و محیطی (عوامل فیزیکی- شیمیایی و ساختاری محیط) در ۱۰ ایستگاه مختلف در رودخانه‌های ورودی و خروجی تالاب انزلی انجام شد. شناسایی گیاه سنبل آبی در هر ایستگاه و تشخیص آن با سایر گیاهان شناور دیگر، در آزمایشگاه گیاه‌شناسی دانشگاه گیلان انجام گرفت. بسامد وقوع گیاه بر حسب حضور/عدم حضور ۵۰ درصد بود؛ به طوری که در ۵۰ درصد از ایستگاه‌های مذکور (۵ ایستگاه)، گیاه به صورت حضور و در بقیه ایستگاه‌ها (۵ ایستگاه دیگر) به صورت عدم حضور در نظر گرفته شد. در مجموع ۱۲ متغیر محیطی برای هر کدام از ایستگاه‌های نمونه‌گیری در هر ماه اندازه‌گیری گردید (جدول ۱).

نمونه‌های آب (با ۳ تکرار در هر ایستگاه) در ظروف مخصوص نمونه‌گیری پلی اتیلینی با حجم ۲ لیتر برداشت شد و در جای تاریک و سرد (در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد) به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌گیری از ایستگاه‌ها در یک روز و در اواسط هر ماه (مشروط بر مساعد بودن شرایط جوی) انجام گرفت و نمونه‌ها بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شدند. برای به حداقل رساندن میزان خطا در انجام نمونه‌گیری، شرایط نمونه‌گیری در هر ماه از تمام ایستگاه‌ها در همان نقطه قبلی در نظر گرفته شد و تناوب نمونه‌گیری نیز در پانزدهم هر ماه انجام گرفت. عواملی مثل عمق آب (با استفاده از یک متر چوبی مدرج)، درجه حرارت آب و هوا (با استفاده از یک ترمومتر دیجیتال)، اسیدیته (pH-meter, WTW) و هدایت الکتریکی (TDS-meter, WTW)، اکسیژن محلول به روش وینکلر (تیتراسیون یدومتری) و سرعت جریان آب مستقیماً در محل نمونه‌برداری ثبت گردیدند. برای سنجش سرعت جریان آب ابتدا فاصله‌ای حدود ۱۰ متر در کنار هر ایستگاه مشخص شد و سپس تکه‌ای یونولیت به آب انداخته شد و بعد به وسیله یک زمان‌سنج، مدت زمان طی شده در طول ۱۰ متر محاسبه گردید و از نسبت مسافت طی شده بر زمان مقرر سرعت آب بر حسب متر بر ثانیه به دست آمد. روش آنالیز شیمیایی بقیه نمونه‌های شیمی آب در آزمایشگاه بر اساس روش کار استاندارد آب و فاضلاب آمریکا انجام پذیرفت (Federation and Association, 2005).



شکل ۱. مناطق نمونه‌برداری برای اندازه‌گیری متغیرهای محیطی و زیستی در قسمت‌های مختلف حوضه آبریز تالاب انزلی.

آنالیز داده‌های محیطی

در پژوهش فعلی، اولین گام در تجزیه و تحلیل داده‌ها، تعیین پراکنش داده‌های اندازه‌گیری شده در هر ایستگاه از نظر آمار توصیفی شامل حداقل، حداکثر، میانگین، میانه و انحراف معیار داده‌ها بوده است (Hammer, 2013). با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف (نرم‌افزار SPSS)، نرمال و یا غیرنرمال بودن داده‌ها مشخص شد (Zarkami et al., 2018; Hagh Vayghan et al., 2015). ارتباط بین متغیرهای محیطی یا مستقل و حذف برخی از متغیرها در صورت همبستگی شدید (Zarkami et al., 2018) با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون انجام گرفت (نرم‌افزار SPSS). مقایسه میانه متغیرهای مستقل (محیطی) و ارتباط آن با داده‌های وابسته (حضور/عدم حضور گیاه) با استفاده از آزمون من-ویتنی انجام گرفت. آخرین گام در آنالیز داده‌ها، استفاده از مدل خطی تعمیم یافته (در نرم افزار PAST) بود تا از طریق این مدل (مدل اصلی به کار گرفته شده در این پژوهش) بتوان احتمال حضور و عدم حضور گیاه سنبل آبی را با توجه به مهم‌ترین و تأثیرگذارترین متغیرهای فیزیکی-شیمیایی و ساختاری در ایستگاه‌های مذکور پیش‌بینی نمود.

نتایج

آنالیز داده‌ها در ایستگاه‌های نمونه‌برداری

پراکنش داده‌ها (حداقل، حداکثر، میانگین، میانه و انحراف معیار به همراه سطح معنی‌دار بودن آماری آن‌ها از طریق آزمون من-ویتنی) برای تمام عوامل اندازه‌گیری شده در بازه زمانی یک سال در جدول ۱ نشان داده شده است. نتایج حاصل از آزمون نرمال بودن داده‌ها نشان داد که داده‌های تمام عوامل بررسی شده در ایستگاه‌های مختلف حوضه آبریز تالاب، دارای پراکنش غیر نرمال بودند ($p < 0.05$ برای همه متغیرها). اطلاعات جدول مذکور برای تعداد نمونه‌های هر متغیر ۱۲۰ عدد بود که از این تعداد در ۶۰ نمونه گیاه حضور داشته و در ۶۰ نمونه دیگر به صورت عدم حضور در نظر گرفته شده است (همان‌گونه که اشاره شد در ۵۰ درصد از نمونه‌ها گیاه حضور داشته و در ۵۰ درصد دیگر گیاه حضور نداشته است).

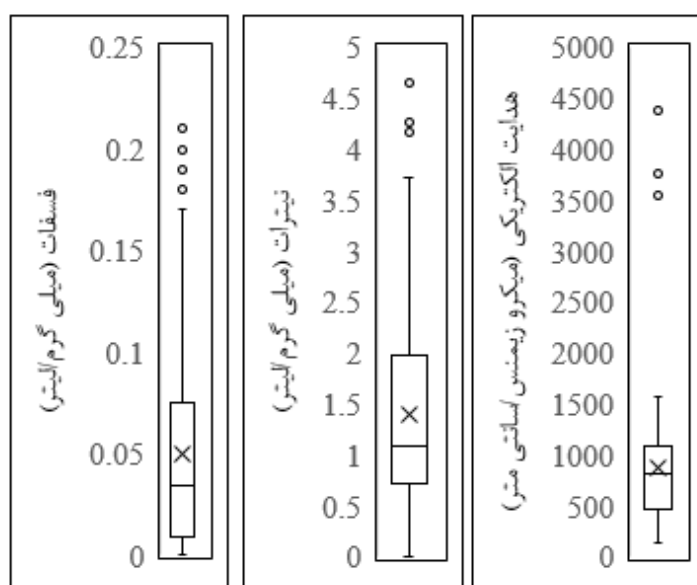
با استفاده از نمودارهای جعبه‌ای و ویسکرز داده‌های بسیار دور افتاده (extreme outlier) در برخی از متغیرها مثل هدایت الکتریکی و داده‌های کمتر دورافتاده (mild outlier) در نیترات و ارتوفسفات مشاهده شد. همان‌گونه که در شکل ۲ مشخص شده است، داده‌های دور افتاده به سمت بالای پلات‌ها منحرف شده‌اند که نشان‌دهنده تأثیر افزایش در مقدار این متغیرها روی مطلوبیت زیستگاهی این گونه مهاجم در ایستگاه‌های مورد تحقیق می‌باشند (شکل ۲).

نتایج آزمون من-ویتنی نشان داد که از بین متغیرهایی که دارای داده‌های غیر نرمال بودند، به غیر از دمای آب و هوا ($p > 0.05$) در بقیه عوامل، اختلاف معنی‌داری بین حضور و عدم حضور سنبل آبی با سایر متغیرها مشاهده شده است ($p < 0.01$) برای همه متغیرها) به طوری که حضور و یا عدم حضور گیاه سنبل آبی در مناطق حوضه آبریز تالاب ممکن است متأثر از افزایش و یا کاهش غلظت یا مقدار این متغیرها باشد (جدول ۱).

نتایج آزمون همبستگی پیرسون (جدول ۲) نشان داد که از بین متغیرهای مورد بررسی، درجه حرارت هوا با درجه حرارت آب ($r = 0.84, p < 0.01$)، همبستگی بالا و مثبتی را نشان داده است به طوری که افزایش درجه حرارت هوا در مناطق مورد مطالعه ممکن است در ارتباط با افزایش درجه حرارت آب باشد و بر عکس. بر اساس نتایج آزمون، برخی از متغیرها مثل میزان شوری آب با غلظت اکسیژن محلول ($r = -0.53, p < 0.01$)، دمای آب با اکسیژن محلول ($r = -0.50, p < 0.01$)، سرعت جریان آب با بیکربنات ($r = -0.50, p < 0.01$)، سرعت جریان آب با نیترات ($r = -0.53, p < 0.01$) همبستگی متوسط اما منفی را نشان دادند به طوری که افزایش و یا کاهش میزان شوری، دمای آب و سرعت جریان آب در مناطق نمونه‌برداری شده ممکن است به ترتیب در ارتباط با کاهش و یا افزایش در مقدار متغیر دیگر باشد.

جدول ۱. متغیرهای اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری (رودخانه‌های ورودی و خروجی تالاب) با نشان دادن میزان پراکنش داده‌ها (حداقل، حداکثر، میانگین، انحراف معیار و میانه داده‌ها) در طول یک سال (۱۲ ماه) نمونه‌برداری. p -value: سطح معنی‌دار بودن آماری برای هر جفت متغیرها از طریق آزمون من-ویتنی نمایش داده شده است.

متغیرها	حداقل	حداکثر	میانگین	انحراف معیار	میانه	p -value
اکسیژن محلول (میلی گرم/لیتر)	۰/۸۰	۱۲/۰۰	۸/۳۴	۲/۳۱	۸/۵۲	۰/۰۰
عمق آب (سانتی‌متر)	۲۰/۰۰	۶۰۰/۰۰	۱۲۲/۴۷	۱۱۰/۲۶	۱۰۰/۰۰	۰/۰۰
کدورت آب (FTU)	۲/۰۵	۵۶۱/۰۰	۵۴/۶۸	۸۰/۹۰	۲۹/۰۰	۰/۰۰
شوری (میلی گرم/لیتر)	۹۰/۰۰	۲۰۲۲/۰۰	۴۳۹/۴۰	۲۵۸/۷۲	۴۳۱/۷۵	۰/۰۰
بیکربنات (میلی گرم/لیتر)	۷۰/۰۰	۴۹۵/۰۰	۲۱۸/۸۲	۱۰۲/۲۱	۲۱۶/۵۵	۰/۰۰
سرعت جریان آب (متر/ثانیه)	۰/۰۰	۵/۰۰	۱/۴۷	۱/۵۵	۰/۹۵	۰/۰۰
فسفات (میلی گرم/لیتر)	۰/۰۰	۰/۲۱	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۳	۰/۰۰
نترات (میلی گرم/لیتر)	۰/۰۱	۴/۶۵	۱/۴۰	۰/۹۹	۱/۰۹	۰/۰۰
دمای آب (سانتی‌گراد)	۶/۸۰	۲۸/۲۰	۱۷/۱۴	۶/۵۱	۱۷/۸۰	۰/۷۰
دمای هوا (سانتی‌گراد)	۸/۵۰	۳۴/۰۰	۱۹/۲۲	۶/۹۹	۲۰/۰۰	۰/۹۰
اسیدیته	۱/۸۸	۸/۷۱	۷/۷۱	۰/۷۲	۷/۸۳	۰/۰۰
هدایت الکتریکی (میکرو زیمنس/سانتی‌متر)	۱۳۳/۵۰	۴۳۷۲/۰۰	۸۶۵/۷۸	۶۲۳/۴۱	۸۱۵/۹۰	۰/۰۰



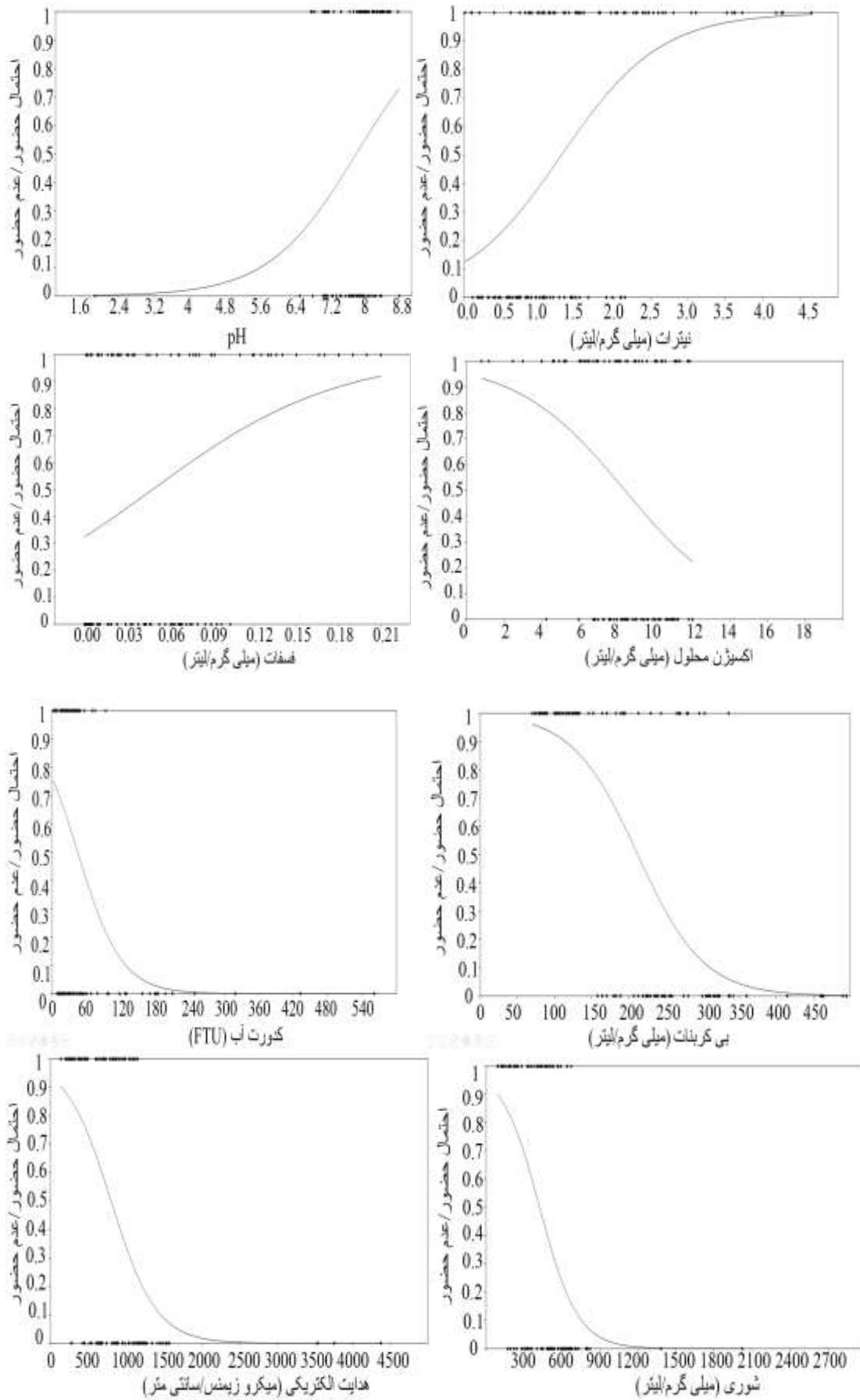
شکل ۲. نمودارهای جعبه‌ای و ویسکرز برای نمایش دادن داده‌های مربوط به برخی از متغیرهای اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های حوضه آبریز تالاب انزلی. دایره‌ها نشان‌دهنده داده‌های دور افتاده می‌باشند.

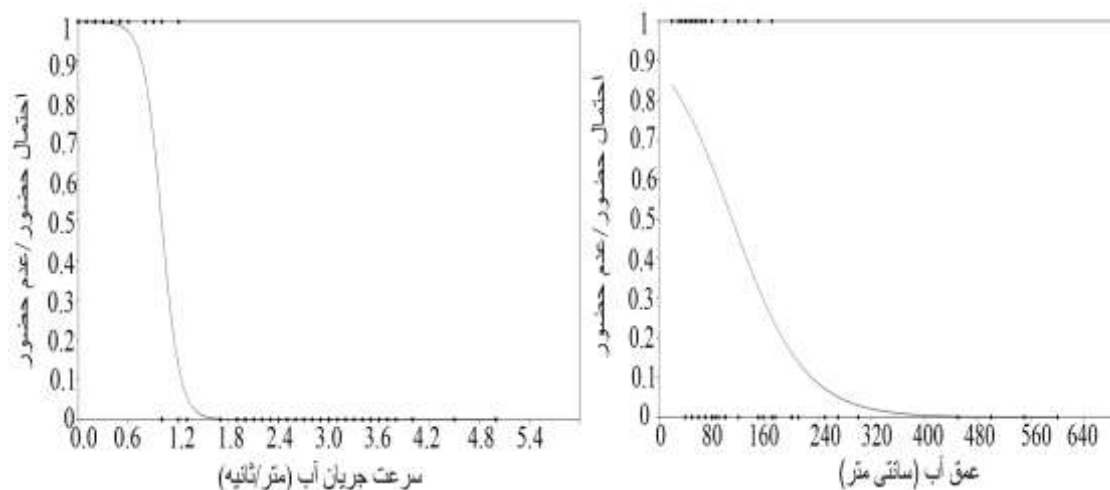
جدول ۲. ضریب همبستگی بین متغیرهای مستقل اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده (رودخانه‌های ورودی و خروجی تالاب). سطح معنی‌دار بودن آماری هر کدام از اعداد در داخل پرانتز نوشته شده است. ضریب همبستگی ۰٫۶ و بالاتر از آن با عدد درشت مشخص شده است. A: اکسیژن محلول، B: عمق آب، C: کدورت آب، D: شوری، E: بیکربنات، F: جریان آب، G: فسفات، H: نیترات، I: دمای آب، J: دمای هوا، K: اسیدیته، L: هدایت الکتریکی

	A	B	C	D	E	F
A	۱					
B	-۰/۰۵ (۰/۶۲)	۱				
C	-۰/۰۱ (۰/۸۸)	(۰/۱۱)-۰/۱۶	۱			
D	-۰/۵۳ (۰/۰۰)	(۰/۳۵) ۰/۰۱	-۰/۰۹ (۰/۳۱)	۱		
E	-۰/۲۲ (۰/۰۲)	(۰/۰۳)-۰/۲۳	-۰/۲۳ (۰/۰۲)	-۰/۳۰ (۰/۰۰)	۱	
F	-۰/۳۰ (۰/۰۰)	(۰/۰۰) ۰/۳۵	-۰/۲۷ (۰/۰۰)	۰/۳۵ (۰/۰۰)	-۰/۵۰ (۰/۰۰)	۱
G	-۰/۱۵ (۰/۱۰)	(۰/۰۲)-۰/۲۶	-۰/۱۷ (۰/۰۶)	-۰/۰۶ (۰/۵۱)	۰/۲۱ (۰/۰۲)	-۰/۲۷ (۰/۰۰)
H	-۰/۳۲ (۰/۰۰)	(۰/۲۰)-۰/۱۳	-۰/۱۹ (۰/۰۴)	-۰/۳۰ (۰/۰۰)	۰/۰۷ (۰/۴۴)	-۰/۵۳ (۰/۰۰)
I	-۰/۵۰ (۰/۰۰)	(۰/۷۸) ۰/۰۳	-۰/۰۹ (۰/۳۳)	۰/۲۴ (۰/۰۱)	۰/۲۷ (۰/۰۰)	۰/۳۷ (۰/۰۸)
J	-۰/۳۰ (۰/۰۰)	(۰/۷۹)-۰/۰۳	-۰/۰۴ (۰/۷۰)	۰/۱۹ (۰/۰۴)	۰/۱۹ (۰/۰۴)	۰/۰۳ (۰/۷۹)
K	-۰/۱۴ (۰/۱۲)	(۰/۰۲)-۰/۲۵	-۰/۰۶ (۰/۵۲)	-۰/۱۸ (۰/۰۵)	-۰/۰۵ (۰/۶۲)	(۰/۰۴)-۰/۱۹
L	-۰/۱۲ (۰/۱۹)	(۰/۰۴) ۰/۲۱	-۰/۱۶ (۰/۰۸)	۰/۲۴ (۰/۰۱)	-۰/۰۵ (۰/۶۲)	۰/۳۶ (۰/۰۰)
	G	H	I	J	K	L
G	۱					
H	۰/۲۲ (۰/۰۲)	۱				
I	(۰/۲۸)-۰/۱۰	(۰/۰۰)-۰/۴۲	۱			
J	(۰/۰۱)-۰/۲۴	(۰/۰۰) ۰/۲۹	۰/۸۴ (۰/۰۰)	۱		
K	(۰/۳۱) ۰/۰۹	۰/۱۹ (۰/۰۴)	-۰/۱۰ (۰/۳۰)	-۰/۰۵ (۰/۵۷)	۱	
L	(۰/۰۱)-۰/۲۴	(۰/۰۰)-۰/۳۱	۰/۲۰ (۰/۰۳)	۰/۱۹ (۰/۰۴)	-۰/۱۹ (۰/۰۳)	۱

مدل خطی تعمیم یافته برای پیش‌بینی روند احتمال حضور/عدم حضور گیاه سنبل آبی

نتایج مدل خطی تعمیم یافته نشان داد که از کل عوامل اندازه‌گیری شده در نقاط نمونه‌برداری، ارتباط معنی‌داری در بین متغیرهای اسیدیته، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، عمق آب، سرعت جریان آب، میزان شوری، کدورت آب و بیکربنات (برای همه متغیرها $p < 0.01$) با حضور/عدم حضور گیاه سنبل آبی وجود داشته است (شکل ۳). تنها استثنا در این مورد





شکل ۳. مدل خطی تعمیم یافته برای نشان دادن پیش‌بینی احتمال حضور و عدم حضور گونه مهاجم سنبل آبی بر اساس متغیرهای مهم و تأثیرگذار در ایستگاه‌های حوضه آبریز تالاب انزلی. ($p < 0.01$)

مربوط به متغیر دمای آب بود که بر اساس نتایج مدل، هیچ ارتباط معنی‌داری ($p > 0.05$) بین احتمال حضور و عدم حضور گیاه با دمای آب مشاهده نشد (نظر به اینکه درجه حرارت آب بهتر تغییرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی محیط آب را نشان می‌دهد لذا درجه حرارت هوا به خاطر همبستگی بالا با درجه حرارت آب، در مدل خطی تعمیم یافته در نظر گرفته نشده است). از نمودارهای مربوط به اسیدیته، نیترات و فسفات می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش میزان این متغیرها ممکن است احتمال حضور این گیاه مهاجم در ایستگاه‌های مورد مطالعه بیشتر شود و بر عکس با افزایش اکسیژن محلول، کدورت آب، بی‌کربنات، میزان هدایت الکتریکی، میزان شوری، عمق آب و سرعت جریان آب احتمال حضور گیاه در مناطق مورد مطالعه کمتر می‌شود.

بحث

بر اساس پیامدهای مدل خطی تعمیم یافته، با افزایش غلظت مواد مغذی مثل فسفات و نیترات، احتمال حضور این ماکروفیت مهاجم آبی شناور بیشتر می‌شود. این نوترینت‌ها برای رشد و بقای سنبل آبی و همچنین سایر گیاهان آبی مهاجم، حیاتی به شمار می‌روند (Malik, 2007; Nguye *et al.*, 2015; Zarkami, 2016). یکی از دلایل عمده حضور این گیاه در برخی از مناطق حوضه آبریز تالاب انزلی را می‌توان به خاطر فراوانی و قابل دسترس بودن این مواد مغذی دانست؛ به طوری که شرایط برای رشد و تکثیر این گیاه و همچنین سایر گیاهان آبی مهاجم (Sadeghi *et al.*, 2012) در اکثر فصول مختلف سال در تالاب فراهم است. بر اساس نتایج مدل، آب‌های اسیدی بیشتر می‌توانند رشد و حضور گیاه را محدود کنند لذا تحمل گیاه در آب‌های خنثی تا کمی قلیایی بهتر از آب‌های اسیدی است و نتیجه به دست آمده در این خصوص با مطالعات قبلی مطابقت دارد (Zarkami, 2016).

بر اساس منحنی مدل، در قسمت‌هایی از مناطق نمونه‌برداری که سنبل آبی در آن حضور دارد ممکن است میزان غلظت اکسیژن محلول کمتر از مناطقی باشد که گیاه در آنجا حضور ندارد. علت این امر را می‌توان به خاطر پوشش متراکم ایجاد شده توسط گیاه نسبت داد به طوری که چنین پوشش متراکمی می‌تواند از انتشار اکسیژن از هوا به داخل آب جلوگیری نماید و در نتیجه میزان اکسیژن محلول را در داخل آب کاهش دهد (Malik, 2007; Nguye *et al.*, 2015; Zarkami, 2016). افزایش تدریجی غلظت بی‌کربنات همچنین ممکن است منجر به کاهش حضور سنبل آبی شود. به خاطر پوشش فشرده‌ای که این گیاه روی آب ایجاد می‌کند از انتشار مستقیم گاز دی‌اکسید کربن (همانند اکسیژن) به داخل آب جلوگیری می‌کند و در نتیجه میزان دی‌اکسید کربن در آب کاهش می‌یابد و از طرف دیگر گیاه شناور آزاد سنبل آبی بر عکس گیاهان غوطه‌ور مثل

گیاه پرتاووسی سنبله‌ای، برای عمل فروغ آمایی^۱ بیشتر به دی اکسید کربن هوا نیاز دارد و در نتیجه بر خلاف غوطه‌ورها، این گیاهان کمتر از بیکربنات و دی اکسید کربن آب به عنوان منبع کربنی در هنگام عمل فروغ آمایی استفاده می‌کنند (Zarkami, 2016). در مناطقی که میزان کدورت در آب کم است، احتمال حضور سنبل آبی در محیط بیشتر است. مطالعات قبلی نیز نشان داده است که با افزایش تدریجی کدورت در آب ممکن است احتمال حضور این گیاه کمتر شود (Opande *et al.*, 2004). به خاطر اینکه سنبل آبی از جمله گیاهانی است که توانایی زیادی برای تثبیت رسوبات داشته و از این نظر قادر است میزان کدورت آب را کاهش دهد و در نتیجه احتمال حضور این گونه مهاجم در مکان‌های با کاهش کدورت بیشتر است (Villamagna and Murphy, 2010). مطالعات پیشین، تأثیر منفی افزایش میزان هدایت الکتریکی و میزان شوری آب را روی کاهش مطلوبیت زیستگاهی سنبل آبی تأیید کرده‌اند (Olivares and Colonnello, 2000). با توجه به اینکه سنبل آبی از جمله گیاهان شناور آزاد در آب‌های شیرین و تا حدودی لب‌شور در جهان می‌باشد، لذا افزایش میزان هدایت الکتریکی در حوضه آبریز تالاب انزلی که متأثر از میزان املاحی مثل کلر، پتاسیم، سدیم و غیره است باعث محدود شدن شرایط برای زیست این گیاه آب شیرین می‌شود (Olivares and Colonnello, 2000). بیشترین میزان شوری و هدایت الکتریکی در قسمت‌های خروجی تالاب مشاهده شده است، لذا یکی از دلایل احتمالی عدم حضور گیاه در این قسمت از اکوسیستم‌های مورد مطالعه به خاطر ازدیاد این دو عامل است.

بر اساس منحنی مدل، افزایش عمق و سرعت جریان آب می‌توانند نقش بازدارنده برای حضور گیاه سنبل آبی داشته باشند. بر اساس منحنی سیگموییدی مدل، با افزایش عمق اکوسیستم‌ها از ۳۰۰ سانتی‌متر به بالا ممکن است از احتمال حضور گیاه کاسته شود. حداکثر عمق مناطق نمونه‌برداری در قسمت‌های خروجی تالاب مشاهده شده است، لذا بر این اساس می‌توان نتیجه گرفت که افزایش تدریجی عمق در این بوم ساخت‌ها می‌تواند منجر به کاهش حضور موجود شود. لذا تحقیقات قبلی (Zarkami, 2016) در این خصوص همسو با نتایج فعلی است. هر چند بر اساس مطالعات پیشین محققان (Zarkami, 2016) استقرار این گیاه ممکن است حتی در تالاب‌ها و یا آب‌بندان‌های عمیق هم اتفاق بیافتد مشروط بر اینکه سایر عوامل بازدارنده (از جمله سرعت جریان آب) در محیط زیاد نباشد. در جاهایی از مناطق نمونه‌برداری که سرعت جریان آب نسبت به مکان‌های دیگر تقریباً زیادتر است به نظر می‌رسد گیاه توانایی مستقر شدن در چنین مناطقی را ندارد؛ چون گیاه شناور آزاد برای استقرار خود آب‌های تقریباً ساکن یا آب‌های با جریان کند را ترجیح می‌دهد (Opande *et al.*, 2004).

برعکس متغیرهای ذکر شده، نتایج مدل هیچ‌گونه ارتباط معنی‌داری را در خصوص حضور و یا عدم حضور سنبل آبی با دمای آب در فصول مختلف سال نشان نداده است. هر چند بر اساس دستاوردهای پیشین محققان، دمای آب و هوا بدون شک از جمله عوامل مهم و تأثیرگذار برای رشد و تکثیر گیاه مهاجمی مثل سنبل آبی است (Wilson *et al.*, 2005). دلیل عمده برای عدم چنین ارتباط معنی‌داری را می‌توان احتمالاً به خاطر تغییرات شرایط اقلیمی کشور مرتبط دانست به طوری که به نظر می‌رسد شرایط رشد برای گیاهان مهاجم در اکثر فصول سال فراهم است (Sadeghi *et al.*, 2012) و مضافاً بر این که گیاه سنبل آبی قادر است محدوده وسیعی از میزان درجه حرارت محیط را در اکوسیستم‌های جدیدی که به آن هجوم برده تحمل کند (Malik, 2007).

منابع

- Haghi Vayghan, A., Zarkami, R., Sadeghi, R., Fazli, H. 2015. Modelling habitat preferences of Caspian kutum, (*Rutilus frisii kutum*) (Kamensky, 1901) (Actinopterygii, Cypriniformes) in the Caspian Sea. *Hydrobiologia*. 766: 103-119.
- El-Gendy, A., Biswas, N., Bewtra, J. 2004. Growth of water hyacinth in municipal landfill leachate with different pH. *Environmental Technology*. 25: 833-840.
- Federation, W.E., Association, A.P.H. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC.

¹ Photosynthesis

- Ganguly, A., Chatterjee, P.K., Dey, A. 2012. Studies on ethanol production from water hyacinth: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 16: 966-972.
- Gupta, P., Roy, S., Mahindrakar, A.B. 2012. Treatment of water using water hyacinth water lettuce and vetiver grass - a review. *Resources and Environment*. 2: 202-215.
- Hammer, Ø. 2013. Paleontological statistics (PAST). Natural History Museum, University of Oslo, Oslo. 221 p.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A Selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).
- Malik, A. 2007. Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. *Environment International*. 33: 122-138.
- 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 & Sazandegi*. 73: 76-83. (in Persian)
- Nelder, J., Wedderburn, R. 1972. Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*. Blackwell Publishing. 135(3): 370-384.
- Nguye, T., Boetsa, P., Locka, K., Ambaritaa, M. 2015. Habitat suitability of the invasive water hyacinth and its relation to water quality and macroinvertebrate diversity in a tropical reservoir. *Limnologia*. 52: 67-74.
- Opande, G.O., Onyango, J.C., Wagai, S.O. 2004. Lake Victoria: The water hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms), its socio-economic effects, control measures and resurgence in the Winam Gulf. *Limnologia*. 34: 105-109.
- Olivares, E., Colonnello, G. 2000. Salinity gradient in the Mánamo River, a dammed distributary of the Orinoco Delta, and its influence on the presence of *Eichhornia crassipes* and *Paspalum repens*. *Interciencia*. 25: 242-248.
- Parolin, P., Rudolph, B., Bartel, S., Bresch, C., Poncet, C. 2010. Worldwide invasion pathways of the South American *Eichhornia crassipes*, XXVIII International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People (IHC2010): International Symposium on 937. pp. 1133-1140.
- Parvandi, S., Abdoli, A., Hashemi, H. 2016. Biological assessment Jajrood River using the Macroinvertebrates community structure. *Journal of Aquatic Ecology*. 6: 20-32.
- 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., Sabetraftar, K. 2012. Application of classification trees to model the distribution pattern of a new exotic species *Azolla filiculoides* (Lam.) at Selkeh Wildlife Refuge, Anzali Wetland, Iran. *Ecological Modelling*. 243: 8-17.
- Torabi Jafroudi, H., Taghavi, H., Rahimibashar, M.R. 2015. Distribution pattern of invasive barnacles of Caspian Sea, *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854), in the rocky shores of south Caspian Sea. *Journal of Aquatic Ecology*. 5: 57-67.
- Villamagna, A.M., Murphy, B.R. 2010. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater Biology*. 55: 282-298.
- Wilson, J.R., Holst, N., Rees, M. 2005. Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic botany*. 81: 51-67.
- 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., Sadeghi, R., Goethals, P. 2012. Use of fish distribution modelling for river management. *Ecological Modelling*. 230: 44-49.
- Zarkami, R. 2016. Invasive aquatic plants. Haghshanas publishing. 184 p. (in Persian)