

عوامل موثر بر الگوی لانه‌گزینی خدنگ خاکستری هندی (*Urva edwardsii*)

در شهر اصفهان

فاطمه غلامی^۱، منصوره ملکیان^۲ و محسن احمدی^{۳*}

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۱/۰۵؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۳/۰۷)

چکیده

گونه‌های غیربومی، که به صورت عمدی یا تصادفی به زیستگاه جدید معرفی می‌شوند، می‌توانند باعث کاهش جمعیت گونه‌های بومی و یا در برخی موارد انقراض آنها گردند. مطالعه حاضر در بهار سال ۱۴۰۳ و با هدف بررسی عوامل موثر بر الگوی لانه‌گزینی گونه غیربومی خدنگ بزرگ در شهر اصفهان و حومه آن انجام شد. با استفاده از بررسی‌های میدانی و گزارش‌های موجود، لانه‌های فعال گونه شناسایی و متغیرهای مرتبط با پوشش گیاهی، شکل زمین، سازه‌های انسان‌ساخت، وجود پسماند، منابع آبی و اراضی کشاورزی و باغات اندازه‌گیری شد. به تعداد لانه‌ها (۳۰ لانه)، ۳۰ نقطه عدم حضور لانه نیز شناسایی و تمامی متغیرهای ذکر شده، برای این نقاط اندازه‌گیری شد. سپس با استفاده از مدل رگرسیون خطی تعمیم‌یافته (Generalized Linear Model, GLM) مدل‌سازی انجام گرفت. نتایج نشان داد که منابع آبی و زمین‌های کشاورزی اثر معناداری بر حضور و عدم حضور لانه دارند. سایر متغیرها، اختلاف معناداری بین نقاط حضور و عدم حضور لانه نداشتند. بر اساس نتایج حاضر گسترش شهر و تغییرات انسانی، بر حضور خدنگ بزرگ در شهر اصفهان موثر بوده است. شناخت عوامل موثر بر لانه‌گزینی و محدوده حضور این گونه در شهر اصفهان می‌تواند به اقدامات مدیریتی موثر این گونه در محیط شهری کمک کند.

واژه‌های کلیدی: خدنگ بزرگ، گونه مهاجم، مدل‌سازی لانه‌گزینی، مدل خطی تعمیم‌یافته

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد علوم و مهندسی محیط زیست دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.

۲. دانشیار، گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.

۳. استادیار، گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: mahmadi@iut.ac.ir

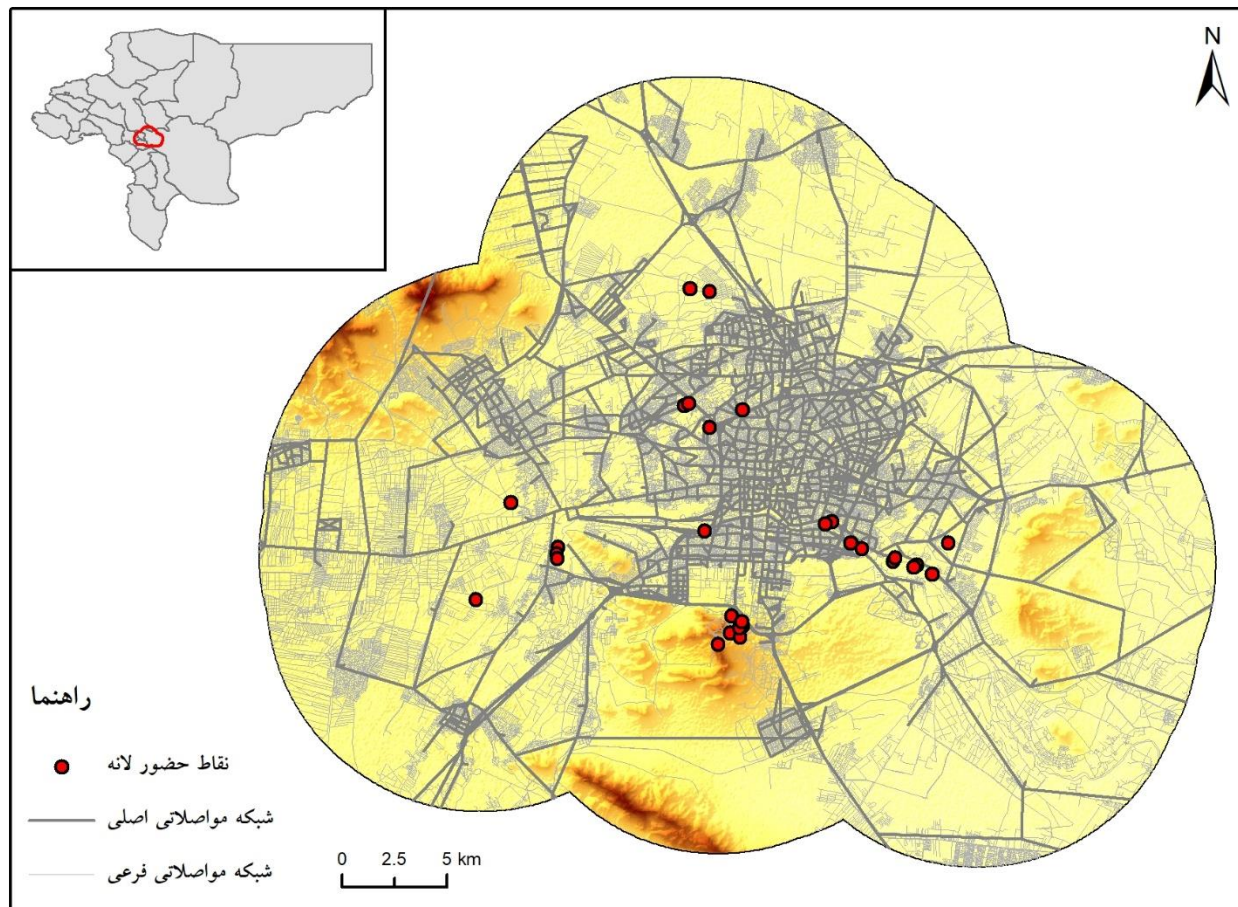
مقدمه

امروزه انسان با فعالیت‌های مخرب خود، نرخ انقراض و کاهش تنوع زیستی را نسبت به گذشته سرعت بخشیده است. یکی از عوامل اصلی و جهانی تهدید کننده تنوع زیستی، ورود گونه‌های غیربومی است که عامل اصلی انقراض بسیاری از گونه‌ها محسوب می‌شود (۵). تثبیت شدن گونه‌های غیربومی و مهاجم در زیستگاه جدید، اثرات بالقوه‌ای بر محیط‌زیست، اقتصاد و سلامت انسان دارد به نحوی که امروزه از گونه‌های غیربومی به عنوان محرک اصلی تغییر تنوع زیستی در جهان نام برده می‌شود (۱۵ و ۱۸). گونه‌های غیربومی گونه‌هایی هستند که به صورت طبیعی در یک زیستگاه وجود ندارند و توسط انسان به صورت عمدی و یا تصادفی به زیستگاه جدید معرفی می‌شوند. این گونه‌ها می‌توانند به گونه‌های مهاجم تبدیل شوند و به دلیل عدم وجود صیاد طبیعی آن‌ها در زیستگاه جدید، به طور موفق‌تری در رقابت با گونه‌های بومی عمل می‌کنند، به سرعت تکثیر و رشد می‌یابند و باعث کاهش جمعیت گونه‌های بومی و در نهایت منجر به انقراض آن‌ها می‌گردند (۲۳ و ۳۲). به علاوه، عواملی همچون توسعه اقتصادی و رونق تجارت در سراسر دنیا منجر به جابه‌جایی گونه‌ها و ساکن شدن گونه‌های غیربومی در مناطق جدید شده است (۱۷). مناطق شهری یکی از مهم‌ترین مقاصد معرفی و استقرار گونه‌های مهاجم غیربومی هستند (۶، ۷، ۱۰، ۲۴ و ۳۱) و به عنوان کانون اصلی برای گسترش تهاجمات زیستی شناخته می‌شوند، زیرا سرپناه و منابع غذایی فراوانی برای گسترش جمعیت گونه‌های مهاجم فراهم می‌کنند (۶). با این حال تأثیرات تهاجم زیستی تنها به مضرات بوم‌شناختی محدود نیست و در بیشتر موارد منجر به خسارات مالی سنگین برای جامعه می‌شود و سلامت و ایمنی جوامع انسانی را تهدید می‌کند (۸ و ۱۳). به عنوان مثال گسترش کنه واروا (*Varroa destructor*) در استرالیا می‌تواند سالانه بیش از ۷۰ میلیون دلار ضرر داشته باشد (۱۸).

در سال ۲۰۲۱ نیز خسارات مالی گوزن‌ها در استرالیا ۹۱/۳ میلیون دلار برآورد شد که از این میان ۴/۵ میلیون دلار مستقیماً ناشی از برخورد وسایل نقلیه (جاده و راه آهن) است (۱۳ و ۲۵). مطالعه بررسی پیامد حضور موش سیاه (*Rattus rattus*) و موش قهوه‌ای (*R. norvegicus*) در مناطق شهری معرفی شده نشان می‌دهد که این گونه‌ها علاوه بر آسیب زدن به زیرساخت‌های شهری، تهدید بزرگی برای سلامت عمومی محسوب می‌شوند؛ چرا که ناقل بیماری‌های مختلف بوده و افزایش جمعیت آن‌ها، مدیریت منابع شهری را با مشکلات متعدد مواجه می‌سازد (۹). بنابراین افزایش آگاهی درباره گونه‌های مهاجم شهری برای کاهش اثرات فعلی و آتی تهاجمات زیستی، امری حیاتی تلقی می‌گردد (۶).

گونه‌های مهاجم یکی از چالش‌های مهم در اکوسیستم‌های طبیعی و انسانی هستند که تأثیرات زیادی بر محیط زیست شهری دارند. روش‌های مقابله با این گونه‌ها معمولاً هزینه‌بر و زمان‌بر هستند زیرا نیازمند ابزارهای پیشرفته، نیروی انسانی متخصص و تلاش‌های بلند مدت برای کنترل و حذف آنها هستند (۸). از آن جا که لانه‌گزینی یکی از مهمترین فعالیت‌های اثرگذار بر چرخه زیستی و حضور گونه‌ها در یک منطقه است، یکی از موثرترین راهکارها برای مدیریت گونه‌های مهاجم بررسی دقیق الگوی لانه‌گزینی و پراکنش آنها در محیط است (۶). این روش‌ها شامل جمع‌آوری داده‌های محیطی، استفاده از مدل‌های پیش‌بینی کننده و تحلیل عوامل موثر بر لانه‌گزینی می‌شود. به این ترتیب با استفاده از این داده‌ها امکان طراحی راهکارهای هدفمند برای کاهش اثرات گونه‌های مهاجم فراهم می‌شود (۲۸).

خانواده خدنگ‌ها (Herpestidae) به بسیاری از نقاط مختلف جهان، عمدتاً در جزایر و مزارع، برای کنترل زیستی موش‌ها و مارها معرفی شده‌اند (۴) با این وجود، تقریباً در همه موارد این گونه‌ها به صورت مهاجم عمل کرده و مسئول کاهش بسیاری از گونه‌های بومی، خصوصاً پرندگان و خزندگان بوده‌اند (۱۴). در سال‌های اخیر نیز خدنگ بزرگ (*Urva edwardsii*) در شهر اصفهان به وفور دیده شده



شکل ۱. موقعیت نقاط لانه شناسایی شده خدنگ بزرگ و محدوده مورد مطالعه در شهر اصفهان

(شهرداری‌ها و ادارات حفاظت محیط زیست) در ارتباط با مدیریت تهاجم زیستی خدنگ در این مناطق گردد.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

این مطالعه در محدوده شهر اصفهان و حومه آن انجام گرفت (شکل ۱). برای تعیین منطقه مطالعاتی و تسهیل در ارزیابی پراکنش گونه یک محدوده بافر ۱۰ کیلومتری حول نقاط حضور در نظر گرفته شد. برای سهولت کار نیز از عبارت شهر اصفهان به عنوان محدوده مورد مطالعه

است، در حالی که پیش از این حضور این گونه در اصفهان به ثبت نرسیده بود. با توجه به موارد ذکر شده و غیربومی بودن گونه خدنگ بزرگ در شهر اصفهان، در صورت عدم به کارگیری روش‌های مدیریتی برای کنترل جمعیت، امکان دارد این گونه در آینده به گونه‌ای مهاجم تبدیل و تهدید بزرگی برای گونه‌های بومی تلقی شود. از این روی، پژوهش حاضر با هدف بررسی نقاط لانه خدنگ بزرگ و ارزیابی اثر عوامل محیطی بر لانه‌گزینی این گونه در کلان‌شهر اصفهان انجام گرفته است. نتایج این تحقیق می‌تواند موجب بهبود نگرش سیاست‌گذاران مدیریت شهری



شکل ۲. ورودی لانه خدنگ بزرگ. (۱): لانه خدنگ با ورودی‌های متعدد در کنار زمین‌های کشاورزی، (۲ و ۳): لانه‌سازی در بافت نرم خاک زمین‌های کشاورزی، (۴): وجود پشته بزرگ پسماند کشاورزی و ایجاد مکان مناسب برای لانه‌سازی خدنگ

روش کار

آماده سازی داده‌ها

مدل‌سازی الگوی لانه‌گزینی و انتخاب زیستگاه گونه و عوامل موثر بر آن از طریق نمونه‌برداری مستقیم در سطح شهر در فصل بهار سال ۱۴۰۳ انجام شد. ابتدا طی پایش و بررسی‌های مستقیم میدانی، پرسش از مردم محلی و بررسی گزارش‌های موجود در شهرداری و سازمان مدیریت پسماند، مناطق حضور لانه‌ها شناسایی شد. شکل ۲ تصویر چند نمونه لانه فعال شناسایی شده را نشان می‌دهد. پس از شناسایی و ثبت لانه‌ها، پلاتی مربع شکل به ضلع ۱۰ متر به مرکزیت ورودی هر لانه در نظر گرفته شد. سپس به فاصله ۲۰ متر از این پلات در چهار جهت شمال، جنوب، شرق و غرب، پلات‌هایی دیگر مانند پلات اول در نظر گرفته شدند. برای هر لانه، متغیرهای مرتبط با پوشش گیاهی شامل تراکم پوشش گیاهی و ارتفاع پوشش گیاهی در هر پنج پلات اندازه‌گیری و به صورت میانگینی برای پلات مرکزی در نظر گرفته شد. متغیرهای شکل زمین (دشتی و غیردشتی)، حضور و عدم

استفاده شده است. شهر اصفهان با مساحت ۵۵۰ کیلومتر مربع در طول جغرافیایی ۵۱ درجه و ۳۸ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۲ درجه و ۳۸ دقیقه شمالی، روی دشتی نسبتاً صاف بر آبرفت زاینده‌رود در دامنه شرقی کوه‌های زاگرس واقع شده است. متوسط ارتفاع شهر اصفهان ۱۶۰۷ متر است. پست ترین نقطه شهر با ارتفاع ۱۵۴۶ متر در منتهی‌الیه بخش شرقی و مرتفع‌ترین نقطه، قله کوه صفه با ۲۲۱۶ متر واقع در جنوب غربی شهر به عنوان نزدیک‌ترین کوه به شهر است. اقلیم شهر اصفهان معتدل و خشک است. پوشش گیاهی بیشتر شامل درخت‌های زیتنی و دست‌کاشت شامل افرا (*Acer acuminatum*)، چنار (*Platanus orientalis*)، نارون (*Ulmus minor*) و غیره می‌باشد. گونه‌های غالب پستاندار در شهر اصفهان نیز شامل موش خانگی (*Mus musculus*)، گربه اهلی (*Felis catus*)، شغال (*Canis aureus*) و روباه (*Vulpes vulpes*) می‌شود (۱۹).

خطای انتخاب مدل در برآورد ضریب رگرسیون در کلیه مدل‌های انتخاب شده کاهش یافت. قبل از انجام مدل‌سازی، با استفاده از شاخص تورم واریانس (Variance Inflation Factor, VIF) هم‌خطی بین متغیرهای مستقل محیطی به آزمون گذاشته شد. تمامی تجزیه و تحلیل‌ها در نرم‌افزار R 4.3.3 با استفاده از پکیج‌های MuMin, raster, Car و stat انجام پذیرفت (۱).

نتایج

اطلاعات توصیفی متغیرهای اندازه‌گیری شده

جدول ۱ میانگین مقادیر متغیرها در نقاط لانه و عدم حضور لانه را نشان می‌دهد. بر این اساس میانگین ارتفاع پوشش گیاهی و تراکم پوشش گیاهی و وجود منابع آبی، زمین کشاورزی، ساخت و ساز و پسماند در نقاط لانه بیشتر از نقاط عدم حضور لانه بوده و متغیر شکل زمین تفاوتی را در بین نقاط نشان نداد.

مدل‌سازی الگوی لانه‌گزینی خدنگ بزرگ

بررسی هم‌خطی بین متغیرها براساس شاخص تورم واریانس نشان داد که هیچ کدام از متغیرها VIF بالاتر از ۶ نداشتند بنابراین از تمامی متغیرها در مدل‌سازی الگوی لانه‌گزینی استفاده شد (جدول ۲).

مدل عمومی GLM الگوی لانه‌گزینی نشان داد که متغیرهای منابع آبی و زمین‌های کشاورزی اثر معناداری بر حضور و عدم حضور لانه در سطح ۹۵ درصد دارند. در صورتی که مابقی متغیرها شامل شکل زمین، ارتفاع و تراکم پوشش گیاهی، وجود پسماند و وجود ساخت و ساز، اختلاف معناداری را بین نقاط حضور و عدم حضور لانه نشان نمی‌دهند (جدول ۳).

پس از ایجاد مدل‌های کوچکتر با تعداد متغیرهای کمتر، بر اساس قاعده پارسیمونی و بر طبق معیار آکائیکه، در نهایت ۵ مدل انتخاب شد که مقدار دلتا آکائیکه کوچکتر از ۲ داشتند. (جدول ۴). بر این اساس بهترین مدل انتخاب شده بر اساس شاخص آکائیکه، متغیرهای

حضور سازه‌های انسان‌ساخت (شامل سازه‌های مسکونی، پیاده‌روها و خیابان‌ها)، پسماند (شامل سطل‌های زباله و دپوهای پسماند)، منابع آب (شامل رودخانه، مادی‌ها، کانال‌های انتقال آب کشاورزی، حوض‌ها و آبگیرها) و اراضی کشاورزی و باغات (از مساحت ۱ هکتار به بالا) تا فاصله ۷۰ متری از لانه نیز بررسی شده و تمامی اطلاعات در فرم‌های مخصوص ثبت شدند. به تعداد لانه‌ها، ۳۰ نقطه عدم حضور لانه نیز شناسایی شده و تمامی متغیرهای ذکر شده، برای این نقاط اندازه‌گیری شد. در نهایت اطلاعات مربوط به متغیرهای نقاط حضور و عدم حضور لانه وارد فرایند مدل‌سازی گردید.

تجزیه و تحلیل الگوی لانه‌گزینی گونه

بررسی الگوی لانه‌گزینی و پراکنش خدنگ بزرگ براساس مدل رگرسیون خطی تعمیم‌یافته (Generalized Linear Model, GLM) با توزیع خطای دو جمله‌ای و تابع پیوسته لجستیک انجام شد. در مدل‌سازی‌ها ابتدا یک مدل عمومی با حضور تمامی متغیرهای محیطی برازش یافته و معناداری تاثیر متغیرها بر لانه‌گزینی گونه بررسی شد. سپس بر اساس منطق پارسیمونی مجموعه‌ای از مدل‌های کوچکتر با تعداد متغیرهای کمتر ایجاد شد. برای انتخاب بهترین مدل و با توجه به تعداد کم داده‌های حضور/عدم حضور از معیار آکائیکه اصلاح شده (Akaike Information Criterion corrected, AICc) استفاده شد. در نهایت مدل‌هایی که مقدار دلتا AICc کوچکتر از ۲ و بیشترین وزن آکائیکه (Akaike Information Criterion corrected weight, AICc wi) را داشتند انتخاب شدند (۱). علاوه بر این، برای هر متغیر انتخاب شده در مجموعه مدل‌های با مقدار دلتا AICc کوچکتر از ۲، وزن نسبی محاسبه شد که در این روش مجموع وزن نسبی همه مدل‌هایی که در آن متغیر ظاهر می‌شود، محاسبه شده و میانگین وزنی و خطاهای استاندارد متغیر مورد نظر در این مدل‌ها محاسبه شد. با استفاده از این روش، اثرات

جدول ۱. میانگین متغیرهای الگوی لانه‌گزینی خدنگ بزرگ

میانگین متغیرها		متغیرها
نقاط حضور لانه	نقاط عدم حضور لانه	
۴/۱۰	۲/۲۸	ارتفاع پوشش گیاهی (متر)
۲۰	۲۰	دشتی
۱۰	۱۰	غیر دشتی
۷۱/۸۳	۲۵/۸۰	تراکم پوشش گیاهی (درصد)
۲۸	۶	وجود منابع آبی
۲	۲۴	عدم وجود منابع آبی
۱۵	۲	وجود زمین کشاورزی
۱۵	۲۸	عدم وجود زمین کشاورزی
۲۹	۲۵	وجود ساخت و ساز
۱	۵	عدم جود ساخت و ساز
۳۰	۱۱	وجود پسماند
۰	۱۹	عدم وجود پسماند

جدول ۲. شاخص تورم واریانس متغیرهای الگوی لانه‌گزینی خدنگ بزرگ

شاخص تورم واریانس	متغیرها
۲/۸۹	ارتفاع پوشش گیاهی
۱/۶۶	شکل زمین
۲/۰۳	تراکم پوشش گیاهی
۱/۶۹	منابع آبی
۱/۳۲	زمین‌های کشاورزی
۲/۱۱	ساخت و ساز
۲/۱۱	پسماند

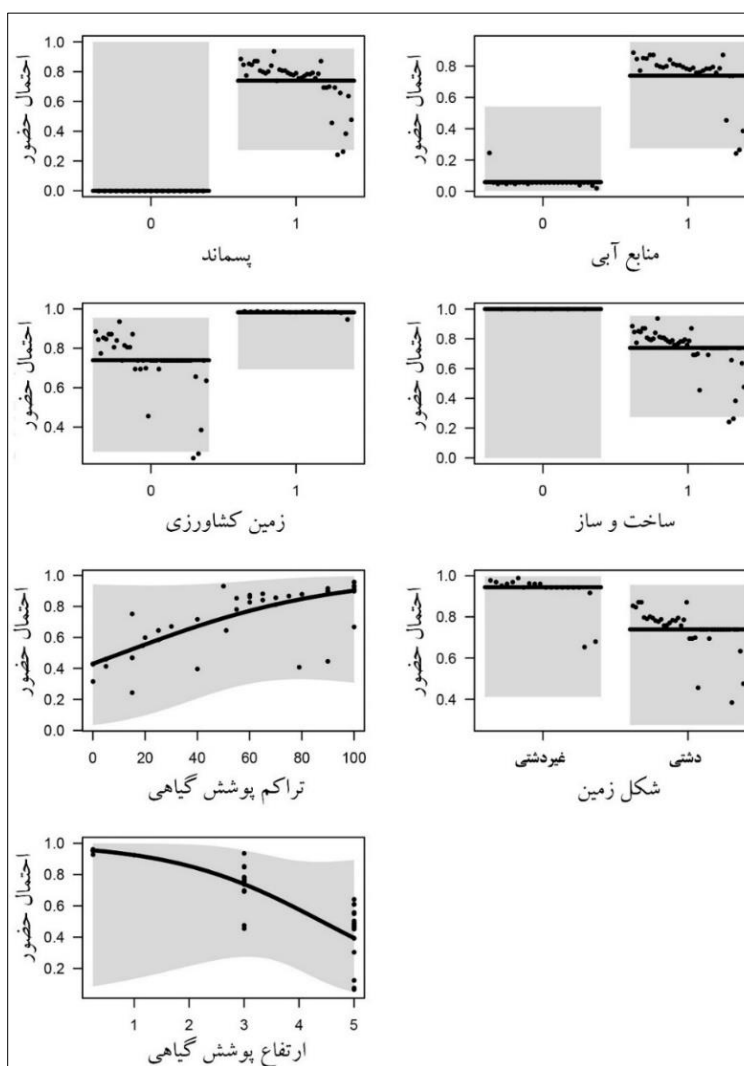
بحث

در این مطالعه مناطق لانه گونه خدنگ بزرگ در شهر اصفهان بررسی شد که به دلیل اهمیت لانه‌گزینی به عنوان یک دوره زمانی حساس در چرخه زندگی جانور بود. نتایج حاصل از بررسی الگوی لانه‌گزینی خدنگ بزرگ نشان داد که متغیرهای منابع آبی و زمین‌های کشاورزی

وجود زمین‌های کشاورزی، پسماند، منابع آبی و ساخت و ساز را شامل می‌شود. مطابق با منحنی‌های پاسخ الگوی لانه‌گزینی در شکل ۳، پاسخ مثبت گونه به متغیرهای منابع آبی، پسماند، زمین‌های کشاورزی و تراکم پوشش گیاهی و پاسخ منفی گونه به متغیرهای ارتفاع پوشش گیاهی، ساخت و ساز و شکل غیردشتی زمین استنباط می‌شود.

جدول ۳. جدول مدل عمومی GLM الگوی لانه‌گزینی خدنگ بزرگ

p-value	Z value	STD. Error	Estimate	
۰/۳۳	-۰/۹۷	۰/۷۵	-۰/۷۳	ارتفاع پوشش گیاهی
۰/۲۰	-۱/۲۶	۱/۴۰	-۱/۷۷	شکل زمین
۰/۲۸	۱/۰۷	۰/۰۲	۰/۰۲	تراکم پوشش گیاهی
۰/۰۲	۲/۲۰	۱/۷۳	۳/۸۲	منابع آبی
۰/۰۵	۱/۹۵	۱/۵۲	۲/۹۹	زمین‌های کشاورزی
۰/۹۹	-۰/۰۰۳	۵۳۵۷	-۱۸/۰۰	ساخت و ساز
۰/۹۹	۰/۰۰۵	۷۳۸۲	۳۷/۱۸	پسماند



شکل ۳. منحنی‌های پاسخ الگوی لانه‌گزینی خدنگ بزرگ

جدول ۴. جدول انتخاب مدل الگوی لانه‌گزینی خدنگ بزرگ براساس شاخص آکائیکه

			منابع آبی	ارتفاع پوشش گیاهی	تراکم پوشش گیاهی	پسماند	شکل زمین	زمین‌های کشاورزی	ساخت و ساز	
۱	logLik	-۱۳/۳۴								
	AICc	۳۷/۸۰								
	Delta	۰								
	weight	۰/۳۴								
۲	logLik	-۱۵/۰۷								
	AICc	۳۸/۸۶								
	Delta	۱/۰۶								
	weight	۰/۱۷								
۳	logLik	-۱۲/۸۰								
	AICc	۳۹/۱۹								
	Delta	۱/۳۹								
	weight	۰/۱۷								
۴	logLik	-۱۵/۴۱								
	AICc	۳۹/۵۴								
	Delta	۱/۷۴								
	weight	۰/۱۴								
۵	logLik	-۱۴/۲۵								
	AICc	۳۹/۶۱								
	Delta	۱/۸۱								
	weight	۰/۱۳								

اثر معناداری بر روی حضور و عدم حضور لانه در سطح ۹۵ درصد دارند. در صورتی که مابقی متغیرها شامل شکل زمین، ارتفاع و تراکم پوشش گیاهی، وجود پسماند و وجود ساخت و ساز اختلاف معناداری را بین نقاط حضور و عدم حضور لانه نشان ندادند. بر اساس بهترین مدل انتخاب شده بر اساس شاخص آکائیکه، خدنگ‌ها مناطقی نزدیک به زمین‌های کشاورزی و منابع آبی، در نزدیکی سکونت‌گاه‌های انسانی و با وجود سطرها و یا

دپوهای پسماند را بیشتر برای لانه‌سازی ترجیح می‌دهند. همچنین برآوردهای مدل‌ها نشان می‌دهد که از بین متغیرهای برتر در فرایند انتخاب مدل، متغیرهای حضور پسماند و منابع آبی مهمترین متغیرهایی محسوب می‌شوند که احتمال انتخاب یک منطقه برای لانه‌گزینی توسط خدنگ‌ها را تعیین می‌کند. متغیرهای ارتفاع و تراکم پوشش گیاهی از متغیرهایی هستند که در هیچ یک از پنج مدل برتر

به کار نرفته‌اند و نشان دهنده این است که این متغیرها بر انتخاب مکان لانه توسط خدنگ بزرگ تاثیری ندارد.

وجود جوندگان طعمه خدنگ در زمین‌های کشاورزی و محصولات کشاورزی، وجود منابع آب دائمی در اطراف زمین‌های کشاورزی، پسماند غذای کشاورزان، وجود پشته‌های چوب و پسماند کشاورزی، نرم بودن بافت خاک زمین‌های کشاورزی برای لانه‌سازی و وجود مکان‌های مخفی مناسب جهت لانه‌سازی و فعالیت روزانه از دلایلی است که این گونه مناطق نزدیک به زمین‌های کشاورزی را ترجیح می‌دهد. همانطور که در مطالعات مشابه نیز اشاره شده است (۳، ۱۶، ۲۷ و ۲۹) خدنگ‌ها بیشتر در مزارع، زمین‌های دارای پوشش گیاهی بوته‌ای، درخت‌زارها، جنگل‌های باز و جنگل‌های کاشته شده دیده می‌شوند و از استفاده از مناطق باز اجتناب می‌کنند و به ندرت فقط برای عبور از منطقه‌ای به منطقه دیگر از این مناطق استفاده می‌کنند و ترجیح می‌دهند از زیستگاه‌هایی با تراکم متوسط پوشش گیاهی نزدیک به زمین، هم برای فعالیت و هم برای استراحت استفاده کنند تا در برابر شکارچیان و مزاحمت انسان در امان باشند. این وابستگی مثبت از منحنی‌های پاسخ گونه به افزایش مساحت زمین‌های کشاورزی نیز استنباط می‌شود (شکل ۳).

نزدیکی به منابع آبی جهت رفع نیاز گونه به آب به خصوص در دوران شیردهی مادران از دیگر ارجحیت‌های این گونه برای لانه‌سازی و پراکنش در نزدیکی منابع آبی است (۱۱). منابع آبی مانند مادی‌ها و رودخانه علاوه بر رفع نیاز گونه به آب، با ایجاد مکان مناسب برای لانه‌سازی در ترانشه و سوراخ سنگ‌های اطراف، در زمان خشکی رودخانه مسیری مناسب برای رفت و آمد گونه فراهم می‌کنند. وجود آب نیز منجر به ایجاد پوشش گیاهی شده و از این رو مکان مخفی مناسبی جهت لانه‌سازی و تردد برای گونه مهیا می‌شود. علاوه بر این اطراف رودخانه و مادی‌ها مکان‌های مناسبی برای حضور طعمه‌هایی همچون موش

و قورباغه بوده و این امر از دیگر عوامل لانه‌سازی و پراکنش در نزدیکی منابع آبی می‌باشد (۲). نتایج تجزیه و تحلیل سرگین خدنگ در منطقه پوتوهار کشور هند نشان می‌دهد که حدود ۱۴ درصد از رژیم غذایی خدنگ‌ها را دوزیستانی همچون قورباغه و وزغ و حدود ۲۸ درصد را موش‌ها تشکیل می‌دهند (۲۲). در مطالعه دیگری نیز علت اصلی گسترش پراکنش خدنگ مصری (*Herpestes ichneumon*) به قسمت‌های شمالی رودخانه تاگوس در کشور پرتغال افزایش نفوذ گونه در امتداد رودخانه گزارش شده است در صورتی که این گونه در گذشته تنها در اطراف قسمت‌های جنوبی این رودخانه پراکنش داشته است (۳). این مطالعات صحت اهمیت منابع آبی برای پراکنش و لانه‌سازی خدنگ بزرگ را به خوبی نشان می‌دهند.

سطح‌های زباله و دپوهای پسماند در تفرجگاه‌ها و سایر مکان‌ها علاوه بر اینکه به طور مستقیم نیاز غذایی گونه را فراهم می‌کنند، باعث جذب جوندگانی مانند موش‌ها شده و از این راه به طور غیرمستقیم نیاز غذایی خدنگ برآورد می‌شود. علاوه بر این سطح‌های زباله و دپوهای پسماند مکان مناسبی را جهت لانه‌سازی و پنهان شدن نیز فراهم می‌آورند. به عنوان مثال، در مطالعه‌ای پسماند انسانی در رتبه دوم متداول‌ترین اجزا در تجزیه و تحلیل سرگین خدنگ‌ها قرار گرفته است (۲۷). همچنین ترکیب سرگین با تغییر فصل تغییر یافته و در فصول سرد که دسترسی به غذای اصلی توسط خدنگ‌ها محدود است، نسبت پسماند در سرگین افزایش می‌یابد. در منحنی‌های پاسخ گونه (شکل ۳) به متغیر پسماند نیز مشاهده می‌شود که پاسخ گونه به این متغیر مثبت بوده زیرا در تمامی نقاط حضور لانه خدنگ سطح زباله و یا دپو پسماند وجود داشته است با این حال این متغیر معنادار نشده است اما به عنوان یکی از متغیرهای مهم در هر پنج مدل برتر در نظر گرفته شده است (جدول ۴).

نزدیکی به سکونت‌گاه‌های انسانی نیز به عنوان یکی دیگر از متغیرهای اصلی در مدل‌های برتر الگوی لانه‌سازی، از نظر دسترسی به پسماند شهری برای گونه حائز اهمیت است اما این متغیر معنادار نشده است. در صورتی که در نزدیکی ۲۹ لانه از ۳۰ لانه این متغیر

شناسایی شده است که این امر نیاز گونه به استفاده از پسماند انسانی را نشان می‌دهد. نتایج یک مطالعه در شهری در آفریقای جنوبی که درصد همپوشانی اندازه گستره خانگی خدنگ زرد (*Cynictis penicillata*) و سکونت‌گاه‌های انسانی را بررسی می‌کند نیز نشان می‌دهد که اندازه گستره خانگی خدنگ‌ها در کمترین حالت ۵۰ درصد و در بیشترین حالت ۱۰۰ درصد با سکونت‌گاه‌های انسانی همپوشانی دارد (۱۲). شایان ذکر است که در مطالعات مرتبط با ارزیابی و مدل‌سازی پراکنش گونه‌ها، جمع‌آوری اندازه نمونه کافی در بهبود نتایج مدل‌سازی و کاهش عدم قطعیت تأثیرگذار است. در مطالعه حاضر وجود برخی لانه‌ها در املاک شخصی مانند باغات و فضای سبز شخصی، امکان پایش مستقیم آنها را سلب نمود. با این وجود، جهت بهبود عملکرد مدل‌سازی، تلاش شد بیشترین تعداد نقاط لانه از طریق پایش مستقیم و استفاده از اطلاعات موجود جمع‌آوری گردد.

نتیجه‌گیری نهایی

با توجه به لزوم انجام مطالعات بوم‌شناختی قبل از هرگونه اقدام برای رهاسازی گونه جدید و بیگانه به یک زیست‌بوم، مطالعه حاضر با هدف بررسی متغیرهای موثر بر لانه‌گزینی گونه خدنگ بزرگ در محدوده شهر اصفهان انجام شده است. نتایج به دست آمده به خوبی بیانگر این موضوع است که این گونه به خوبی در محیط شهری سازگار شده و به همین دلیل امکان افزایش جمعیت این گونه به وضوح قابل پیش‌بینی است. به دلیل وجود شرایط زیستی مناسب گونه در حاشیه شهر اصفهان و سایر شهرها امکان

منابع

1. Ahmadi, M., López-Bao, J.V. and Kaboli, M., 2014. Spatial heterogeneity in human activities favors the persistence of wolves in agroecosystems. *Plos One* 9 (9): e108080.
2. Almasieh, K., Savari, M. and A. Mohammadi., 2020. Factors influencing the occurrence and conflict of the Indian grey mongoose (*Herpestes edwardsii*) in an urban area in Khuzestan Province, Iran. *Applied Ecology* 9(9): 33-48.
3. Barros, T., Carvalho, J., Pereira, M.J.R., Ferreira, J. P. and Fonseca, C., 2015. Following the trail: Factors underlying the sudden expansion of the Egyptian mongoose (*Herpestes ichneumon*) in Portugal. *Plos One*, 10(8): 1-15.

4. Barun, A., Simberloff, D., Tvrtkovic, N. and Pascal, M., 2011. Impact of the introduced small Indian mongoose (*Herpestes auro-punctatus*) on abundance and activity time of the introduced ship rat (*Rattus rattus*) and the small mammal community on Adriatic islands, Croatia. *NeoBiota* 11: 51-61.
5. Bellard, C., Marino, C. and Courchamp, F., 2022. Ranking threats to biodiversity and why it doesn't matter. *Nature Communications* 13(1): 16-26.
6. Borden, J. and Flory, L., 2021. Urban evolution of invasive species. *Frontiers in Ecology and the Environment* 19: 184-191.
7. Blackburn, T.M., Pyšek, P. and Bacher, S., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecology Evolution* 26: 33-39.
8. Bradshaw, C.J.A., Hoskins, A.J., Haubrock, P.J., Cuthbert, R.N., Diagne, C., Leroy, B., Andrews, L., Page, B., Cassey, P., Sheppard, A.W. and Courchamp, F., 2021. Detailed assessment of the reported economic costs of invasive species in Australia. *NeoBiota* 67: 511-550.
9. Byers, K.A., Lee, M.J., Patrick, D.M. and Himsworth, C.G., 2019. Rats about town: A systematic review of rat movement in urban ecosystems. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 13.
10. Cadotte, M.W., Yasui, S.L.E., Livingstone, S. and MacIvor, J.S., 2017. Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biology Invasions* 19: 489-503.
11. Cain, I.J., Krausman, P., Rosenstock, S. and Turner, J., 2006. Mechanisms of thermoregulation and water balance in desert Ungulates. *Wildlife Society Bulletin* 34: 570-581.
12. Cronk, N. and Pillay, N., 2019. Flexible use of urban resources by the yellow mongoose. *Animals* 9(7): 433-447.
13. Comte, S. 2024. Biodiverse cities or green light for biological invasions? *Australian Zoologist* 43(4): 518-525
14. Doherty, T.S., Glen, A.S., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G. and Dickman, C.R., 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(40): 11261-11265.
15. Duduś, L., Zalewski, A., Koziol, O., Jakubiec, Z. and Król, N., 2014. Habitat selection by two predators in an urban area: the stone marten and red fox in Wrocław (SW Poland). *Mammalian Biology* 79(1): 71-76.
16. Furqan, M., Ali, Z., Ali, U., Shahzad, M.M., Khan, B.N., Ahmed, W., Hussain, Z., Ullah, M.A., Afzal, N. and Ara, A., 2021. Human-indian grey mongoose (*Herpestes edwardsii*) conflict and threats to mongoose in Mirpur District, Azad Jammu and Kashmir, Pakistan. *Pakistan Journal of Zoology* 53(5): 1603-1607.
17. Gentili, R., Schaffner, U., Martinoli, A. and Citterio, S., 2021. Invasive alien species and biodiversity: Impacts and management. *Biodiversity* 22(1-2): 1-3.
18. Hafi, A., Millist, N., Morey, K., Caley, P. and Buetre, B., 2012. A benefit-cost framework for responding to an incursion of Varroa destructor. Abares research report 12.5, prepared for National Biosecurity Committee, Canberra.
19. Isfahan municipality statistics. 2022. Isfahan municipality, Deputy director of planning, research and information technology. (In Persian).
20. Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, J.M. and Kühn, I., 2011. Invasive species in Europe: Ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe* 23: 1-17.
21. Louppe, V., Leroy, B., Herrel, A. and Veron, G., 2020. The globally invasive small Indian mongoose (*Urva auro-punctata*) is likely to spread with climate change. *Scientific Reports* 10(1): 61-74.
22. Mahmood, T., Hussain, I. and Nadeem, M.S., 2011. Population estimates, habitat preference and the diet of small Indian mongoose (*Herpestes javanicus*) in Potohar Plateau, Pakistan. *Pakistan Journal of Zoology* 43: 103-111.
23. Malekian, M., 2022. Implications of Tilapia farming for the environment and human health. *Iranian Journal of Biology* 6(11):162-167. (In Persian).
24. McKinney, M. L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biology Conservation* 127: 47-60.
25. McLeod, R., 2023. Annual costs of feral deer in Australia. Centre for Invasive Species Solutions, Canberra.
26. Moorthi, M. and Srimathi, R., 2020. Habitat use and diet composition of the Indian small gray mongoose (*Herpestis edwardsii*) in Mayiladuthrai, Nagaipattinam District, Tamil Nadu. *Journal of Wildlife Research* 8(3): 60-64.
27. Palomares, F. and Delibes, M., 1993. Key habitats for Egyptian Mongooses in Donana national park, south-western Spain. *Applied Ecology* 30(4): 752-758.
28. Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. and Tsomondo, T., 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84(1): 1-20.
29. Rajashekara, S. and Venkatesha, M., 2015. Abundance of Indian grey mongoose (*Herpestes edwardsii*) (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1818) (Carnivora: Herpestidae) in the Bengaluru region. *Zoos' Print Journal* 30: 6-15.

-
30. Santangelo, J.S., Rivkin, L.R. and Johnson, M.T., 2018. The evolution of city life. *Biological Sciences* 285: 18-29.
 31. Tavakoli, M. and Gholami, F., 2024. Invasive species as a consequence of modernization and its effects on biodiversity. *Zist Sepehr* 16(2): 32-47. (In Persian).

Factors Affecting the Den Site Selection of the Indian Grey Mongoose (*Urva edwardsii*) in Isfahan City

Fatemeh Gholami¹, Mansoureh Malekian² and Mohsen Ahmadi^{3*}

(Received: March 25-2025; Accepted: May 28-2025)

Abstract

Non-native species, whether introduced intentionally or accidentally, can threaten native populations, sometimes leading to their extinction. This study, conducted in spring 2024, aimed to examine the factors influencing the den site selection of the Indian gray mongoose, a non-native species, in Isfahan and its suburbs. Through field surveys and existing reports, active dens were identified, and environmental variables including vegetation cover, landform, man-made structures, waste presence, water resources, and agricultural lands were measured. In addition to 30 identified dens, 30 absence points were recorded, and all the environmental variables were measured at these locations. Den presence was then modeled using a Generalized Linear Model (GLM). Results indicated that water resources and agricultural lands significantly influenced den site selection, while other variables showed no significant differences between presence and absence points. Findings suggest that urban expansion and human-induced changes have contributed to the presence of the Indian gray mongoose in Isfahan. Understanding the factors shaping its den site selection and presence in Isfahan City can help to design effective management strategies for this species in urban environments.

Keywords: Indian gray mongoose, Invasive species, Den selection modeling, Generalized linear model.

1- Master student, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran.

2- Associate Professor, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran.

3- Assistant Professor, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran.

*: Corresponding Author, Email: mahmadi@iut.ac.ir