ارزیابی ریسک تهاجمی گونه غیربومی اردک ماندارین *Aix galericulata* (Linnaeus, 1758) در ایران

غزاله میرباذل[۱]، محمد کابلی[۲*] و سیدداریوش مقدس[۳]

۱) دانشجوی کارشناسی‌ارشد رشته علوم محیط زیست، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.
۲) استاد گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. *رایانامه نویسنده مسئول مکاتبات: mkaboli@ut.ac.ir
۳) رئیس اداره زیستگاه‌ها و امور مناطق، اداره کل حفاظت محیط زیست استان مازندران، ساری، ایران.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۱۰/۱۳ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۱۲/۰۴

چکیده

گونه‌های غیربومی مهاجم تهدیدی جدی برای تنوع زیستی محسوب می شوند. این گونه‌ها توان بالایی برای ایجاد پیامدهای بوم‌شناسی، اقتصادی و اجتماعی در منطقه‌هایی که معرفی شده‌اند، دارند. در این پژوهش هدف، ارزیابی ریسک مهاجم شدن احتمالی اردک ماندارین در بوم‌سازگان‌های آبی ایران است. از مدل ارزیابی ریسک تهاجمی گونه‌های آبزی AS-ISK برای شناسایی توان مهاجم شدن احتمالی اردک ماندارین در بوم‌سازگان‌های آبی در ایران استفاده شد. ارزیابی توسط دو ارزیاب صورت پذیرفت. جهت بررسی میزان تطابق اقلیمی بین زیستگاه اصلی و زیستگاه معرفی شده از مدل Climatch و برای حدآستانه مدل AS-ISK از متوسط حدآستانه جهانی آن استفاده شد. نتیجه اجرای مدل AS-ISK، نمره پیامد ارزیابی اصلی ٦/٥ بود که از میانگین جهانی حدآستانه مدل کمتر بوده و بیانگر آن است که اردک ماندارین توان مهاجم شدن در بوم‌سازگان‌های ایران در شرایط فعلی را ندارد، ولی توان تهاجمی آن در رده متوسط قرار گرفته است. تطابق اقلیمی بین زیستگاه اصلی اردک ماندارین و منطقه ارزیابی ریسک با استفاده از مدل Climatch عدد صفر به‌دست آمد که بیانگر تطابق اقلیمی پایین است. در نتیجه، گونه پرنده غیربومی اردک ماندارین با توان تهاجمی متوسط در زیستگاه‌های حساس و حفاظت‌شده و تالاب‌های بین‌المللی ایران نیاز به پایش، مدیریت جمعیت موجود و شناسایی به موقع در مناطق جدید معرفی شده دارد.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی ریسک، تغییرات اقلیم، تطابق اقلیمی، پرندگان مهاجم، مدل AS-ISK.

مقدمه

گونه‌های خارجی یا غیر بومی[1] به آن دسته از گونه‌هایی اطلاق می‌شود که خارج از زیستگاه طبیعی خود و به‌طور عمدی یا غیرعمدی به یک منطقه جدید وارد شده‌اند (IUCN, 2000). گونه‌های خارجی به‌دلیل توانایی در ایجاد تغییرات گسترده در بوم‌سازگان‌ها، یکی از مهم‌ترین موضوعات مطالعات زیست‌محیطی در قرن حاضر هستند. این گونه‌ها ممکن است از طریق فعالیت‌های انسانی مانند تجارت حیوانات، حمل‌ونقل کالاها، سفرهای بین‌المللی یا حتی تغییرات اقلیمی به مناطق جدید وارد شوند. هنگامی که این گونه‌ها در محیط جدید مستقر می‌شوند، ممکن است به گونه‌های مهاجم[2] تبدیل شوند و پیامدهای گسترده‌ای برای بوم‌سازگان، اقتصاد و جامعه به همراه داشته باشند (Simberloff *et al.*, 2013). گونه‌های مهاجم گونه‌هایی هستند که می‌توانند به سرعت در زیستگاه جدید گسترش پیدا کنند و تاثیرات منفی بر اکوسیستم‌ها و گونه‌های بومی بر جای گذارند. این تاثیرات می‌تواند شامل رقابت با گونه‌های بومی، انتقال بیماری، تاثیرات شیمیایی، فیزیکی و یا ساختاری بر اکوسیستم‌ها، چرای بیش از حد، هیبریداسیون، شکار و تعامل با سایر گونه‌های غیربومی یا بومی باشد (Martin-Albarracin *et al.*, 2015).

گونه‌های غیربومی مهاجم تهدید جدی برای تنوع زیستی محسوب می شوند (Dudgeon *et al.*, 2006; Gozlan *et al.*, 2010). دامنه اثرات بوم‌شناختی گونه‌های غیربومی مهاجم وسیع بوده و می‌تواند شامل اثر بر نسخه‌برداری ژنتیکی، دورگه‌گیری، رفتار، ریخت و میزان فعالیت‌های کلیدی گونه (همانند نرخ رشد و تولیدمثل)، شیوع عوامل بیماری‌زا و انگل‌ها، اثرات جمعیت‌شناسی و اثرات پراکنشی در سطح جمعیت، انقراض گونه، تغییرات در ترکیب جامعه و شبکه‌های غذایی و چرخه-های بیوشیمیایی، جریان انرژی بین بوم‌سازگان‌ها و ساختار بوم‌سازگان شود (Cucherousset & Olden, 2011).

گونه‌های مهاجم در خارج از زیستگاه اصلی‌شان توان بالایی جهت گسترش در محیط جدید دارند و به اقتصاد و بهداشت انسان و سایر جانوران لطمه وارد می‌کنند (Colautti & MacIsaac, 2004; Pimentel, 2005). هزینه اقتصادی ناشی از پیامدهای مهاجم شدن گونه غیربومی قابل توجه بوده و بخش مهمی از آن صرف مدیریت پس از تهاجم می‌شود (Crystal-Ornelas *et al.*, 2021; Tarkan *et al.*, 2024). بنابراین، یکی از روش‌های ارزیابی توان تهاجمی گونه‌های غیربومی که به محیط‌های جدید معرفی شده‌اند یا احتمال معرفی آنها وجود دارد، به‌کارگیری روش‌های ارزیابی ریسک تهاجمی است. کاهش یا جلوگیری از گسترش گونه‌های مهاجم، به‌عنوان یک راهبرد اساسی برای بسیاری از سازمان‌های مرتبط با مدیریت محیط زیست، اهمیت دارد و این سازمان‌ها مسئول حفظ تنوع زیستی بومی و سلامت بوم‌سازگان‌ها هستند (Vander Zanden & Olden, 2008).

فرآیند تهاجم شامل چهار مرحله معرفی عمدی گونه غیربومی (یا ورود غیرعمدی یگ گونه غیربومی به همراه معرفی گونه دیگر)، استقرار (تشکیل یک جمعیت پویای خودکفا بدون کمک انسان)، پراکنش (گسترش حضور گونه غیربومی در کل منطقه معرفی شده) و پیامد (نمایان شدن اثرات منفی زیست محیطی گونه غیربومی) است (Parker *et al.*, 1999).

مدیریت گونه‌های مهاجم به‌دلیل پیچیدگی‌های مرتبط با آن، اغلب دشوار و در بسیاری موارد غیرممکن است. از این‌رو، بهترین راهکار جلوگیری از ورود این گونه‌ها به زیستگاه‌های جدید است (Leung *et al.*, 2002)، به همین منظور، کشورهای مختلف اقدام به تدوین دستورالعمل‌هایی برای ارزیابی ریسک گونه‌های غیربومی کرده‌اند که هدف اصلی آنها پیشگیری از معرفی گونه‌های مهاجم و ارتقای مدیریت بر گونه‌های وارد شده است. این فرآیند با جمع‌آوری اطلاعات در مورد گونه‌ها و مسیرهای انتقال آنها آغاز می‌شود و بر اساس میزان پتانسیل مهاجم بودن، گونه‌ها در دسته‌بندی‌های مختلف قرار می‌گیرند (Copp *et al.*, 2016). نتایج این ارزیابی‌ها ابزار مفیدی برای تصمیم‌گیری و سیاست‌گذاری در زمینه مدیریت گونه‌های غیربومی در اختیار مدیران و سیاست‌گذاران قرار می‌دهد.

از سال ۱۹۶۹ انجام ارزیابی خطر بوم‌شناختی که پیش‌بینی یا تخمین احتمال و شدت اثرات مضر بوم‌شناختی بود، به‌عنوان یکی از نتایج فعالیت‌های انسان بر جانداران (از جمله انسان)، جوامع طبیعی و فرآیندهای بوم‌شناختی شروع شد (Webb & Sheeran, 2006) و به‌تدریج با افزایش نگرانی ناشی از اثرات

1. Exotic species

2. Invasive species

معرفی گونه‌های غیربومی مهاجم که خود پیامدهای فعالیت‌های انسان محسوب می‌شود، راه برای تهیه دستورالعمل‌هایی جهت ارزیابی خطر تهاجمی گونه‌های غیربومی هموار شد. اولین مدل‌های ارزیابی خطر تهاجمی گونه‌های غیربومی برای گیاهان غیربومی، علف هرز (Pheloung *et al.*, 1999; Kolar, 2004)، سپس برای گونه‌های جانوری غیربومی شامل حشرات، نرم‌تنان (Drake & Bossenbrock, 2004)، پستانداران (Forsyth *et al.*, 2004)، پرندگان (Bomford & Sinclair, 2002) و ماهی‌ها (Kolar & Lodge, 2002; Bomford & Glover, 2004; Copp *et al.*, 2005) تهیه و استفاده شد. بنابراین با علم به اینکه پیشگیری به‌طور معمول بهترین و کم‌هزینه‌ترین روش کنترل و دور نگه‌داشتن بوم‌سازگان از گونه‌های مهاجم است (Leung *et al.*, 2002)، ارزیابی خطر تهاجمی یک پیش‌شرط الزامی برای مدیریت موفق و حتی به‌عنوان یک اقدام پیشگیرانه و به‌صرفه اقتصادی محسوب می‌شود (Keller *et al.*, 2007; Bomford & Sinclair, 2002).

میزان پیامدهای پرندگان مهاجم بر محصولات کشاورزی، گونه های بومی، انتقال بیماری و اثرات سوء اجتماعی و بهداشتی در جوامع انسانی، گاهی به جهت شدت و پیچیدگی آن غیرقابل پیش‌بینی می‌شود. پرندگان غیربومی خانگی[1] ناقل بسیاری از بیماری‌های مشترک انسان و حیوانات (زئونوز) هستند (Evans *et al.*, 2014). پرندگان غیربومی از جمله *Pycnonotus cafer*، *Sturnus vulgaris* و *Acridotheres tristis* در میان صد مهاجم‌ترین گونه‌ها در مقیاس جهانی قرار دارند (GISD, 2024). خسارت مالی ناشی از پیامدهای پرندگان مهاجم در شش قاره دو و نیم میلیارد در سال برآورد شده است (Evans *et al.*, 2014).

اردک ماندارین (*Aix galericulata*) از خانواده Anatidae و زیر خانواده Anatinae، به جهت رنگ پر و بال زیبا مورد توجه باغ‌های پرندگان قرار دارد و سابقه معرفی و نگهداری آن به‌عنوان پرنده خانگی در اروپا به قرن نوزدهم باز می‌گردد. زیستگاه جوجه‌آوری این پرنده کشور ژاپن، شرق‌چین و جنوب‌شرقی روسیه است. این گونه در کشورهای اروپایی، آمریکا و افریقای جنوبی پس از معرفی استقرار یافته است (van Kleunen & Lemaire, 2014).

این پرندگان بیشترین زمان خود را به استراحت، شنا، تغذیه و پرآرایی اختصاص می‌دهند. جنسیت، پوشش گیاهی، شرایط آب‌وهوا، اندازه تالاب و تعداد اردک‌ها، به‌طور قابل توجه‌ای بر الگوی فعالیت آنها تاثیر می‌گذارند. ماده‌ها زمان بیشتری برای تغذیه صرف می‌کنند، درحالی‌که نرها بیشتر هوشیار هستند. اردک‌های وحشی الگوی فعالیت متنوع‌تر و فعالیت بیشتری دارند، درحالی‌که محدودیت‌هایی مانند عدم توانایی پرواز در اسارت، تنوع رفتاری را کاهش می‌دهد (Munday & Rose, 2022). این پرندگان، علی‌رغم سکونت دایمی در منطقه، الگوهای استفاده از فضا را بر اساس فصل تغییر داده و در فصل غیرتولیدمثلی دامنه حرکتی وسیع‌تری دارند. نرها در تمام فصول قلمرو بزرگ‌تری دارند (Schlägel & Mädlow, 2021).

یک جفت از این گونه در دریاچه طبیعی امام زاده علی بین روستای اسک و پلور در جاده هراز آمل حضور دارند. این دریاچه بخشی از رودخانه حفاظت شده هراز است که توسط انجمن ماهی‌گیران غیرحرفه‌ای و اداره کل محیط زیست مازندران در قالب یک کار مشارکتی مدیریت می‌شود. به علاوه، این گونه غیربومی در مناطقی از استان‌های گیلان و تهران مشاهده شده است (GBIF, 2020). حضور اردک ماندارین در طبیعت به‌عنوان یک گونه غیربومی به‌طور عمده ناشی از فرار از مکان نگهداری آن است (van Kleunen & Lemaire, 2014) و احتمال حضور این گونه در دریاچه امام زاده علی اسک می‌تواند ناشی از فرار از قفس یا رهاسازی عمدی صاحب آن باشد. اردک ماندارین در صورت مساعد بودن شرایط زیستی در زیستگاه مذکور توانایی بالایی در افزایش جمعیت خواهد داشت (van Kleunen & Lemaire, 2014). از سوی دیگر، به‌عنوان یک گونه پرنده که ناقل بیماری‌های مشترک انسان و حیوانات (زئونوس) محسوب می‌شود، با پرندگان دیگر بر مکان ساخت آشیانه رقابت می‌کند (Kang *et al.*, 2017, Tuong *et al.*, 2020, Khalil *et al.*, 2022).

ارزیابی ریسک تهاجمی یک پیش‌شرط الزامی برای مدیریت موفق و حتی به‌عنوان یک اقدام پیشگیرانه و به‌صرفه اقتصادی محسوب می‌شود (Keller *et al.*, 2007). ارزیابی ریسک تهاجمی گونه غیربومی در زیستگاهی که معرفی شده و شناسایی گونه‌های غیربومی مستعد مهاجم شدن یکی از

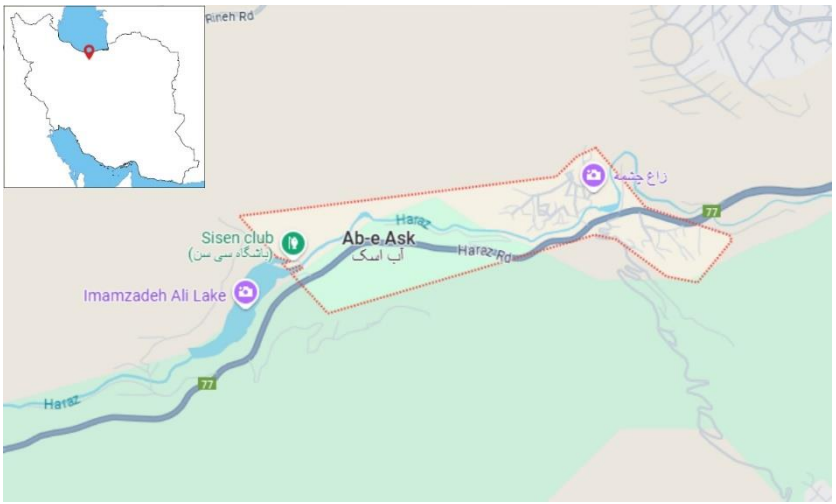
1. Pet

شیوه‌های علمی پذیرفته شده در مدیریت گونه‌های غیربومی است که به‌عنوان ابزار کمک تصمیم‌گیری، سیاست‌گذاران و مدیران محیط زیست را یاری می‌دهد (Copp *et al.*, 2016).

مدل[1] AS-ISK یکی از پرکاربردترین مدل‌های ارزیابی ریسک تهاجمی گونه‌های غیربومی است که برای ۸۱۹ گونه غیربومی در ۱۲۰ منطقه در جهان استفاده شده است (Vilizzi *et al.*, 2021). هدف از این پژوهش ارزیابی توان تهاجمی اردک ماندارین به‌عنوان یک گونه غیربومی در زیستگاه‌های طبیعی ایران و میزان تطابق شرایط اقلیمی این گونه در زیستگاه اصلی‌اش با اقلیم‌های مختلف در ایران است.

مواد و روش‌ها

منطقه ارزیابی خطر تهاجمی برای گونه غیربومی اردک ماندارین، کشور ایران در نظر گرفته شده است و محل گزارش از حضور این گونه دریاچه امام زاده علی در مجاورت روستای اسک شهرستان آمل در موقعیت جغرافیایی N ۳۵ ۵۱ ۵۷ و E ۵۲ ۰۸ ۱۸ است. دریاچه امام زاده علی در بالادست رودخانه هراز و در بخش حفاظت‌شده این رودخانه قرار دارد (شکل‌های ۱ و ۲).



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه در شمال ایران، استان مازندران، روستای آب اسک

شکل ۲. اردک ماندارین در دریاچه امام زاده علی اسک در رودخانه حفاظت شده هراز آمل (عکس از علی عبادی)

1. Aquatic Species Invasiveness Screening Kit

از نسخه فارسی AS-ISK v2.4.1 برای ارزیابی ریسک احتمالی مهاجم شدن اردک ماندارین استفاده شده است[۱]. تطابق اقلیمی بین زیستگاه اصلی اردک ماندارین و منطقه ارزیابی ریسک با استفاده از مدل Climatch انجام شد.

مدل AS-ISK با طرح ۵۵ سئوال شروع به‌کار می‌کند و ارزیاب با تکیه بر مدارک و مستندهای علمی موجود برای هر پاسخ دلیل ارایه می‌کند. پس از وارد کردن اطلاعات، مدل محاسبات لازم را انجام داده و خروجی آن نمره پیامد، میزان اطمینان ارزیابی و اعداد اثرات محیطی، اقتصادی و اثرات ناشی از ویژگی‌های نامطلوب جمعیت یا گونه آبزی غیربومی است. یکی از ویژگی‌های این مدل استفاده از یک حد آستانه است که نمره پیامد حاصل برای اردک ماندارین با حد آستانه مقایسه خواهد شد. اگر نمره پیامد بیشتر از حد آستانه شود، گونه غیربومی پتانسیل بالای مهاجم شدن دارد و اگر کمتر از حدآستانه شود، پتانسیل مهاجم شدن گونه غیربومی متوسط یا پایین است که غیرمهاجم در نظر گرفته می‌شود. نمره پیامد بین ۳۲- تا ۸۰ متغیر است (Copp *et al.*, 2016).

در این ارزیابی از متوسط جهانی حدآستانه مدل (نمره پیامد ۲۵/۵) برای رتبه‌بندی ریسک اردک ماندارین استفاده شده است (Vilizzi *et al.*, 2021). این مدل از دو بخش BRA[۲]و CCA[۳] تشکیل شده است. مدل برای هر یک، نمره پیامد را محاسبه می‌کند. ارزیابی توسط دو ارزیاب که هر دو متخصص در زمینه بوم‌شناختی و زیست‌شناسی پرندگان هستند، انجام شد و در انتخاب ارزیاب و استفاده از منابع (مقالات داوری شده، گزارش ها و سایت های معتبر) از دستورالعمل مربوطه (Vilizzi *et al.*, 2022) استفاده گشت. بخش اصلی، ارزیابی خطر در مدل است که خود شامل دو بخش جغرافیای زیستی- تاریخی و بوم‌شناسی- زیست‌شناسی است و هر کدام از این بخش‌های اصلی به چند زیربخش تقسیم می‌شوند. در بخش نتایج و بحث این زیربخش‌ها نشان داده شده‌اند. بخش دوم مدل، CCA است که استفاده از آن به وجود مطالعاتی از پیش‌بینی تغییرهای اقلیمی در آینده برای منطقه ارزیابی خطر بستگی دارد. ارزیاب با توجه به تغییر اقلیم پیش‌بینی شده در منطقه ارزیابی خطر که ممکن است این پیش‌بینی بیانگر افزایش یا کاهش احتمالی دما در آینده باشد، تغییر در میزان خطر در مراحل مختلف تهاجم را پیش‌بینی می‌کند (Copp *et al.*, 2016).

در این پژوهش، ارزیابی تغییر اقلیم[۴] با سناریوی تغییر اقلیم در آینده به سمت گرمتر شدن منطقه ارزیابی خطر انجام شد (عباسی و همکاران، ۱۳۹۱؛ کریمی و همکاران، ۱۳۹۷). یکی دیگر از ویژگی‌های مدل AS-ISK امکان مقایسه پیامدهای احتمالی اقتصادی، محیط زیستی و ویژگی‌های نامطلوب گونه یا جمعیت است. در صورت اینکه عدد پیامدها بزرگ‌تر یا کوچک‌تر از صفر باشد، به‌ترتیب نشان‌دهنده وجود یا نبود پیامدهای احتمالی مذکور در صورت معرفی گونه به منطقه ارزیابی خطر است.

تطابق اقلیمی بین گستره خانه اصلی اردک ماندارین و منطقه ارزیابی ریسک (ایران) با نرم‌افزار تحت وب Climatch انجام شد (BRS, 2019). کار با این نرم‌افزار بر اساس دستورالعمل Crombie و همکاران (۲۰۰۸) بود[۵]. در صورتی که نتیجه حاصل از نرم‌افزار Climatch بیشتر از ۰/۱۰۳ باشد، تطابق اقلیمی بالا و اگر بین این عدد و ۰/۰۰۵ باشد، متوسط و اگر کمتر از ۰/۰۰۵ باشد تطابق اقلیمی کم است. رتبه‌بندی اطمینان در مدل AS ISK برای هر یک از ۵۵ سئوال در ارزیابی بر اساس برنامه بین‌المللی تغییرات اقلیم (IPCC (2005 به صورت کم، متوسط، زیاد، خیلی‌زیاد است که معادل عددی آنها در مدل به‌ترتیب برای کم عدد ۱، متوسط عدد ۲، زیاد عدد ۳ و خیلی‌زیاد عدد ٤ است (Copp *et al.*, 2008). فاکتور اطمینان از رابطه (۱) محاسبه شد:

$$CF= \sum (CL_{Qi}) / (4\times55) \quad (i= 1....55)$$ رابطه (۱)

در این معادله CL رتبه اطمینان هر سئوال و i از سئوال یک تا ۵۵ است. فاکتور اطمینان از حداقل ۰/۲۵ تا ۱ متغیر است. فاکتور اطمینان در صورتی که بیشتر از ۹۰ درصد باشد، اطمینان ارزیابی خیلی‌زیاد؛ اگر بین ۸۰ تا ۹۰ درصد باشد اطمینان زیاد؛ اگر بین ۸۰ تا ۵۰ درصد باشد، اطمینان متوسط و کمتر از ۵۰ درصد، اطمینان کم به حساب می‌آید (Copp *et al.*, 2008).

---

۱. این نسخه از آدرس https://www.cefas.co.uk/nns/tools/ قابل دسترس است.

2. Basic Risk Assessment

3. Climate Change Assessment

4. CCA

٤. برای اطلاعات بیشتر به این دستورالعمل رجوع شود.

همچنین، Moss (۲۰۱۱) پنج سطح برای حدود اطمینان در نظر گرفت که شامل سطح اطمینان خیلی‌کم (۰ تا ۰/۰۵)، کم (۰/۰۵ تا ۰/۳۳)، متوسط (۰/۳۳ تا ۰/٦۷)، زیاد (۰/٦۷ تا ۰/۹۵) و خیلی‌زیاد (۰/۹۵ تا ۱۰۰) است.

بحث و نتیجه گیری

ارزیابی ریسک گونه غیربومی اردک ماندارین در ایران با استفاده از مدل AS-ISK انجام شد. عدد پیامد برای BRA نمره ٦/۵ و برای AS-ISK(BRA+CCA) نمره ۸/۵ محاسبه شد. نمره پیامد ریسک تهاجمی اردک ماندارین از حد آستانه جهانی آن (نمره ۲۵/۵ برای BRA و نمره ۳۵ برای AS-ISK(BRA+CCA)) کمتر است. کمتر بودن نمره پیامد ریسک تهاجمی اردک ماندارین نسبت به حد آستانه جهانی، نشان‌دهنده آن است که این گونه غیربومی در ایران، به‌عنوان یک گونه غیرمهاجم با ریسک متوسط برای تهاجم طبقه‌بندی می‌شود. در جدول (۱) نتیجه ارزیابی ریسک اردک ماندارین در منطقه ارزیابی (ایران) آورده شده است. بالاترین نمره پیامد نهایی با نمره پیامد ۵، به بخش «ویژگی‌های بوم‌شناختی و زیست‌شناختی» تعلق دارد که موثرترین عامل در آن، زیربخش «ویژگی‌های نامطلوب» گونه است. ویژگی‌های نامطلوب گونه، در برگیرنده اثرات مخرب گونه مورد نظر بر گونه‌های بومی دیگر مانند بیماری، رقابت و نامطلوب کردن کیفیت زیستگاه است. اردک ماندارین در میان خانواده اردک‌ها (Anatidea) به‌عنوان یکی از مخازن بیماری ویروسی آنفلوانزای پرندگان شناخته می‌شود و این بیماری سریعا بین افراد جمعیت این اردک همه‌گیر می‌شود (Kang *et al.*, 2017). همچنین اردک‌های ماندارین پتانسیل بالایی برای انتشار این ویروس بین سایر پرندگان دارند و ارتباط این پرندگان با سایر اعضای اهلی راسته غازشکلان می‌تواند باعث انتشار این بیماری بین آنان هم شود (Soda *et al.*, 2013).

اردک ماندارین در زیستگاه‌های معرفی شده با سرعت زیادی افزایش می‌یابد (van Kleunen & Lemaire, 2014). اگرچه این اردک در استفاده از حفره‌های موجود در تنه درختان به‌عنوان آشیانه با پرندگان بومی منطقه رقابت دارد (Munday & Rose, 2022)، با این حال هنوز مدارکی دال بر غلبه اردک ماندارین بر گونه‌های پرندگان بومی که باعث حذف یا کاهش جمعیت شود، در دست نیست. یکی دیگر از ویژگی‌های نامطلوب اردک ماندارین این است که در آشیانه سایر پرندگان در تنه درختان تخم‌گذاری نموده و این تخم‌ها توسط سایر پرندگان تفریخ می‌شود (Deng *et al.*, 2011; Gong *et al.*, 2016). این ویژگی اردک ماندارین می‌تواند بر کاهش جمعیت گونه‌های پرنده بومی به‌ویژه گونه‌هایی که در اثر فعالیت‌های انسانی در شرایط جمعیتی نامناسبی قرار دارند، اثر نامطلوبی داشته باشد (Croston & Hauber, 2010). همچنین، تخم‌گذاری این اردک در لانه پرندگان دیگر، می‌تواند باعث افزایش جمعیت چشمگیر این گونه شود (Deng *et al.*, 2011). در یک پژوهش مشخص شد ۳۳/۷ درصد از جوجه‌های ماندارین، در ۷۰ درصد از لانه‌های موجود در منطقه مورد مطالعه دیده شده‌اند. این بدان معنی است که از هر ۱۰ لانه، در ۷ لانه وجود جوجه‌های اردک ماندارین مشاهده شده است. این میزان نشان‌دهنده شیوع بالای رفتار انگلی در این اردک‌ها است (Gong *et al.*, 2016).

تطابق اقلیمی بین زیستگاه اصلی گونه غیربومی و زیستگاه معرفی شده در استقرار و پراکنش آنان نقش مهمی ایفا می‌کند و گونه‌هایی که تطابق اقلیمی بیشتری دارند، شانس بیشتری برای استقرار در زیستگاه‌های جدید خواهند داشت (Bomford, 2008; Hayes & Barry, 2008). در این مطالعه برای محاسبه چگوگی تطابق اقلیمی از مدل Climatch استفاده شد که برابر با نمره صفر بود و نشان‌دهنده تطابق اقلیمی کم است (Crombie *et al.*, 2008). در شکل (۳) تطابق بین زیستگاه اصلی اردک ماندارین و منطقه ارزیابی ریسک نشان داده شده است. میزان تطابق‌پذیری از ۰ تا ۱۰ طبقه‌بندی شده است (۱۰ بیشترین تطابق اقلیمی را نشان می‌دهد. بیشترین نقاطی که تطابق‌پذیری در آن انجام شد، عدد ۰ را نشان می‌دهد که به معنی عدم‌تطابق است. بر اساس نتایج مدل Climatch تطابق اقلیمی برای اردک ماندارین به نسبت در شمال‌غربی ایران از سایر مناطق کمی بیشتر است.

فاکتور اطمینان ۷۵ درصد ارزیابی ریسک تهاجمی اردک ماندارین بر اساس طبقه‌بندی‌های مورد استفاده در این مطالعه در طبقه بالا (Moss, 2011) و متوسط (Copp *et al.*, 2008) قرار می‌گیرد و نشانگر خلا اطلاعاتی در خصوص این گونه غیربومی است که به جهت جاذبه‌های زیباشناختی به‌عنوان یک پرنده خانگی به کشورهای زیادی معرفی شده است. با این وجود، مطالعه و بررسی جامعی در خصوص پیامدهای زیست محیطی

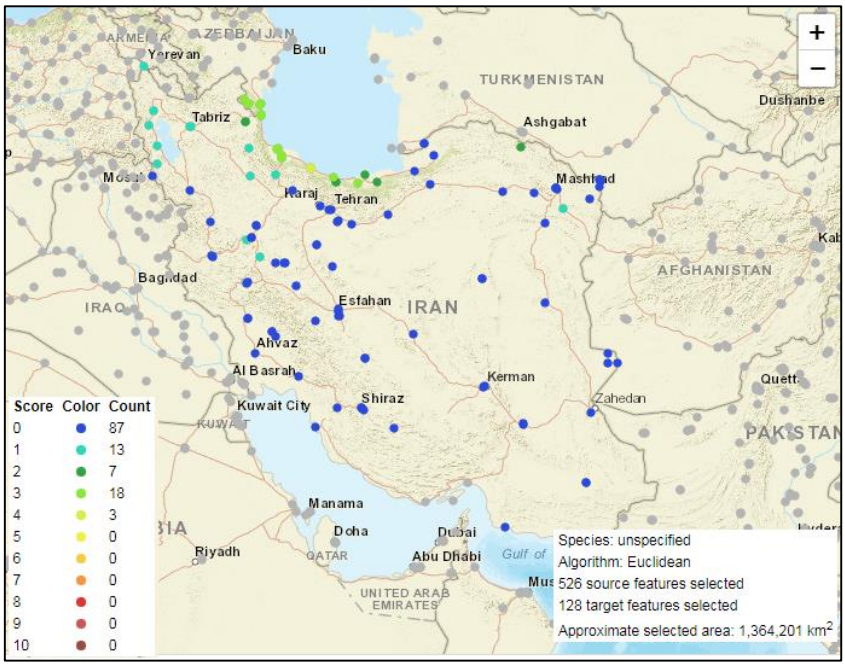
این گونه در زیستگاه‌های جدید وجود ندارد. جدول (۲) نشان داد اردک ماندارین در مطالعات ارزیابی ریسک تهاجمی در سایر کشورها در رتبه غیرمهاجم قرار گرفته و فقط در دو کشور لهستان و ایران با توان احتمالی مهاجم شدن، متوسط طبقه‌بندی شده است. به این ترتیب، این اردک هنوز در فهرست سیاه[1]، گونه های غیربومی نیازمند به اقدامات سریع مدیریتی، قرار نگرفته و فقط در فهرست گونه‌های غیربومی نیازمند پایش[2] جای گرفته است.

جدول ۱. نتیجه ارزیابی ریسک تهاجمی اردک ماندارین *A. galericulata* در ایران با استفاده از مدل AS-ISK

آماره	نمره ریسک
ارزیابی ریسک اصلی (BRA)	۶/۵
ارزیابی ریسک اقلیم (CCA)	۲
ارزیابی ریسک کل (BRA+CCA)	۸/۵
فاکتور اطمینان (Confidence factor)	۰/۷۵
جزئیات	
پرورش دادن- اهلی شدن (Cultivation /Domestication)	۰
اقلیم، پراکنش و ریسک معرفی (Climate, distribution and introduction risk)	۱
مهاجم در جای دیگر (Invasive elsewhere)	۰/۵
زیست‌شناسی- بوم‌شناسی (Biology/ecology)	۵
ویژگی‌های نامطلوب (Undesirable traits)	۷
بهره‌برداری از منابع (Resource exploitation)	۰
تولیدمثل (Reproduction)	۱
مکانیزم‌های پراکندگی (Dispersal mechanisms)	-۱
ویژگی‌های تحمل‌پذیری (Tolerance attributes)	-۲
تغییر اقلیم (Climate change)	۲
پیامدهای منفی احتمالی	
تجاری (Commercial)	۳
محیط زیستی (Environmental)	۲
ویژگی‌های مطلوب جمعیتی یا مربوطه به گونه (Species or population nuisance traits)	۷

1. Black list

2.Watching list



شکل ۳. خروجی مدل Climatch بیانگر چگونگی تطابق بین زیستگاه اصلی اردک ماندارین و منطقه ارزیابی ریسک

میزان تطابق‌پذیری از ۰ تا ۱۰ درجه‌بندی شده است (۰ عدم‌تطابق: به رنگ آبی و ۱۰ بیشترین تطابق: به رنگ قرمز). تعداد ایستگاه‌های هواشناسی در زیستگاه اصلی ۵۲۶ و تعداد ایستگاه‌های هواشناسی در زیستگاه معرفی شده ۱۲۸ است. مساحت کلی با هم مقایسه شده است (۱،۳۲۶،۲۰۱ کیلومترمربع است). روش مقایسه دو منطه زیستگاه اصلی و معرفی شده بر اساس هندسه اقلیدسی بوده است.

جدول ۲. ارزیابی ریسک تهاجمی اردک ماندارین در مناطق ارزیابی مختلف

منبع	رتبه ریسک	روش ارزیابی	منطقه ارزیابی ریسک
مطالعه حاضر	متوسط (غیرمهاجم)	AS-ISK	ایران
van Kleunen & Lemaire (2014)	کم (غیرمهاجم)	ISEIA	هلند
https://ias.biodiversity.be	کم (غیرمهاجم)	ISEIA	بلژیک
c *et al.* (2021)	متوسط (غیرمهاجم)	AS-ISK	لهستان
Kumschik & Nentwig (2010)	کم (غیرمهاجم)	GISS	اروپا

بحث و نتیجه‌گیری

ورود گونه‌های غیربومی به بوم‌سازگان‌های حساس، آسیب‌پذیر و حفاظت‌شده هشداری برای مدیران حفاظت خواهد بود تا هرچه سریع‌تر بر اساس قابلیت‌ها و پتانسیل‌های گونه غیربومی و ویژگی‌های محیطی منطقه‌ای که به آن معرفی شده است و پیامدهای احتمالی بوم‌سازگانی، اقتصادی و اجتماعی آن، تصمیم‌گیری شود. ورود اردک ماندارین به ایران، همچنین آثار متعددی که این گونه بر زیستگاه‌های وارد شده به آن و گونه‌های بومی منطقه می‌گذارد، ارزیابی ریسک تهاجمی این گونه را الزامی نموده است. بر اساس نتایج ارزیابی ریسک گونه مورد مطالعه و حدود اطمینان به‌دست آمده، این اردک یک گونه کاملا شناخته شده در زیستگاه اصلی‌اش و در زیستگاه‌هایی که معرفی شده است، نبوده و این توجه و نظارت به این گونه غیربومی در ایران را ضرورت می‌بخشد. جدول (۲) مقایسه نتایج به‌دست آمده از کشورهای دیگر و ایران را نشان داد. در مطالعه حاضر، ارزیابی ریسک تهاجمی اردک ماندارین با استفاده از روش AS-ISK در ایران انجام شد و نتایج آن نشان‌دهنده درجه ریسک تهاجم متوسط است، این در حالی است که در سایر مناطق مانند هلند، بلژیک، لهستان و اروپا ارزیابی‌ها با استفاده از روش‌های مختلفی مانند ISEIA و GISS عمدتا به ریسک پایین (غیرتهاجمی) اشاره داشته‌اند

.دستورالعمل سازمان جهانی حفاظت، چهار اقدام شامل شناسایی به موقع، پیشگیری، کنترل و ریشه‌کنی را برای مدیریت گونه غیربومی در نظر گرفته است (Wittenberg & Cock, 2001). در این پژوهش، توان مهاجم شدن احتمالی گونه غیربومی اردک ماندارین برای زیستگاه‌های آبی کشور، متوسط ارزیابی شده است. از سوی دیگر، این گونه فعلا در مراحل اولیه تهاجم یعنی مرحله معرفی قرار دارد که در این مرحله اقدامات مدیریتی با احتمال موفقیت و با هزینه به نسبت کمتری امکان‌پذیر خواهد بود. در مراحل بعدی فرآیند تهاجم (استقرار، گسترش و بروز پیامد) امکان موفقیت اقدامات مدیریتی کمتر و همراه با هزینه‌های هنگفت خواهد بود (Lodge *et al.*, 2016). در همین راستا، وجود قوانین و اسناد بالادستی ملی و تعهدات بین‌المللی در خصوص اقدامات مدیریتی برای گونه غیربومی از جمله قانون حفاظت و احیا تالاب‌های کشور، برنامه اقدام و عمل ملی حفاظت از تنوع زیستی، تعهدات کشورهای عضو کنوانسیون رامسر و موارد مشابه (مقدس، ۱۳۹۹)، مدیریت گونه غیربومی اردک ماندارین شامل گزارش به موقع از حضور این گونه در مناطق جدید، نظارت و پایش افراد موجود و تهیه و اجرای برنامه‌های آموزشی برای جوامع محلی و سایر ذی‌نفعان و در صورت لزوم کنترل یا حذف این گونه را در مناطق حفاظت شده و تالاب‌های بین‌المللی کشور ضرورت می‌بخشد.

منابع

عباسی، ف.، بابائیان، ا.، ملبوسی، ش.، اثمری، م. و مختاری، ل.گ. (۱۳۹۱) ارزیابی تغییر اقلیم ایران در دهه‌های آینده (۲۰۲۵ تا ۲۱۰۰ میلادی) با استفاده از ریز مقیاس نمایی داده‌های مدل گردش عمومی جو. تحقیقات جغرافیایی، ۲۷(۱ (پیاپی ۱۰٤)): ۲۰۵-۲۳۰.

کریمی، م.، کاکی، س. و رفاتی، س. (۱۳۹۷) شرایط اقلیمی آینده ایران و خطرات آن در تحقیقات اقلیمی. نشریه تحلیل فضایی مخاطرات زیست‌محیطی، ۵(۳): ۲۲-۱.

مقدس، س.د. (۱۳۹۹) بررسی کارآیی مدل‌های ارزیابی خطر گونه‌های ماهیان غیربومی در تالاب انزلی. رساله دکتری رشته علوم محیط زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران.

Bomford, M. (2008) Risk assessment models for establishment of exotic vertebrate in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Report. Retrieved from http://www.feral.org.au/wpcontent/uploads/2010/03/Risk_Assess_Models_2008_FINAL.pdf/

Bomford, M. and Sinclair, R. (2002) Australian research on bird pests: Impact, management and future directions. Emu - Austral Ornithology, 102(1): 29-45. DOI: 10.1071/MU01028/

Bomford, M. and Glover, J. (2004) Risk assessment model for the import and keeping of exotic freshwater and estuarine finfish. Commonwealth of Australia.

Bomford, M. and Sinclair, R. (2002) Australian research on bird pests: impact, management and future directions. Emu, 102(1): 29-45.

BRS. (2019) Climatch. Retrieved from http://www.brs.gov.au/climatch.

Colautti, R.I. and MacIsaac, H.J. (2004) A neutral terminology to define 'invasive' species. Diversity and Distributions, 10(2): 135-141.

Copp, G.H., Bianco, P.G., Bogutskaya, N.G., Erős, T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Grabowska, J.O.A.N.N.A. and Kováč, V. (2005) To be, or not to be, a non-native freshwater fish. Journal of Applied Ichthyology, 21(4): 242-262.

Copp, G. H., MacLeod, G., Jones, E. R., Gozlan, S., Gollasch, F., Peeler, J. E., Olenin, B., Oidtmann, A., Ambrogi, R., Occhipinti-Ambrogi, A., Nunn, L., Moissec, J. P., Midtlyng, M., Thrush, M., Tricarico, E., Savini, D., & Russell, C. I. (2008) Risk assessment of non-native species in aquaculture: protocols and decision-making tools (Report No. EUR 23306 EN). European Commission.

Copp, G.H., Tarkan, A.S., Masson, G., Godard, M.J., Koščo, J., Kováč, V., Novomeská, A., Miranda, R., Cucherousset, J., Pedicillo, G. and Blackwell, B.G. (2016) A review of growth and life-history traits of native and non-native European populations of black bullhead *Ameiurus melas*. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 26(4), 441–469. https://doi.org/10.1007/s11160-016-9443-9/

Crombie, J., Brown, L., Lizzio, J., and Hood, G. (2008) Climatch User Manual. Retrieved from http://www.brs.gov.au/Climatch/ (last accessed on 13 July 2009).

Croston, R. and Hauber, M. (2010) The ecology of avian brood parasitism. Nature Education Knowledge, 1(9): 3-3.

Crystal-Ornelas, R., Hudgins, E.J., Cuthbert, R.N., Haubrock, P.J., Fantle-Lepczyk, J., Angulo, E. and Courchamp, F. (2021) Economic costs of biological invasions within North America. Neo Biota, 67: 485–510. Retrieved from https://doi.org/10.3897/neobiota.67.58038/

Cucherousset, J. and Olden, J.D. (2011) Ecological impacts of non-native freshwater fishes. Fisheries, 36(5): 215-230.

Deng, Q.-X., Wang, H.-T., Yao, D., Wang, X.-Y., E, M.-J., Wang, T. and Gao, W. (2011) Conspecific brood parasitism and nesting biology of Mandarin Ducks (*Aix galericulata*) in Northeastern China. The Wilson Journal of Ornithology, 123(3), 479–485. DOI:10.1676/10-144.1/

Drake, J.M. and Bossenbroek, J.M. (2004) The potential distribution of zebra mussels in the United States. BioScience, 54(10): 931-941.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L. and Sullivan, C.A. (2006) Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews, 81(2): 163-182.

Evans, T., Kumschick, S., Dyer, E. and Blackburn, T. (2014) Comparing determinants of alien bird impacts across two continents: Implications for risk assessment and management. Ecology and Evolution, 4(14): 2957–2967. DOI:10.1002/ece3.1144/

Forsyth, D.M., Duncan, R.P., Bomford, M. and Moore, G. (2004) Climatic suitability, life-history traits, introduction effort, and the establishment and spread of introduced mammals in Australia. Conservation Biology, 18(2): 557-569.

GBIF. (2020) GBIF Home Page. Retrieved from: https://www.gbif.org/

GISD. (2024) Global Invasive Species Database 2024. Retrieved from http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php on 17-12-2024/

Gong, Y., Kimball, R. T., Mary, C. S., & Zhang, Y. (2016) Kin-biased conspecific brood parasitism in a native Mandarin duck population. *Journal of Ornithology*, *157*(4), 1063–1072. Retrieved from https://doi.org/10.1007/s10336-016-1353-3/

Gozlan, R.E., Britton, J.R., Cowx, I. and Copp, G.H. (2010) Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. Journal of Fish Biology, 76(4): 751-786.

Hayes, K.R. and Barry, S.C. (2008) Are there any consistent predictors of invasion success. Biological Invasions, 10: 483-506.

Council, I.U.C.N. (2000) Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. In Prepared by the IUCN⁄ SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG) and approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, February 2000.

Kang, H.M., Lee, E.K., Song, B.M., Heo, G.B., Jung, J., Jang, I., Bae, Y.C., Jung, S.C. and Lee, Y.J. (2017) Experimental infection of mandarin duck with highly pathogenic avian influenza A (H5N8 and H5N1) viruses. Vet Microbiol, 2017 Jan; 198: 59-63. DOI: 10.1016/j.vetmic.2016.12.005/

Keller, R.P., Lodge, D.M. and Finnoff, D.C. (2007) Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. Proceedings of the National Academy Sciences of the USA, 104: 203–207.

Khalil, A.M., Hatai, H., Fujimoto, Y., Kojima, I., Okajima, M., Esaki, M., Kinoshita, K. and Ozawa, M. (2022) A lethal case of natural infection with the H5N8 highly pathogenic avian influenza virus of clade 2.3.4.4 in a Mandarin duck. Zoonotic Diseases, 2(1): 32–36. Retrieved from https://doi.org/10.3390/zoonoticdis2010004/

Kolar, C.S. and Lodge, D.M. (2002) Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. Science, 298(5596): 1233-1236.

Kolar, C.S. (2004). Risk assessment and screening for potentially invasive fishes. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 38, 391-397.

Kumschick, S. and Nentwig, W. (2010) Some alien birds have as severe an impact as the most effectual alien mammals in Europe. Biological conservation, 143(11): 2757-2762.

Leung, B., Lodge, D. M., Finnoff, D., Shogren, J. F., Lewis, M. A., & Lamberti, G. (2002) An ounce of prevention or a pound of cure: Bioeconomic risk analysis of invasive species. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 269(1508), 2407–2413. Retrieved from https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2179/

Lodge, D.M., Simonin, P.W., Burgiel, S.W., Keller, R.P., Bossenbroek, J.M., Jerde, C.L., Kramer, A.M., Rutherford, E.S., Barnes, M.A., Wittmann, M.E. and Chadderton, W.L. (2016) Risk analysis and bioeconomics of invasive species to inform policy and management. Annual Review of Environment and Resources, 41(1): 453-488.

Martin-Albarracin, V.L., Amico, G.C., Simberloff, D. and Nuñez, M.A. (2015) Impact of non-native birds on native ecosystems: A global analysis. PLoS One, 10(11): e0143070.

Moss, R. H. (2011). Reducing doubt about uncertainty: Guidance for IPCC's third assessment. *Climatic Change, 108:* 641–658. https://doi.org/10.1007/s10584-011-0182-x/

Munday, C. and Rose, P. (2022) Environmental and social influences on the behavior of Free-Living Mandarin ducks in Richmond Park. Animals, 12(19): 2554. Retrieved from https://doi.org/10.3390/ani12192554/

Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Holle, B.V., Moyle, P.B., Byers, J.E. and Goldwasser, L. (1999) Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invasive species. Ecological Applications, 9(3): 759–777.

Environmental Management, 358: 120779. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120779/

Tuong, H.T., Nguyen, N.M., Sung, H.W., Park, H. and Yeo, S.J. (2020) Genetic characterization of avian influenza a (H11N9) virus isolated from Mandarin Ducks in South Korea in 2018. Viruses. 2020 Feb. 12; 12(2): 203-203. DOI: 10.3390/v12020203/

van Kleunen, A. and Lemaire, A.J.J. (2014) A risk assessment of Mandarin Duck (Aix Galericulata) in the Netherlands, Sovon Vogelonderzoek Nederland.

Vander Zanden, M.J. and Olden, J.D. (2008) A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 65(7): 1512-1522.

Vilizzi, L., Copp, G.H., Hill, J.E., Adamovich, B., Aislabie, L., Akin, D., Al-Faisal, A.J., Almeida, D., Azmai, M.A., Bakiu, R. and Bellati, A. (2021) A global-scale screening of non-native aquatic organisms to identify potentially invasive species under current and future climate conditions. Science of the Total Environment, 788: 147868. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147868/

Vilizzi, L., Piria, M. and Copp, G.H. (2022) Which calibrated threshold is appropriate for ranking non-native species using scores generated by WRA-type screening toolkits that assess risks under both current and future climate conditions? Management of Biological Invasions, 13(3): 593–608. Retrieved from https://doi.org/10.3391/mbi.2022.13.3.06/

Webb, T.L. and Sheeran, P. (2006) Does changing behavioral intentions engender behavior change? A meta-analysis of the experimental evidence. Psychological bulletin, 132(2): 249-249.

Wittenberg, R. and Cock, M.J.W. (eds.) (2001) Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, xvii - 228.

Retrieved form https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009 [0759:ITAFUT] 2.0.CO;2/

Pheloung, P.C., Williams, P.A.and Halloy, S.R. (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Journal of Environmental Management, 57(4): 239-251.

Pimentel, D., Zuniga, R. and Morrison, D. (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. Ecological Economics, 52(3): 273-288.

Schlägel, U.E. and Mädlow, W. (2021) All-season space use by non-native resident Mandarin Ducks (Aix galericulata) in northeastern Germany. Journal of Ornithology, 163(1): 71–82. Retrieved from https://doi.org/10.1007/s10336-021-01932-7/

Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J. and Courchamp, F. (2013) Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. Trends in Ecology and Evolution, 28(1): 58-66. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013/

Soda, K., Usui, T., Uno, Y., Yoneda, K., Yamaguchi, T., and Ito, T. (2013) Pathogenicity of an H5N1 highly pathogenic avian influenza virus isolated in the 2010–2011 winter in Japan to Mandarin ducks. Journal of Veterinary Medical Science, 75(5): 619–624. Retrieved from https://doi.org/10.1292/jvms.12-0464/

Tarkan, A. S., Bayçelebi, E., Giannetto, D., Özden, E. D., Yazlık, A., Emiroğlu, Ö., Aksu, S., Uludağ, A., Aksoy, N., Baytaşoğlu, H., Kaya, C., Mutlu, T., Kırankaya, Ş. G., Ergüden, D., Per, E., Üremiş, İ., Candan, O., Kekillioğlu, A., Yoğurtçuoğlu, B., Ekmekçi, F. G., Başak, E., Özkan, H., Kurtul, I., Innal, D., Killi, N., Yapıcı, S., Ayaz, D., Çiçek, K., Mol, O., Çınar, E., Yeğen, V., Angulo, E., Cuthbert, R. N., Soto, I., Courchamp, F., & Haubrock, P. J. (2024) Economic costs of non-native species in Türkiye: A first national synthesis. Journal of

Assessment of invasive risk of non-native species of Mandarin duck *Aix galericulata* (Linnaeus, 1758) in Iran

Seyedeh Ghazaleh Mirbazel[1], Mohammad Kaboli[2*] and Seyed Daryoush Moghaddas[3]

1) M.Sc. Student, Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran.
2) Professor, Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. *Corresponding Author's Email Address: mkaboli@ut.ac.ir
3) Head of the Habitats and Protected Areas Office, Department of Environment of Mazandaran Province, Sari, Iran.

Date of Submission: 2025/01/02 Date of Acceptance: 2025/02/22

Abstract

Invasive species are considered a serious threat to biodiversity. Non-native invasive species have a high potential to cause ecological, economic, and social consequences in the regions where they are introduced. This study aims to assess the potential invasiveness of the Mandarin duck in Iran's aquatic ecosystems. The AS-ISK model (Aquatic Species Invasiveness Screening Kit) was used to evaluate the likelihood of the Mandarin duck becoming invasive in these ecosystems. This model consists of two components: Basic Risk Assessment and Climate Change Risk Assessment, and the evaluation was conducted by two assessors. To determine the level of climatic compatibility between the native and introduced habitats, the Climatch model was applied, and the global average threshold of the AS-ISK model was used. The AS-ISK model produced a Basic Risk Assessment score of 6.5, which is below the global average threshold, indicating that the Mandarin duck does not currently pose a significant invasion risk in Iran's ecosystems. However, its invasiveness is classified as moderate. The Climatch model analysis showed a climatic compatibility score of zero, suggesting low compatibility between the duck's native habitat and the risk assessment region. As a result, the non-native Mandarin duck, with moderate invasiveness potential, requires ongoing monitoring, population management, and early detection in newly introduced areas, particularly in sensitive and protected habitats and international wetlands in Iran.

Keywords: AS-ISK model, Climate change adaptation, Invasive birds, Risk assessment.