



اداره امور فرهنگی  
پردیس کشاورزی و منابع طبیعی  
دانشگاه تهران

# زیست سپهر

سال دهم، شماره اول، پاییز ۱۳۹۴، مجله علمی-تخصصی زیست سپهر، انجمن علمی-دانشجویی محیط زیست

## مقالات

کریدورها، چیدمان‌های زیستگاهی مهم در سیمای سرزمین

شیما ملکوتی خواه

بررسی تاثیر برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب بر تنوع زیستی کفزیان تالاب کوه گل سی سخت

محسن پاکباز، اسلام جاودان خرد

ارائه معیارهایی برای ارزیابی سریع تهدیدات تنوع زیستی در مناطق حفاظت شده ایران

زهرا باقری، محمد کابلی، شراره پورابراهیم

طرح ریزی حفاظتی در استان اصفهان با استفاده از مدل ریسک محیط‌زیستی

شکوفه نعمت‌اللهی، شیما ملکوتی خواه، سیما فاخران، حسین مرادی

بررسی مقدماتی فون سوسماران استان خوزستان

انوشه کفاش

مروری بر ماهیت و نیازمندی‌های پژوهشی تالاب‌های بین‌المللی ایران جهت مدیریت خردمندانه آن‌ها

سیما سفیدیان

تحلیلی بر روش‌های کلاسیک تعیین رژیم غذایی در مهره داران

صیاد شیخی نیلانلو، حمیدرضا رضایی

مروری بر مبانی ریخت‌شناسی هندسی

فرزانه قنبری، سهیل ایگدری

اخلاق و محیط زیست

سحر بهرکاب

مارکسان، نرم افزاری برای برنامه ریزی حفاظت

بهاره خرازی باهری

ویژه:

سیاسیت‌های کلان محیط زیست

زیست سپهر / سال دهم / شماره اول / پاییز ۱۳۹۴

صاحب امتیاز: انجمن علمی-دانشجویی محیط زیست

مدیر مسئول: صیاد شیخی ئیلانلو

سردبیر: انوشه کفاش

مدیر داخلی: بهاره خرازی باهری

#### هیأت تحریریه

داود فداکار- دانشجوی دکتری محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

نگین ولیزادگان- دانشجوی دکتری زیست شناسی، دانشگاه Illinois

مسعود یوسفی- دانشجوی دکتری محیط زیست، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

مصطفی قلی پور- دانشجوی دکتری محیط زیست، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مریم یوسفی- دانشجوی دکتری محیط زیست، دانشگاه شهید بهشتی

سرور کریمی- دانشجوی دکتری محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

ندا بهداروند- دانشجوی دکتری محیط زیست، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

پریناز رشیدی- دانشجوی دکتری مدل سازی محیط زیست، دانشگاه Twente

ویراستاران علمی: مسعود یوسفی

ویراستاران نگارشی: نرمیان عسکریپور، سحر بهرکاب

طراح و صفحه آرا: صیاد شیخی ئیلانلو

داوران این شماره:

لیدا داور- مسعود یوسفی- مرضیه اسدی- صیاد شیخی ئیلانلو- نگین ولیزادگان- مریم یوسفی- پریناز رشیدی- انوشه کفاش-  
صالح محمودی

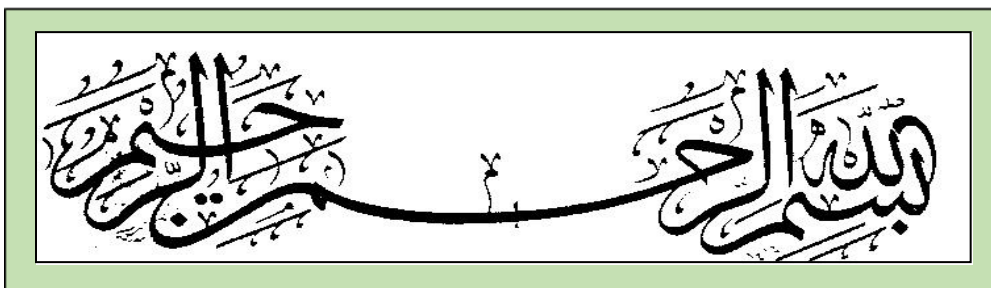
انجمن علمی - دانشجویی محیط زیست، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

آدرس: کرج- پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشکده منابع طبیعی، دفتر انجمن علمی-دانشجویی محیط زیست، نشریه

علمی-تخصصی زیست سپهر

صندوق پستی: ۳۱۵۸۵-۴۳۱۲

پست الکترونیک: environment.ut@gmail.com



## راهنمای نگارش مقاله ها

مقاله‌های پژوهشی، مروری و کوتاه مرتبط با محیط‌زیست که به زبان فارسی نوشته شده برای چاپ مورد بررسی قرار خواهد گرفت. بیشینه شمار صفحه‌های مقاله ۱۰ صفحه می‌باشد.

مقاله به صورت تک ستونی، فاصله بین خطوط یک سانتی‌متر، حاشیه‌ها از هر طرف ۲/۵ سانتی‌متر و فایل word ارسال شود. عنوان مقاله با قلم ۱۶ تیترا (B Titr) باشد. اسامی نویسندگان با قلم ۱۲ نازنین (B Nazanin) و به صورت Bold باشد. آدرس نویسندگان با قلم ۱۲ نازنین (B Nazanin) باشد. چکیده و کلمات کلیدی مقاله با فونت ۱۲ B Mitra نگارش شود. متن مقاله با قلم ۱۳ نازنین (B Nazanin)، واژگان لاتین با قلم ۱۱ و Times New Roman و عنوان‌های اصلی (مقدمه، مواد و روش‌ها و ...) به صورت Bold و با فونت ۱۴ B azanin باشد. در سراسر مقاله از گذاشتن فضا (Spacing) در قبل و پس از عنوان‌ها و پاراگراف‌ها خودداری کنید (قابل تنظیم از منوی Paragraph در نرم‌افزار word). برای گذاشتن علامت ممیز فارسی از / استفاده کنید و از "." استفاده نشود. برای نوشتن درست شمارگان فارسی که دارای ممیز هستند، مانند ۱۲/۷۵۰ ابتدا عدد ۷۵۰ سپس نشان / و سپس عدد ۱۲ را بنویسید، بدون این‌که زبان فارسی کامپیوتر را به انگلیسی تبدیل کنید. عنوان شکل‌ها در زیر آن و عنوان جدول در بالای آن و با قلم ۱۲ نازنین و به صورت Bold (B Nazanin) آورده شود. پس از عنوان شکل‌ها و جدول‌ها نباید از نشان نقطه استفاده شود. در فهرست منابع از hanging با اندازه ۰/۵ سانتی‌متر استفاده شود (از دستور `> special > hanging` در `Line spacing options`) در متن مقاله تنها برای اسامی علمی گونه‌های گیاهی و جانوری از اریب (ایتالیک) استفاده شود.

مقاله‌های پژوهشی باید شامل چکیده (مجموعه‌ی فشرده و گویایی از مقاله)، واژگان کلیدی (شمار بیشینه: شش واژه)، مقدمه، مواد و روش‌ها، یافته‌ها، بحث و نتیجه‌گیری و منابع باشند.

شکل‌ها و جدول‌ها

شکل ۱: محل‌های نمونه‌برداری از آب (l) و رسوبات خطی ساحلی (n) دریای خزر

برای رسم جدول از خطوط عمودی و افقی داخل جدول استفاده نکنید و اندازه (قطر خطوط) را ۰/۵ pt قرار دهید. جدول باید دارای جهت راست به چپ باشد. عنوان جدول در بالای جدول (عنوان شکل در زیر آن) قرار گرفته و در انتها نقطه ندارد.

جدول ۱: تحلیل واریانس برای بررسی تاثیر نور و درجه حرارت بر نرخ رشد بچه ماهیان خاویاری (*Huso huso*)

## سپاسگزاری

در صورت نیاز به طور مختصر مراتب سپاسگزاری آورده شود.

## منابع

در بخش منابع ابتدا منابع فارسی و سپس منابع انگلیسی، به ترتیب حروف الفبا آورده شود.

منابع باید به صورت درون متنی و همچنین در پایان مقاله آورده شود. ارجاع در متن مقاله باید به شیوه داخل پرانتز باشد، به گونه‌ای که ابتدا نام مولف یا مولفان و سپس سال انتشار مانند:

(Vijayan, 2008) یا Vijayan (۲۰۰۸) برای درون متن، برای منابع بیش از دو نویسنده با ذکر نام خانوادگی نویسنده اول به جای نام سایر نویسندگان *et al* (ایتالیک نباشد) ذکر گردد (Peak *et al.*, 2004) و Peak و همکاران (۲۰۰۴) برای قرارگیری در متن مقاله.

## موضوعات و محورهای مجله

مجله علمی –تخصصی زیست سپهر با هدف ارتقای سطح علمی محققان فعال در حوضه محیط زیست و انتشار آخرین یافته ها و رویداد های مهم در زمینه های مختلف محیط زیست منتشر می گردد.

محورهای فعالیت این نشریه به شرح ذیل می باشد:

تنوع زیستی

آلودگی های محیط زیست

ارزیابی و آمایش سرزمین

فناوری های نو در محیط زیست

محیط زیست و هنر

محیط زیست و جامعه شناسی

محیط زیست و کشاورزی

محیط زیست و شهرسازی

مدیریت تالاب ها

زیست شناسی حفاظت

آموزش محیط زیست

طراحی محیط زیست

مدیریت محیط زیست

بوم شناسی

مطالعات تاریخ طبیعی

## سخن سردبیر

در حال حاضر نشریات مختلفی در سطح کشور به چاپ مقالات مرتبط با محیط زیست می‌پردازند با این وجود اعتقاد بسیاری از پژوهشگران بر این است که تعداد نشریاتی که در سطح کشور به محیط زیست و موضوعات مرتبط با محیط زیست می‌پردازند بسیار اندک است و بایستی نشریات متعدد دیگری در این زمینه راه اندازی شود. نشریه زیست سپهر که توسط انجمن علمی-دانشجویی محیط زیست در پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران به چاپ می‌رسد، تلاش می‌نماید تا حد ممکن نیاز امروز جامعه پژوهشگران محیط زیست و رشته‌های مرتبط را برای چاپ مقالات مرتبط با محیط زیست برطرف نماید. نشریه زیست‌سپهر تلاش نموده میزبان مقالات دانشجویان رشته محیط زیست و رشته‌های مرتبط از سراسر کشور باشد. همچنین سعی بر این بوده هیئت تحریریه نشریه ترکیبی از دانشجویان مقاطع تحصیلات تکمیلی دانشگاه‌های معتبر داخلی و خارجی باشند. این نشریه به شیوه نشریات معتبر جهانی در هر شماره با دعوت سردبیر از دانشجویان و پژوهشگران کشور، مقاله‌ای در رابطه با محیط زیست چاپ خواهد نمود. با این امید که بتواند مطالب مفید، به روز و ارزشمندی را در اختیار جامعه پژوهشگران محترم قرار دهد. بی‌تردید این مجموعه دارای کاستی‌های خواهد بود و برای رفع این کاستی‌ها ما بی‌صبرانه منتظر دریافت نظرات و پیشنهادات شما بزرگواران هستیم.

شماره حاضر نشریه زیست‌سپهر پس از یک سال وقفه منتشر می‌شود. در آغاز دوره جدید نشریه زیست‌سپهر و در جایگاه سردبیر نشریه برخورد فرض میدانم از زحمات جناب آقای محمدرضا اشرف‌زاده سردبیر سابق نشریه زیست سپهر که حضور ایشان سبب شکوفایی نشریه زیست سپهر شد، تشکر و قدردانی نمایم. از درگاه خداوند متعال برای ایشان سلامتی و موفقیت روز افزون آرزو مندم.

انوشه کفاش

سردبیر نشریه علمی- دانشجویی زیست سپهر

## مقالات

- کریدورها، چیدمان‌های زیستگاهی مهم در سیمای سرزمین..... ۱  
شیمای ملکوتی خواه،
- بررسی تاثیر برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب بر تنوع زیستی کفزیان تالاب کوه گل سی سخت..... ۵  
محسن پاکباز، اسلام جاودان خرد
- ارائه معیارهایی برای ارزیابی سریع تهدیدات تنوع زیستی در مناطق حفاظت شده ایران..... ۱۳  
زهرا باقری، محمد کابلی، شراره پورابراهیم
- طرح ریزی حفاظتی در استان اصفهان با استفاده از مدل ریسک محیط‌زیستی..... ۱۹  
شکوفه نعمت‌اللهی، شیمای ملکوتی خواه، سیمای فاخران، حسین مرادی
- بررسی مقدماتی فون سوسماران استان خوزستان..... ۲۷  
انوشه کفاش
- مروری بر ماهیت و نیازمندی‌های پژوهشی تالاب‌های بین‌المللی ایران جهت مدیریت خردمندانه آن‌ها..... ۳۱  
سیمای سفیدیان
- تحلیلی بر روش‌های کلاسیک تعیین رژیم غذایی در مهره داران..... ۳۹  
صیاد شیخی نیلانلو، حمیدرضا رضایی
- مروری بر مبانی ریخت‌شناسی هندسی..... ۴۹  
فرزانه قنبری، سهیل ایگدري
- اخلاق و محیط زیست..... ۵۴  
سحر بهرکاب
- مارکسان، نرم افزاری برای برنامه ریزی حفاظت..... ۵۸  
بهاره خرازی باهري
- ویژه:
- سیاسیت‌های کلان محیط زیست..... ۶۲

به دعوت سردبیر



## کریدورها، چیدمان‌های زیستگاهی مهم در سیمای

### سرزمین

شیما ملکوتی خواه\*

#### چکیده

قرن ۲۱ چالش‌های حفاظتی بسیار زیادی با خود به همراه داشته است. از جمله این چالش‌ها تکه‌تکه شدن و نابودی زیستگاه‌های حیات‌وحش است که به عنوان جدی‌ترین تهدید متوجه گونه‌ها و جمعیت‌ها شناخته شده است، زیرا به مرور زمان سبب کاهش زیستایی جمعیت‌ها و افزایش احتمال انقراض آنها می‌گردد. از دست رفتن ارتباطات زیستگاهی می‌تواند منجر به کاهش اندازه و کیفیت زیستگاه‌ها و کاهش یا جلوگیری از انتشار و مهاجرت افراد شده که به نوبه خود سبب کاهش اندازه جمعیت‌ها، کاهش تنوع ژنی و نهایتاً سبب انقراض آنها خواهد شد. از دست رفتن این ارتباطات به نوبه خود می‌تواند تأثیرات منفی ناشی از تغییر اقلیم را چندین برابر نماید. چرا که تغییرات اقلیمی با کاهش مطلوبیت زیستگاه‌های کنونی گونه‌ها را وادار به تغییر محدوده پراکنش و یافتن زیستگاه‌های مطلوب در نواحی دیگر می‌نماید. تحت چنین شرایطی وجود ارتباطات زیستگاهی نقش بسیار مهمی در تسهیل حرکت گونه‌ها و حفظ بقا آنها در مقابله با تغییر اقلیم ایفا می‌کند. از این رو، بسیاری از تلاش‌های حفاظتی اکنون بر حفظ و افزایش ارتباطات زیستگاهی جهت کاهش تأثیرات منفی این عوامل متمرکز شده و مهم‌ترین رویکردی که در حال حاضر به این منظور مورد پیشنهاد شده است شناسایی و حفاظت از ساختارهای ارتباطی تحت عنوان کریدور در سیمای سرزمین می‌باشد.

**واژه‌های کلیدی:** انزوا، ارتباط سیمای سرزمین، جریان ژن، تغییر اقلیم، انتشار، مناطق حفاظت شده، مدل مدار الکتریکی

<sup>۱</sup> دانشجوی دکتری، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران

<sup>۲</sup> گروه بوم‌شناسی و حفاظت فلات ایران، انجمن زیست محیطی البرز، کرج، ایران

نویسنده مسئول: شیما ملکوتی خواه  
ایمیل: s.malakouti@na.iut.ac.ir

#### مقدمه

کریدورهای زیستگاهی زمانی می‌توانند به عنوان رویکردی موثر جهت افزایش ارتباط در سیمای سرزمین استفاده شوند که، (۱) بخش وسیعی از سیمای سرزمین تغییر یافته و برای گونه‌های بومی آن غیرقابل نفوذ باشد، (۲) گونه‌ها به زیستگاه‌های خاصی نیازمند بوده و یا وابستگی اجباری به

کریدورها عناصر خطی سیمای سرزمین بوده که سبب برقراری ارتباط میان دو یا چندین لکه زیستگاهی شده و حرکت افراد در میان آنها را تسهیل می‌نمایند (Soule and Gilpin, 1991).

جدید می‌باشد، سرنوشت نهایی آن‌ها انقراض خواهد بود (Post, 2013). لذا، یکی از مهم‌ترین استراتژی‌های حفاظتی پیشنهاد شده در مواجهه با تغییرات اقلیمی، افزایش ارتباط میان مناطق حفاظت شده می‌باشد (Kostyack et al., 2011) که هم سبب افزایش انعطاف‌پذیری شبکه مناطق شده و هم با حفظ توانایی انتشار گونه‌ها سبب بقا آن‌ها در دراز مدت می‌گردد.

علیرغم این مزیت‌ها، در پاره‌ای از موارد کریدورها ممکن است دارای تأثیرات منفی باشند. از جمله تسهیل گسترش گونه‌های مهاجم و بیماری‌ها، ورود ژن‌های جدید به جمعیت که می‌تواند سبب کاهش توانایی‌های سازشی و کاهش تنوع ژنتیکی جمعیت‌ها گردد (به واسطه هیبریداسیون برون و درون‌گونه‌ای)، افزایش دسترسی گونه‌های طعمه‌خوار، رقیب و یا شکارچیان و تسهیل گسترش آشفته‌گی‌های طبیعی از جمله آتش‌سوزی (Bennett, 1998, 2003). کارآیی کریدورها تحت تأثیر عوامل مختلفی از جمله شکل، اندازه و فعالیت‌های انسانی است (Harrison, 1992). معمولاً کریدورهای عریض‌تر به دلیل اینکه کریدورهای باریک‌تر را شامل می‌شوند ترجیح داده می‌شوند، ولی در عمل با توجه به کاربری‌های اراضی و محدودیت‌های مالی معمولاً کریدورهای باریک‌تر هستند که انتخاب می‌شوند (Beier et al., 2008). براساس منابع علمی، محدوده گسترده‌ای برای تعیین حداقل عرض کریدورها تعیین شده است که بسته به زیست‌شناسی گونه هدف (Majka et al., 2007) از چندین متر تا چندین کیلومتر را شامل می‌شود. به نظر می‌رسد که پستانداران کوچک جثه و گونه‌هایی که حساسیت چندانی به میزان مساحت

زیستگاه‌های دست‌نخورده و آشفته نشده داشته باشند، ۳) مقیاس حرکت گونه‌ها در مقایسه با مسافتی که باید طی نمایند محدود باشد. ۴) نگهداری و حفظ فرآیندهای بوم‌شناختی نیازمند زیستگاه‌هایی بهم پیوسته برای عملکرد آن‌ها باشد (Bennett, 1998, 2003). امروزه کریدورها از جمله ابزارهای حفاظتی مهم برای حفظ و افزایش ارتباطات ساختاری و عملکردی به شمار می‌روند. منظور از ارتباط ساختاری، پیوستگی فیزیکی لکه‌های زیستگاهی است، در حالی که ارتباط عملکردی به حرکت افراد، جمعیت‌ها و ژن‌های آن‌ها در میان زیستگاه‌ها اشاره دارد (Bennett, 1998, 2003; Rudnicki et al., 2012). در صورتی که ساختار فیزیکی کریدورها امکان جابه‌جایی و حرکت افراد را فراهم نماید، سبب برقرار ارتباط عملکردی نیز می‌گردد (Bennett, 1998, 2003). امروزه با توجه به روند سریع تغییرات اقلیمی نقش این چیدمان‌های زیستگاهی در حفاظت از گونه‌ها و مناطق حفاظت شده بیشتر از هر زمان دیگری پررنگ شده است. پیش‌بینی می‌شود که با توجه به روند تغییرات اقلیمی، مناطق حفاظت شده کنونی در آینده کارآیی لازم در حفاظت از گونه‌ها را نداشته باشند. زیرا که بسیاری از گونه‌ها مجبور خواهند بود با تغییر اقلیم محدوده‌های پراکنش جغرافیایی خود را تغییر داده و از این رو از مناطق حفاظت شده خارج شوند (Monzon et al., 2011). در این بین، توانایی گونه‌ها جهت انتشار و یافتن کنام‌های اقلیمی نقش مهمی را در بقا آن‌ها ایفا می‌نماید (Loarie et al., 2009; Pearson, 2006). اگر به هر دلیلی امکان حرکت و انتشار برای گونه‌ها وجود نداشته باشد، و با توجه به روند سریع تغییرات که بیشتر از توانایی گونه‌ها برای سازگاری با شرایط

براساس شدت جریان الکتریکی در میان لکه‌های زیستگاهی مشخص می‌گردد. به دلیل اینکه شدت جریان نشان دهنده احتمال حرکت افراد در بین زیستگاه‌ها می‌باشد، نواحی با شدت جریان بالای عبوری به عنوان بهترین مسیرهای حرکت افراد در نظر گرفته می‌شوند. به علاوه با استفاده از این مدل امکان شناسایی نواحی گردنه بطری که نقش بسیار مهمی در حفظ یکپارچگی ارتباطات زیستگاهی ایفا می‌کنند وجود دارد (McRae and Shah, 2009). ویژگی منحصر به فرد این مدل در مقایسه با مدل حداقل هزینه در این است که برخلاف کریدورهای حداقل هزینه، جریان الکتریکی با محدودیت فاصله روبه رو نبوده و لذا امکان شناسایی تمامی مسیرهای ارتباطی ممکن بین نواحی زیستگاهی وجود دارد. این امر از نظر حفاظتی بسیار حائز اهمیت است. زیرا در صورتی که برخی از این کریدورها از بین بروند، کریدورهای دیگری وجود دارد که افراد گونه‌ها قادر به جابه‌جایی از طریق آن‌ها خواهند بود (Rainey, 2015).

با وجود اهمیت ذکر شده و مطالعات بسیاری که در سراسر جهان در ارتباط با کریدورها انجام می‌شود نقش این مطالعات در ایران کمرنگ بوده و مطالعات صورت گرفته در این زمینه انگشت شمار هستند. بنابراین ضروری است توجه بیشتری به موضوع کریدورها و نقش آن‌ها در حفاظت از تنوع زیستی کشور شود و مراکز دانشگاهی و سازمان حفاظت محیط زیست بحث مطالعه و شناسایی کریدورهای مهم حیات وحش در کشور را جز اولویتهای پژوهشی خود قرار دهند.

زیستگاهی در دسترس ندارند در انتهای باریک طیف قرار بگیرند، در حالی که گونه‌هایی با گستره خانگی وسیع نیازمند کریدورهایی عریض‌تر هستند. در حال حاضر، از جمله رویکردهایی که جهت ارزیابی کارایی کریدورها و در اصل هر گونه ساختار ارتباطی مورد استفاده قرار گرفته است اندازه گیری میزان تبادل ژن در میان لکه‌های زیستگاهی مرتبط به هم (Gregory and Beier, 2013) و مقایسه آن با لکه‌های زیستگاهی ایزوله است. زیرا وجود تبادل ژنی نشان دهنده حرکت افراد و ژن‌های آن‌ها در میان جمعیت‌ها و در واقع موفقیت کریدورها در برقراری ارتباطات عملکردی می‌باشد.

رویکردهای مختلفی برای کمی نمودن و شناسایی ارتباطات زیستگاهی و کریدورها توسعه یافته‌اند که از بین آن‌ها دو رویکرد آنالیز حداقل هزینه و مدل مدار الکتریکی متداول‌ترین روش‌های مورد استفاده می‌باشند (Cushman *et al.*, 2013; McRae, 2006). آنالیز حداقل هزینه مسیری را شناسایی می‌کند که گونه با کمک آن محتمل حداقل میزان هزینه ممکن هنگام جابه جایی بین نواحی زیستگاهی می‌گردد. هرچند که این آنالیز گسترده‌ترین روشی است که برای طراحی کریدورهای ارتباطی میان مناطق حفاظت شده مورد استفاده قرار گرفته است (Singleton *et al.*, 2002) به دلیل اینکه مسیر با حداقل هزینه تنها به اندازه یک پیکسل پهنا دارد، اغلب این قابلیت را ندارد که به عنوان یک ناحیه واقعی برای حفاظت پیشنهاد شود. لذا پیشنهاد شده است که کریدور با حداقل هزینه که مجموعه‌ای از پیکسل‌ها با حداقل هزینه است شناسایی شود (Rudnicki *et al.*, 2012). در مدل مدار الکتریکی شناسایی کریدورها

## منابع

- Beier P, Majka D.R, Spencer W.D. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wild land linkages. *Conservation Biology* 2: 836-851.
- Bennett, A.F. 1998, 2003. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 254 pp.
- Cushman, S.A., McRae, B.H., Adriaensen, F., Beier, P., Shirley, M., Zeller, K. 2013. Biological corridors and connectivity. *Key Topics in Conservation Biology*, 2:384-404.
- Gregory, A., Beier, P. 2013. Response Variables for Evaluation of the Effectiveness of Conservation Corridors. *Conservation Biology* 28(3): 689-695.
- Harrison, R.L. 1992. Toward a Theory of Inter-Refuge Corridor Design. *Conservation Biology*, 6(2):293-295.
- Kostyack, J., Lawler, J.J., Goble, D.D., Olden, J.D., Scott, M.J. 2011. Beyond Reserves and Corridors: Policy Solutions to Facilitate the Movement of Plants and Animals in a Changing Climate. *Bio Science*, 61: 713-719.
- Loarie, S.R., Duffy, P.B., Hamilton, H., Asner, G.P., Field, C.B., Ackerly, D.D. 2009. the velocity of climate change. *Nature*, 462:1052-1055.
- Majka, D., Jenness, J., Beier, P. 2007. Corridor Designer: Arc GIS tools for designing and evaluating corridors. *Environmental Research, Development and Education for the New Economy (ERDENE)*, Northern Arizona University, pp 105.
- McRae, H., Shah, V.B. 2009. *Circuitscape User Guide*. University of California, Santa Barbara.
- McRae, B.H. 2006. Isolation by resistance. *Evolution* 60: 1551- 1561.
- Monzon, J., Moyer-Horner, L., Moyer-Horner, L., Palamar, M.B. 2011. Climate Change and Species Range Dynamics in Protected Areas. *BioScience*, 61:752-761.
- Pearson, R.G. 2006. Climate change and the migration capacity of species. *Trends Ecol Evol*, 21:111-113.
- Post, E. 2013. *Ecology of Climate Change: The Importance of Biotic Interactions*, Princeton University Press, pp408.
- Rainey, M. 2015. Using graph theory to compare least cost path and circuit theory connectivity analyses, *BIO515*.
- Rudnick, D.A., Ryan, S.J., Beier, P., Cushman, S.A., Dieffenbach, F., Epps, C.W., Gerber, L.R., Hartter, J., Jenness, J.S., Kintsch, J., Merenlende, A.M., Perkl, R.M., Preziosi, D.V., Trombulak, S.C. 2012. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*, 16: 1-20.
- Singleton, P.H., Gaines, W.L., Lehmkuhl, J.F. 2002. *Landscape Permeability for Large Carnivores in Washington: A Geographic Information System Weighted-Distance and Least-Cost Corridor Assessment*, United States Department of Agriculture.
- Soule, M.E., Gilpin, M.E. 1991. The theory of wildlife corridor capability. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs, pages 3-8. Chipping Norton, New South Wales, Australia: Surrey Beatty and Sons.

## پژوهشی



# بررسی تاثیر برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب بر تنوع زیستی کفزیان تالاب کوه گل سی سخت

محسن پاکباز<sup>۱\*</sup>، اسلام جاودان خرد<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup>دانشجوی دکتری، گروه شیلات، دانشگاه آزاد  
بندرعباس  
<sup>۲</sup>دانشجوی دکتری، گروه محیط زیست، دانشکده  
منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت  
مدرس تهران.

## چکیده

تالابها زیستگاههایی سودمند، پیچیده و حساس روی کره زمین محسوب می‌شوند. به منظور بررسی تاثیر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب بر تنوع زیستی کفزیان تالاب کوه گل سی سخت در فصول بهار و پاییز ۱۳۹۱، نسبت به نمونه برداری ماهانه از آب و کفزیان با استفاده از دستگاه گری ون وین در سه ایستگاه در این منبع آبی اقدام گردید. فاکتورهای فیزیکوشیمیایی: دما، قلیائیت، شوری و سختی، هدایت الکتریکی، PH، اکسیژن محلول، کل ذرات محلول، بی کربنات، اکسیژن خواهی بیولوژیک، فسفات، نیتريت، نیترات، کربنات و همچنین شاخص‌های بوم‌شناختی و تنوع زیستی نظیر شانون، سیمپسون، مارگالف و هیل، محاسبه گردیدند. به منظور پی بردن به وضعیت اکولوژیکی تالاب از نظر میزان آلودگی از الگوی Welch استفاده گردید. بر اساس نتایج، تنوع گونه‌ای در فصل بهار نسبت به پاییز بیشتر و گونه‌های غالب در این فصول به ترتیب متعلق به راسته‌های Copepoda و Arachnida بودند. نتایج ماتریس همبستگی بین شاخص‌های زیستی و فاکتورهای محیطی نشان داد دما، قلیائیت، شوری و سختی در پراکندگی و تنوع ماکروبتوزها نقش دارند. بین شاخص سیمپسون با شاخص‌های شانون، هیل و مارگالف همبستگی منفی مشاهده شد و بیانگر رابطه معکوس غالبیت گونه‌ای با تنوع و غنای گونه‌ای بوده و با افزایش غالبیت، تنوع و غنای گونه‌ای کاهش یافته و در فصول خشک آلودگی آب افزایش می‌یابد.

**واژه های کلیدی:** تالاب کوه گل، ماکروبتوز، تنوع زیستی

نویسنده مسئول: محسن پاکباز  
ایمیل: mopakbaz@yahoo.com

## مقدمه

کنترل می‌نماید، به عبارتی آب نقش تعیین کننده- ای در مورد ویژگی‌های حیاتی تالاب ایفا می‌نماید. تالابها در درون خود از تنوع فراوان زیستگاهی برخوردارند و این امر از طرفی موجب تنوع بیشتر

تالابها جزو بارورترین، پیچیده‌ترین و حساس‌ترین زیستگاه‌های کره زمین محسوب می‌گردند (Wetzel, 1983). در یک تالاب، تغییرات رژیم آب خصوصیات زیست محیطی و شرایط حیاتی را

ارزش تغذیه‌ای بالا برای آبزیان محسوب می‌شود مطالعه آن‌ها اطلاعات کاملی از منابع آبی از نظر آلودگی و کیفیت آب به ما می‌دهد.

### مواد و روش‌ها

تالاب کوه گل در استان کهگیلویه و بویراحمد در قسمت شرقی شهر توریستی سی سخت در میان کوه‌های زاگرس مرکزی و کوه دنا در ارتفاع ۲۷۰۰ متری از سطح دریا و مختصات ۳۰ درجه و ۵۰ دقیقه و ۳۸ ثانیه شمالی و ۵۱ درجه و ۳۲ دقیقه و ۱۷ ثانیه طول شرقی واقع گردیده است. مساحت تالاب نزدیک به ۵ هکتار و بیش‌ترین عمق آن نزدیک به ۴ متر است. به منظور بررسی زیست‌شناختی کفزیان تالاب کوه گل و تاثیر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب بر تنوع زیستی گونه‌ها، نسبت به تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری اقدام گردید (جدول ۱).

آنان و از طرف دیگر موجب پیچیدگی ساختار و عملکرد آنان می‌گردد. تنوع پدید آمده در درون تالاب‌ها پذیرای انواع حیات گیاهی و جانوری گردیده است (مجنونیان، ۱۳۷۷). تراکم کفزیان با کیفیت مواد آلی رسوبات ارتباط زیادی داشته و با کمیت آن ارتباط کمتری دارند (Dalto et al., 2006).

تالاب کوه گل در محدوده حفاظت شده دنا از نظر ویژگی‌های جغرافیایی و توپوگرافی، این منبع آبی را در منطقه مستثنی نموده است. به طوری که سیمای زیست محیطی آن همه ساله تعداد زیادی گردشگر را به سوی خود می‌کشاند. آب تالاب گوه گل جزو محدود منبع تامین کننده آب شرب وحوش و دام-های اهلی محسوب می‌گردد. هدف از این مطالعه، شناسایی ماکروبنتوزهای تالاب کوه گل و بررسی تاثیر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب بر تنوع زیستی کفزیان می‌باشد. باتوجه به اینکه ماکروبنتوزها در منابع آبی علاوه بر اینکه غذایی با

جدول ۱: موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری

| شماره ایستگاه | طول جغرافیایی | عرض جغرافیایی |
|---------------|---------------|---------------|
| ۱             | ۵۱°۳۲'۱۷"     | ۳۰°۵۰'۳۸"     |
| ۲             | ۵۱°۳۲'۶۹"     | ۳۰°۵۰'۰۷"     |
| ۳             | ۵۱°۳۲'۳۳"     | ۳۰°۵۰'۴۵"     |

اولیه شده و پس از تثبیت کردن توسط فرمالین ۴ درصد به آزمایشگاه منتقل شدند. همچنین بعضی از فاکتورها نظیر شوری، اکسیژن محلول، دما، هدایت الکتریکی، مواد جامد محلول و PH در محل، توسط دستگاه پرتابل مدل هک اندازه‌گیری گردیدند.

جهت بررسی کفزیان درشت در هر ایستگاه با استفاده از نمونه‌بردار چنگه‌ای (Van Veen Grab) با سطح مقطع ۲۵۰ سانتی متر مربع با سه تکرار از رسوبات بستر برداشت شد. نمونه‌ها در محل توسط آب تالاب و الک با چشمه ۰/۵ میلیمتری شستشوی

سنجش میزان همبستگی دو متغیره پیرسون بین سری متغیرها و سطح معنی داری برای داده ها  $p < 0.05$  در نظر گرفته شد.

### نتایج

در این بررسی ۱۱ گونه متعلق به ۱۱ خانواده شناسایی شدند. جدول ۳ گروه‌های شناسایی شده در محدوده مورد مطالعه را نشان می‌دهد. فاکتورهای فیزیکیوشیمیایی در سه ایستگاه اندازه‌گیری شدند. جدول شماره ۴ این فاکتورها را در ماه‌های نمونه‌برداری نشان می‌دهد. نتایج بررسی شاخص‌های تنوع زیستی نشان داد که تالاب کوه گل در فصل بهار دارای تنوع بالاتری نسبت به فصل پاییز بود. بر اساس نتایج به دست آمده طبق جدول ۲، مشخص شد بیشترین مقدار شاخص مارگالف ۱/۷۲ مربوط به ایستگاه ۳ در فصل بهار و شاخص هیل ۰/۸۳ در ایستگاه ۳ در فصل بهار و شانون ۱/۶۶ در ایستگاه ۱ در بهار و سیمپسون ۰/۵۸ در ایستگاه ۳ در پاییز بودند. همبستگی بین فاکتورهای محیطی و شاخص‌های اکولوژیک طبق جدول (۶) محاسبه گردید.

شستشوی نهایی جانوران از بقایای غیر زنده با الک ریز چشمه انجام و سپس محتویات الک در تشت-های لعابی سفید رنگ ریخته و با دقت در زیر نور چراغ جداسازی انجام شده سپس توسط ۱ میلی گرم ماده رزینگال به مدت ۱ ساعت رنگ‌آمیزی گردید (Walton, 1974). پس از جداسازی، جانوران با استفاده از کلیدهای شناسایی موجود، شناسایی و شمارش گردیدند (بیرشتین، ۱۳۸۰؛ چو، ۱۳۶۳؛ احمدی و نفیسی، ۱۳۸۰؛ James and Thorpalan, 1991؛ Freeman and Bracegirdle, 1991؛ Shannon and Weaver, 1963). فاکتورهای فیزیکیوشیمیایی از قبیل بی کربنات-کربنات-قلیائیت تام-نیتريت-نیترات-ارتوفسفات-اکسیژن زیست شناختی و سختی در آزمایشگاه توسط روش‌های معمول اندازه گیری شدند (Greenberg et al., 1992). محاسبات آماری با استفاده از نرم افزار SPSS ورژن ۱۸ و

جدول ۲: میانگین  $\pm$  SD شاخص‌های تنوع زیستی در دو فصل بهار و پاییز در ایستگاه‌های نمونه‌برداری

| فصل   | ایستگاه   | شاخص           |                 |                |                 |
|-------|-----------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|
|       |           | مارگالف        | هیل             | شانون          | سیمپسون         |
| بهار  | ایستگاه ۱ | ۱/۶۷           | ۰/۷۶            | ۱/۶۶           | ۰/۲۳            |
|       | ایستگاه ۲ | ۱/۱۸           | ۰/۷۱            | ۱/۰۱           | ۰/۴۵            |
|       | ایستگاه ۳ | ۱/۷۲           | ۰/۸۳            | ۱/۵۴           | ۰/۲۴            |
|       | میانگین   | ۱/۵۲ $\pm$ ۰/۳ | ۰/۷۷ $\pm$ ۰/۰۶ | ۱/۴ $\pm$ ۰/۳۵ | ۰/۳۱ $\pm$ ۰/۱۲ |
| پاییز | ایستگاه ۱ | ۱/۱۷           | ۰/۶۱            | ۰/۷۸           | ۰/۵۵            |
|       | ایستگاه ۲ | ۱/۲۴           | ۰/۳۱            | ۰/۳۵           | ۰/۴۵            |
|       | ایستگاه ۳ | ۰/۷۸           | ۰/۶۱            | ۰/۶۸           | ۰/۵۸            |
|       | میانگین   | ۱/۱ $\pm$ ۰/۲۵ | ۰/۵۱ $\pm$ ۰/۱۷ | ۰/۶ $\pm$ ۰/۲۳ | ۰/۵۳ $\pm$ ۰/۰۷ |

جدول ۳: گروه‌های جانوری شناسایی شده در تالاب کوه گل

| Order         | Family         | Genus/species                   |
|---------------|----------------|---------------------------------|
| Oligochaeta   | Tubificidae    | <i>Limnodrilus Noffmeisteri</i> |
| Gastropoda    | Valvatidae     | <i>Valvate cristata</i>         |
| Copepoda      | Calanoida      | <i>Calanus sp</i>               |
| Cladocera     | Daphnidae      | <i>Simocephalus sp</i>          |
| Diptera       | Chironomidae   | <i>Chironomous sp</i>           |
| Arachnida     | Hydrachniae    | <i>Hydrachna globosa</i>        |
| Hirudinea     | Glossiphonidae | <i>Helobdella stagalis</i>      |
| Ephemeroptera | Baetidae       | <i>Cloeon simile</i>            |
| Coleoptera    | Dytiscidae     | <i>Dytiscus sp</i>              |
| Odonata       | Coenagriidae   | <i>Coenaqrion mercuriale</i>    |
| Odonata       | Aeshnidae      | <i>Anax janius</i>              |

جدول ۴: میانگین پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب دریاچه کوه گل در فصول بهار و پاییز

| فصل   | salt | Hco3  | DO  | BOD5 | PH  | Temper | EC    | TDS  | Alkalinity | PO4 | NO2 | NO3 | hardness | Co3  |
|-------|------|-------|-----|------|-----|--------|-------|------|------------|-----|-----|-----|----------|------|
| بهار  | ۰    | ۱۵۴/۴ | ۱۱  | ۱/۹  | ۷/۹ | ۱۴/۴   | ۱۴۹/۱ | ۷۱/۶ | ۱۱۷/۶      | ۰/۱ | ۰/۱ | ۰/۲ | ۱۳۲/۳    | ۷۶/۳ |
| پاییز | ۰/۲  | ۱۷۱/۲ | ۶/۲ | ۲/۲  | ۶/۷ | ۷/۵    | ۱۵۴/۷ | ۸۱/۵ | ۱۲۹        | ۰/۲ | ۰   | ۰/۳ | ۱۴۲/۲    | ۸۱/۹ |

جدول ۵: دامنه تغییرات شاخص شانون و معنی آن در ارزیابی نواحی تالابی: الف) تنوع گونه ای ب) وضعیت آلودگی (اقتباس از Welch; 1992)

| ب)          |              | الف)                |                       |
|-------------|--------------|---------------------|-----------------------|
| شاخص شانون  | کیفیت آب     | تنوع گونه ای کفزیان | مقدار شاخص تنوع شانون |
| $H < 1$     | نسبتاً آلوده | خیلی زیاد           | $> 3.71$              |
| $1 < H < 3$ | کمی آلوده    | زیاد                | $2.97 - 3.71$         |
| $H > 3$     | فاقد آلودگی  | متوسط               | $2.22 - 2.97$         |
|             |              | کم                  | $1.48 - 2.22$         |
|             |              | خیلی کم             | $< 1.48$              |

جدول ۶: نتایج همبستگی بین شاخص ها و فاکتورهای محیطی در طول دوره نمونه برداری

| Co3 | hardness | NO3    | NO2    | PO4    | ALKALINITY | TDS    | EC    | Temper  | PH      | BOD5    | DO     | Hco3    | salt    | margalof | hill    | shanon  | simpson    |
|-----|----------|--------|--------|--------|------------|--------|-------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|----------|---------|---------|------------|
|     |          |        |        |        |            |        |       |         |         |         |        |         |         |          |         | 1       | simpson    |
|     |          |        |        |        |            |        |       |         |         |         |        |         |         |          |         | 1       | shanon     |
|     |          |        |        |        |            |        |       |         |         |         |        |         |         |          | 1       | .858**  | hill       |
|     |          |        |        |        |            |        |       |         |         |         |        |         |         | 1        | .847**  | .976**  | margalof   |
|     |          |        |        |        |            |        |       |         |         |         |        |         | 1       | -.654**  | -.518*  | -.686** | salt       |
|     |          |        |        |        |            |        |       |         |         |         | 1      | .665**  | -.0319  | -.0415   | -.036   | 0.137   | Hco3       |
|     |          |        |        |        |            |        |       |         |         | 1       | .422   | -.0263  | 0.224   | -.0196   | 0.197   | -.0114  | DO         |
|     |          |        |        |        |            |        |       |         | 1       | -.731** | -.523* | -.0109  | -.0026  | 0.348    | 0.031   | -.002   | BOD5       |
|     |          |        |        |        |            |        |       |         | 1       | -.0462  | .776** | 0.038   | -.605** | .643**   | 0.343   | .632**  | PH         |
|     |          |        |        |        |            |        |       | 1       | .512*   | 0.18    | 0.021  | -.652** | -.887** | .726**   | .696**  | .764**  | Temper     |
|     |          |        |        |        |            |        | 1     | -.0351  | 0.033   | -.0175  | 0.321  | 0.308   | 0.201   | -.0182   | -.0255  | -.0133  | EC         |
|     |          |        |        |        |            | 1      | 0.305 | -.646** | 0.019   | -.0134  | 0.148  | .784**  | .653**  | -.0238   | -.0183  | -.0256  | TDS        |
|     |          |        |        |        | 1          | .524*  | 0.105 | -.631** | -.005   | -.594** | 0.383  | .873**  | .589*   | -.0409   | -.517*  | -.491*  | ALKALINITY |
|     |          |        |        | 1      | .617**     | .660** | 0.398 | -.734** | -.028   | -.0275  | 0.12   | .772**  | .741**  | -.611**  | -.655** | -.589*  | PO4        |
|     |          |        | 1      | -.0011 | 0.002      | -.0281 | 0.164 | 0.301   | 0.11    | -.0165  | 0.019  | 0.007   | -.0073  | 0.338    | 0.207   | 0.309   | NO2        |
|     |          |        | 1      | -.0315 | 0.165      | -.0225 | 0.228 | -.014   | -.0195  | -.021   | .512*  | -.0347  | -.0102  | 0.195    | -.0147  | 0.006   | NO3        |
|     |          | 1      | -.0231 | -.0007 | .619**     | .989** | .509* | 0.186   | -.650** | 0.022   | .607** | 0.457   | .866**  | .558*    | -.0429  | -.573*  | hardness   |
| 1   | .855**   | -.0157 | -.0028 | .740** | .865**     | .780** | 0.285 | -.606** | 0.063   | -.541*  | 0.435  | .990**  | .629**  | -.0296   | -.0393  | -.033   | Co3        |

\*\* و \* به ترتیب همبستگی معنی داری در سطح خطای ۱٪ و ۵٪.

### بحث و نتیجه گیری

در این تحقیق ۱۱ گونه از ۱۱ خانواده کفزیان شناسایی شد که غالبیت در فصل بهار با Copepoda و در فصل پاییز با Arachnida بود. فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی از قبیل شوری، قلیائیت، سختی، PH و دما بر روی شاخص های تنوع زیستی تاثیر معکوس و مستقیم داشتند یعنی با افزایش دما و PH تنوع و تعداد ماکروبتوزها افزایش پیدا کرد و با افزایش شوری و قلیائیت و سختی تنوع کاهش پیدا کرد. معمولا هر جانوری یک دامنه مطلوب از فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی زیست نموده که خارج از آن دامنه، احتمال مرگ و میر و کاهش رشد و بازماندگی را در پی خواهد داشت. مطالعات نشان

داد که میزان PH و شوری می تواند در قدرت تخریب بعضی از گروه های ماکرو بنتوز تاثیرگذار باشد (Mayer, 2003). شوری در منابع آبی با تغییرات فصلی تغییر می کند، آب تالاب کوه گل به ویژه در فصل بهار دارای مقدار شوری در حد پایین بوده و آب آن جزو آب های شیرین طبقه بندی می گردد. کاهش بارندگی، تبخیر آب و کاهش آب دریاچه در افزایش غلظت املاح و شوری آب در پاییز موثر بوده است. جدول ماتریس همبستگی نشان داد که بین شوری و شاخص های شانون و مارگالف همبستگی معکوس در سطح خطای ۱٪ و با شاخص هیل همبستگی معکوس در سطح خطای ۵٪ وجود داشت و بیانگر این است که با افزایش

همبستگی بین شاخص غالبیت (سیمپسون) و یکنواختی زیستی (هیل) ارتباط معکوسی در سطح خطای ۱٪ وجود دارد. این امر کاملاً منطقی می‌باشد چون غالبیت نمایانگر توزیع افراد در میان گونه‌های غالب و یکنواختی زیستی، توزیع افراد در بین تمام گونه‌ها می‌باشد. از آنجایی که بین شاخص تنوع شانون و غالبیت سیمپسون رابطه‌ی معکوس وجود دارد بهتر است این دو در کنار هم بررسی شوند (Simpson, E.H., 1949). با مقایسه‌ی نتایج مشخص شد هر جا غالبیت افزایش یافته از تنوع کاسته می‌شود و با افزایش تنوع میزان غالبیت کاهش پیدا می‌کند.

بر اساس شاخص شانون جهت تعیین تنوع گونه‌ای و جدول (۵) ارائه شده توسط (Welch, 1992) و نتایج این تحقیق، میزان تنوع گونه‌ای کفزیان تالاب در فصول بهار و به ویژه پاییز خیلی کم می‌باشد. تنوع کم جانوران کفزی تالاب کوه گل را می‌توان ناشی از عدم ثبات شرایط فیزیکی و شیمیایی ناشی از تغییرات شرایط جوی و محدود بودن ذخیره آب تالاب دانست، چرا که منبع تامین آب تالاب منحصر به بارندگی در فصول مرطوب و رواناب سطحی بوده و کوچک بودن ذخیره، نوسانات شدید فاکتورهای محیطی و دمایی را در پی دارد (Alongi, 1997; Anderw, 1993; Ergen, 1976; Barnes, 1987). همچنین عدم تغذیه ذخیره از منابع آب دائمی، علی‌بخصوص در فصول خشک (اواخر بهار تا اوایل پاییز)، شرایط زیست محیطی حاکم بر تالاب را بحرانی ساخته به طوری که بر اساس شاخص‌های محاسباتی مورد استفاده جهت ارزیابی کیفیت آب، آلودگی در فصل بهار در تمام ایستگاه‌ها در حد متوسط و در پاییز در تمام ایستگاه‌ها بالا بود.

شوری، تنوع و غنای زیستی و تعداد گونه‌ها در فصل پاییز کاهش پیدا کردند. مطالعه‌ای که به منظور توسعه شاخص‌های بنتوزی توسط ارزیابی کیفیت رسوب در خلیج تامپا (Tampa) صورت گرفت نشان داد که میزان شوری و نوع رسوب از عوامل موثر مهم پراکنش و فراوانی موجودات بنتیک هستند (Malloy et al., 2006).

نتایج همبستگی بین شاخص‌ها و فاکتورهای دما و قلیائیت آب نشان داد که بین دما و شاخص‌های شانون و هیل همبستگی مثبت در سطح خطای ۱٪ وجود داشت یعنی با گرم شدن آب تالاب در بهار بر میزان شانون و هیل افزوده شده است. بررسی شاخص تنوع شانون در جنوب غربی تالاب انزلی (سیاه کشیم) نشان داد که بیشترین تنوع در فصل بهار به واسطه افزایش دما و تکثیر و تولید مثل کفزیان اتفاق افتاده است (جلیلی و همکاران، ۱۳۸۹). بین قلیائیت و شاخص‌های شانون و هیل همبستگی منفی در سطح خطای ۵٪ وجود داشت یعنی با افزایش قلیائیت تنوع گونه‌ای و یکنواختی زیستی کاهش پیدا کرد.

نتایج همبستگی بین سختی و شاخص‌ها نشان داد که با شاخص شانون و هیل همبستگی منفی در سطح خطای ۵٪ وجود داشت و بیانگر آن است که با افزایش سختی میزان شاخص شانون و یکنواختی زیستی کاهش پیدا کرد.

شاخص سیمپسون در مورد اجتماعی به کار می‌رود که بتوان تمام افراد آنرا شناسایی کرد (رهبری، ۱۳۸۴). در مقایسه‌ی شاخص مارگالف در فصل بهار و پاییز مشخص گردید که به جز ایستگاه ۲ در فصل پاییز در بقیه موارد این شاخص در فصل بهار بیشترین مقدار را داشته است. با مقایسه‌ی ظریب

ویژگی‌های خاص آن ارزش حفاظتی این بوم

چو اچ، اف. ۱۹۸۴. راهنمای عملی جمع آوری حشرات نابالغ. ترجمه حجت، ح. سال ترجمه ۱۳۶۳. دانشکده کشاورزی دانشگاه تهران. کرج. ایران.

رهبری، ک. ۱۳۸۴. مطالعه‌ی تاثیر برخی از پارامترهای زیست محیطی بر روی اجتماعات ماکروبنیتیک در رودخانه کارون از بازده ملاثانی به دارخوین. پایان نامه‌ی کارشناسی ارشد محیط زیست، واحد علوم تحقیقات اهواز، صفحات ۴۷-۵۲. مجنونیان، ه. ۱۳۷۷. طبقه بندی و حفاظت تالاب‌ها. انتشارات دایره سبز

Alongi, D.M. 1997. Coastal ecosystem processes. CRC Marine sciences, New York. 419p.

Anderw, S.Y. 1993. Macrofauna: Polychaeta, Molluscs, and Crustaceans. In: Method for the Examination of organism diversity in soils and sediments. Edited by Hall, G.S. UNESCO University press. Cambride.

Barnes, R. 1987. Invertebrate zoology. Saunders college publishing. New York. U.S.A.

Dalto, A. G., Gremare, A., Dinef, A. and Fichet, D. 2006. Muddy Bottom Meiofauna Responses to Metal Concentrations and Organic Enrichment in New Caledonia. South West Lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science. (4): 629-644.

Ergen, Z. 1976. Investigation on the taxonomy and ecology of polychaeta from izmir bay and its adjacent areas. Marine biology, 33-36.

Freeman, W and Bracegirdle, B. 1991. An Atlas of Invertebrate structure. Heireman Educational book. Hong Kong.

Greenberg, A.E., Clesceh, L., Sand Eaton, A.O. 1992. Standard methods, for examination of water and waste water. American Public Health Association, 1015 fifteenth street, NW, Washington, DC 20005. 18 th Edition. P 943.

بنابراین تالاب کوه گل از نظر اکولوژیکی یک اکوسیستم محدود، حساس و شکننده بوده و سازگان آبی را با توجه به موقعیت استقرار آن در منطقه حفاظت شده دوچندان می‌نماید.

## تشکر و قدردانی

مراتب تشکر و امتنان خود را از همکاران ارجمند مرکز تحقیقات ماهیان سردابی شهید مطهری و حفاظت محیط زیست استان کهگیلویه و بویر احمد ابراز می‌داریم.

## منابع

احمدی، م.ر. و نفیسی، م. ۱۳۸۰. شناسایی موجودات شاخص بی مهره آب‌های جاری. انتشارات خبیر

بهروزی راد، ب. و احمدی، م.ر. ۱۳۷۸. بررسی مقایسه-ای کفزیان بزرگ Macrofauna تالاب‌های بین المللی کلاهی و تیاب در سواحل خلیج فارس. مجله محیط شناسی، دوره ۲۵، شماره ۲۳، صفحات ۲۱ تا ۲۸.

بیریشتن، ی. آ.، وینوگرادف، ن. ن.، کوون، م. اس.، آستاخوف، ت. و رومانوف، ن. ن. ۱۹۶۸. اطلس بی مهرگان دریای خزر. مترجم دلیناد و نظری. سال ترجمه ۱۳۸۰. موسسه تحقیقات شیلات ایران. تهران. ایران.

جلیلی، م.، نگارستان، ح. و صفاییان، ش. ۱۳۸۹. بررسی فون ماکروبنیتیک بخش جنوب غربی تالاب انزلی و ارتباط آنها با مواد آلی بستر. مجله اقیانوس شناسی. سال اول، شماره ۱۴، صفحات ۱۹-۱۱.

- Simpson, E.H. 1949. Measurment of diversity, Nature. Lond. 163-688 pp.
- Walton, S.G. 1974. Hand book of marine science, Vol.1, CRC Press. Cleveland,.117-126 pp.
- Welch, E.B., 1992. Ecologh effects and Waste water- 2nd edition. Chapman and Hall, 425 p. ius, 8, 1: 55-61.
- Wetzel, R.G, 1983. Limnology. Second edition .Michigan State Univ. Saunders College Pub. Xii , 875 p.
- James, H.J. and Thorpalan, A.P. 1991. Ecology and classification of North American Freshwater invertebrates. Academic Press. San Diego. USA.
- Malloy, K. J., Wade, D., Janicki, A., Grabe, S. A. and Nijbroek, R. 2006. Development of a Benthic Index to Assess sediment Quality in the Tampa Bay Estuary, Marine Pollution Bulletin. (4):57-69
- Shannon, C.E. and Weaver, W., 1963. The mathematical theory of communications. University of Ilinois press. Urbana, 117. <http://www.alibris.com/search/book/qwork>



# ارائه معیارهایی برای ارزیابی سریع تهدیدات تنوع زیستی در مناطق حفاظت شده ایران

زهرا باقری<sup>۱</sup>، محمد کابلی<sup>۱\*</sup>، شراره پورابراهیم<sup>۱</sup>

## چکیده

ارزیابی سریع تهدیدها در مناطق حفاظت شده یک گام کلیدی برای اطمینان از اختصاص دادن منابع موثر جهت حفاظت از زیستگاهها و گونهها، افزایش آگاهی از اهمیت تنوع زیستی و آگاهی از ناپدید شدن گونهها، ژنها و اکوسیستمها است. در مقاله حاضر معیارهایی جهت ارزیابی سریع تهدیدهای تنوع زیستی در مناطق حفاظت شده ایران، با استفاده از مرور منابع مختلف در قالب زیرمعیارها و در دو بخش اقتصادی-اجتماعی و اکولوژیک ارائه شده است. به طور خلاصه یک ارزیابی سریع از وضعیت زیستگاهها و گونهها نیاز است تا از طریق آن بتوان زیستگاهها و گونههایی که بیشتر در معرض تهدید هستند، را حفاظت کرد.

<sup>۱</sup> کارشناس ارشد، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

<sup>۲</sup> دانشیار، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

<sup>۳</sup> استادیار، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

نویسنده مسئول: محمد کابلی  
ایمیل: mkaboli@ut.ac.ir

واژه های کلیدی: ارزیابی سریع، تنوع زیستی، تهدید، معیار

## مقدمه

صنعتی شدن (Connelly et al., 2004) و غیره روبرو است.

از دست‌دهی زیستگاه عمده‌ترین تهدید برای تنوع زیستی است و حفاظت از زیستگاه مهم‌ترین بخش در حفاظت است (Quan et al., 2002). بنابراین برای بهبود و حداکثر کردن تنوع زیستی با توجه به محدودیت زمانی، محدودیت منابع مالی برای حفاظت از همه زیستگاهها و گونهها (Rouget et al., 2003) و همچنین محدودیت مکان برای احداث مناطق حفاظتی جدید (Baral et al., 2014) و از طرف دیگر افزایش تهدیدها و فشارهای انسانی به ویژه در کشورهای در حال توسعه و همچنین اقدام حفاظتی، برنامه‌های پایش، برنامه‌های مدیریتی، برنامه‌های احیا و تصمیم‌گیری‌های

امروزه حفاظت از تنوع زیستی، یکی از مهم‌ترین دغدغه‌های مدیران حیات وحش است (Turner, 1996) چرا که تنوع زیستی با تهدیدهای متعددی از قبیل افزایش تراکم و رشد جمعیت انسانی، تبدیل زیستگاهها به سکونتگاههای انسانی، جاده‌سازی (Thoisy et al., 2010)، افزایش نرخ شهرسازی (Rouget et al., 2003)، تغییر کاربری (Rouget et al., 2003)، شکار (Ervin, 2003)، ورود گونه‌های غیربومی (Baral et al., 2010)، بیماری‌ها، سیل، آتش سوزی (Connelly et al., 2004)، تغییرات اقلیمی، جنگل‌زدایی (Ibisch et al., 2005)، جنگ، نگرانی‌های بشر به علت کاهش تنوع زیستی (Rogers et al., 2010)، لازم است تا قبل از هر

همین راستا هدف از پژوهش حاضر ارائه معیارهایی جهت ارزیابی سریع برای مناطق حفاظت شده ایران جهت اولویت‌بندی تهدیدها خواهد بود.

### مواد و روش

برای ارزیابی سریع تهدیدهای تنوع زیستی در مناطق حفاظت شده با استفاده از مرور منابع مختلف، معیارهایی در قالب یک سیستم چندمعیاری در دو بخش اقتصادی-اجتماعی و اکولوژیک ارائه شده است.

### نتایج

با مرور مقالات ارائه شده در مجلات بین‌المللی مختلف در زمینه ارزیابی سریع تهدیدهای تنوع زیستی با تکیه بر مقوله‌ی زیستگاه، منجر به تهیه فهرستی از معیارها و زیرمعیارها در پژوهش شده است.

سیاسی یک ارزیابی سریع و اولویت‌بندی از وضعیت تهدید گونه‌ها و زیستگاه‌شان انجام گیرد و فعالیت‌ها و بودجه‌های حفاظتی بیشتر به زیستگاه‌ها و گونه‌هایی که بیشتر در معرض تهدید هستند، اختصاص داده شود (Gardner et al., 2010; Xiaofeng et al., 2011).

متأسفانه در بسیاری از کشورها، به ویژه کشورهای در حال توسعه، تنوع زیستی غنی وجود دارد، ولی در این کشورها اغلب مناطق و زیستگاه‌ها دور از دسترس هستند و با کمبود اطلاعات از وضعیت گونه‌ها و زیستگاه‌ها مواجه هستند، بنابراین ارزیابی سریع از وضعیت زیستگاه‌ها و گونه‌ها نیاز است تا از طریق آن بتوان زیستگاه‌ها و گونه‌هایی که بیشتر در معرض تهدید هستند، را حفاظت کرد (Ibisch et al., 2002). ایران نیز از جمله کشورهای در حال توسعه است که با کمبود اطلاعات از مناطق و گونه‌ها و همچنین کمبود بودجه‌های حفاظتی برای حفاظت از همه زیستگاه‌ها و گونه‌ها مواجه است، در

جدول ۱: معیارهای ارزیابی سریع تهدیدهای تنوع زیستی

| منبع<br>(Refrence)                                                                                            | زیرمعیار<br>(Subcriteria)                                                                                               | معیار<br>(Criteria)          | شاخه<br>(Cluster) |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|-------------------|
| Ibisch et al., 1999<br>Ibisch et al., 2002<br>Ervin., 2003<br>Tsianou et al., 2013<br>Surasinghe et al., 2012 | تراکم جمعیت                                                                                                             | مسائل اقتصادی-اجتماعی        | اقتصادی-اجتماعی   |
|                                                                                                               | نرخ مهاجرت                                                                                                              |                              |                   |
|                                                                                                               | نرخ بیکاری                                                                                                              |                              |                   |
|                                                                                                               | سکونتگاه غیررسمی                                                                                                        |                              |                   |
| Ibisch et al., 1999<br>Ibisch et al., 2002<br>Rodriguez-Rodriguez et al., 2012                                | زمین‌های دارای مالکیت شخصی                                                                                              | مالکیت اراضی                 |                   |
| Ibisch et al., 1999<br>Ibisch et al., 2002<br>Ervin., 2003<br>Connely et al., 2004                            | وجود زیرساخت‌های با کارکرد ملی:<br>آزادراه، بزرگراه، راه اصلی، راه ترانزیت، خطوط<br>ریلی، خطوط انتقال انرژی و فیبرنوری، | وجود زیرساخت‌ها و<br>تاسیسات |                   |

| منبع<br>(Refrence)                                                                                                        | زیرمعیار<br>(Subcriteria)                                          | معیار<br>(Criteria)                        | شاخه<br>(Cluster) |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------|-------------------|
| Tsianou <i>et al.</i> , 2013<br>Jarvis <i>et al.</i> , 2010                                                               | فرودگاه                                                            |                                            |                   |
|                                                                                                                           | وجود زیرساخت‌های با کارکرد محلی:<br>پوشش جاده (آسفالته ، خاکی )    |                                            |                   |
| Ibisch <i>et al.</i> , 1999<br>Ibisch <i>et al.</i> , 2002<br>Connely <i>et al.</i> , 2004<br>Jarvis <i>et al.</i> , 2010 | عبور خطوط انتقال نفت و خطوط لوله گاز                               | پدافند غیرعامل                             |                   |
|                                                                                                                           | عبور خطوط انتقال برق فشار قوی                                      |                                            |                   |
|                                                                                                                           | مجاورت با: نیروگاه<br>پالایشگاه<br>انبار ذخیره نفت<br>صنایع مادر   |                                            |                   |
| Connely <i>et al.</i> , 2004                                                                                              | وجود یا مجاورت با مکان‌های دارای<br>فعالیت‌های نظامی               |                                            |                   |
| Ervin., 2003<br>Connely <i>et al.</i> , 2004<br>Jarvis <i>et al.</i> , 2010                                               | سد                                                                 | تاسیسات انسان ساخت                         |                   |
|                                                                                                                           | حفر چاه‌های عمیق                                                   |                                            |                   |
|                                                                                                                           | معدن                                                               |                                            |                   |
|                                                                                                                           | فنس                                                                |                                            |                   |
| Ervin., 2003<br>Connely <i>et al.</i> , 2004<br>Tsianou <i>et al.</i> , 20013                                             | منابع آلوده‌کننده                                                  | آلودگی                                     |                   |
|                                                                                                                           | انباشت زباله‌ها<br>انباشت نخاله‌های ساختمانی                       |                                            |                   |
|                                                                                                                           | مجاورت با مراکز دفن زباله                                          |                                            |                   |
| Ervin., 2003<br>Connely <i>et al.</i> , 2004<br>Ibisch., 2005<br>Tsianou <i>et al.</i> , 20013                            | تغییر کاربری<br>وجود کاربری‌های غیرمجاز<br>ساخت و سازهای غیرقانونی | تغییر کاربری                               |                   |
|                                                                                                                           |                                                                    | عدم تناسب پراکنش اراضی<br>با توان اکولوژیک |                   |
| Ervin., 2003                                                                                                              | آتش سوزی عمدی                                                      | مخاطرات انسانی                             |                   |

| منبع<br>(Refrence)                                                                    | زیرمعیار<br>(Subcriteria)                                                                                                                                                                       | معیار<br>(Criteria) | شاخه<br>(Cluster) |
|---------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------|-------------------|
| Jarvis <i>et al.</i> , 2010                                                           |                                                                                                                                                                                                 |                     |                   |
| Ibisch <i>et al.</i> , 1999<br>Ervin., 2003                                           | برداشت‌های بی‌رویه از منابع<br>طبیعی (مثل برداشت چوب، برداشت<br>شن و ماسه و غیره)                                                                                                               |                     |                   |
| Ervin., 2003<br>Tsianou <i>et al.</i> , 20013                                         | فعالیت‌های غیرقانونی توریسم (مثل<br>شکار غیرمجاز و غیره)                                                                                                                                        |                     |                   |
| Connely <i>et al.</i> , 2004<br>Ervin., 2003<br>Jarvis <i>et al.</i> , 2011           | چرای دام                                                                                                                                                                                        |                     |                   |
| Connely <i>et al.</i> , 2004<br>Ervin., 2003<br>Ibisch., 2005                         | مجاورت باکانون‌های بحران (مثل کویر)<br>عرصه کل مناطق بیابانی                                                                                                                                    | تغییرات اقلیمی      |                   |
| Ervin., 2003<br>Connely <i>et al.</i> , 2004<br>Wade <i>et al.</i> , 2011             | آتش سوزی طبیعی<br>سیل<br>ریسک زلزله<br>ریسک نسبت به خشکی شدید<br>طوفان و تندباد<br>فرسایش                                                                                                       | مخاطرات طبیعی       |                   |
| Regan <i>et al.</i> , 2007<br>Wade <i>et al.</i> , 2011                               | عدم وجود طرح‌های حفاظتی<br>وجود مناطق حساس زمین‌شناسی<br>وجود زیستگاه‌های دارای خاک<br>هیدرومورف و آسیب‌پذیر<br>حساسیت زیستگاه به تخریب،<br>حساسیت زیستگاه به حضور گونه-<br>های غیربومی و مهاجم |                     |                   |
|                                                                                       | میزان تعرض به زیستگاه<br>تخریب گونه‌ها و مسیرهای مهاجرت و<br>جایجایی حیات وحش                                                                                                                   |                     |                   |
| Regan <i>et al.</i> , 2007<br>Moilanen, 2012                                          | تخریب پوشش گیاهی                                                                                                                                                                                |                     |                   |
|                                                                                       | شور و قلیایی شدن خاک                                                                                                                                                                            |                     |                   |
| Rouget <i>et al.</i> , 2003<br>Rana, Samant ., 2009<br>Xianofeng <i>et al.</i> , 2011 | شیب زیاد                                                                                                                                                                                        |                     |                   |

| منبع<br>(Refrence) | زیرمعیار<br>(Subcriteria) | معیار<br>(Criteria) | شاخه<br>(Cluster) |
|--------------------|---------------------------|---------------------|-------------------|
|                    | منابع آب                  |                     |                   |
|                    | انحراف مسیل رودخانه‌ها    |                     |                   |

## بحث و نتیجه‌گیری

با توجه به دامنه بسیار گسترده تهدیدهای تنوع زیستی، شناسایی سریع تهدیدها و برنامه‌ریزی‌های ویژه جهت کاهش تاثیرات تهدید بر منابع زیستگاهی حائز اهمیت است. قبل از اقدامات و طرح‌ریزی‌های حفاظتی، برنامه‌های پایش و تصمیم‌گیری‌های سیاسی و با توجه به کمبود اطلاعات و بودجه‌های حفاظتی، لازم است تا از وضعیت زیستگاه‌ها و گونه‌ها یک ارزیابی سریع صورت گیرد. در این مقاله معیارهای مناسب جهت ارزیابی سریع تهدیدهای تنوع زیستی در مناطق حفاظت شده ایران، تهیه گردید. این معیارها نسبی هستند و در هر منطقه حفاظت شده با توجه به شرایط اقتصادی-اجتماعی و اکولوژیک زیستگاه می‌تواند بومی شود.

## منابع

- Ervin Jamison, (2003). Rpid assessment of protected area management effectiveness in four countries. *BioScience*, 53(9): 833-841.
- Gradner T.A., Barlow J., Sodhi N.S., Peres C.A., (2010). A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified World, *Jurnal of Biological Conservation*, 2293-2300.
- Ibisch P.L, Nowicki C., Muller R., Araujo N., (2002). Methods for the assessment of habitat and species conservation status in data poor countries-case study of Pleurothallidinae of the Andean rain forests of Bolivia. *Congress of Conservation of Biodiveersity in The Andes and Amazon*, 255-246.
- Jarvis A., Touval J.L., Schmitz M.C., Sotomayor L., Hyman G.G., (2010). Assessment of threats to ecosystem in South America, *Journal of Nature Conservation*, 180-188.
- Moilanen A., (2012). Spatial Conservation Prioritization in Data- Poor Areas of the World, *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 12-19.
- Rana M.S, Samant S.S., (2009). Prioritization of habitats and communities for conservation in the Indian Himalayan Region: a state-of-the-art approach from Manali Wildlife Sanctuary, *Current Science*, 326-335.
- Regan H.M., Davis F.W., Andelman S.J., Widyanata A., Freese M., (2007). Comprehensive criteria for biodiversity evaluation in conservation planning, *Conservation Biology*, 21(1): 15-24.
- Baral H., Keenan R.J., Sharma S.K., Storke N.E., Sabine k., (2014). Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria Australia, *Jurnal of Ecological Indicators*, 552-562.
- Connelly J.W., Knick S.T., Schroeder M.A., Stiver S.J., (2004). Conservation assessment of Greater Sage -grouse and sage brush habitats, chapter 7, 276-400.

- Thoisy B., Richard-Hansen C., Goguillon B., Joubert P., Obstancias J., Winterton P., Bross S., (2010). Rapid evaluation of threats to biodiversity: human footprint score and large vertebrate species response in French Guiana, *Journal of Biodiversity Conservation*, 1567-1584.
- Tsianou M.A., Mazaris A.D., Kallimanis A.S., Deligioridi P.K., Apostolopoulou E., Pantis J.D., (2013). Identifying the criteria underlying the political decision for the prioritization of the Greek Natura 2000 conservation network, *Journal of Biological Conservation*, 103-110.
- Turner I.M., (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence, *Journal of Applied Ecology*, 200-209.
- Wade A.A., Theobald D.M., Laituri M.J., (2011). A multi-scale assessment of local and contextual threats to existing and potential U.S. protected areas, *Journal of Landscape and Urban Planning*, 215-227.
- Xiaofeng L., Yi Q., Digiang L., Shirong L., Xiulei W., Bo W., Chunquan Z., (2011). Habitat evaluation of wild Amur tiger (*Panthera tigris altaica*) and conservation priority setting in north eastern China, *Journal of Environmental Management*, 31-42.
- Journal of Biodiverse Conservation, 2715-2728.
- Rodriguez-Rodriguez D., Martinez-Vega J., (2012). Proposal of a system for the integrated and comparative assessment of protected areas, *Journal of Ecological Indicators*, 566-572.
- Rogres H.M., Glew L., Honzak M., Hudson M.D., (2010). Prioritizing key biodiversity areas in Madagascar by including data on human pressure and ecosystem services, *Journal of Landscape and Urban planning*, 48-56.
- Romero A., West S.E. (Eds), (2005). Environmental Issues in Latin America and the Caribbean, In: Ibisch P.L., Biodiversity conservation in Bolivia: History, Trends and Challenges, library from the Congress, 55-71.
- Rouget M., Richardson D.M., Cowling R.M., Lloyd J.W., Lombard A.T., (2003). Current patterns of habitat transformation and future threats to biodiversity in terrestrial ecosystem of the Cape F LORISTIC Region, South Africa, *Journal of Biological Conservation*, 63-85.
- Surasinghe T.D., Couter J.R., Bladwin R.F., Johnson R.J., (2012). Use of threat-analysis to assess of land development on biodiversity in a Blue Ridge-Piedmont landscape, *Journal of Conservation Planning*, 1-11.

## پژوهشی



## طرح ریزی حفاظتی در استان اصفهان با استفاده از

## مدل ریسک محیط زیستی

شکوفه نعمت الهی<sup>۱</sup>، شیما ملکوتی خواه<sup>۲</sup>، سیما فاخران<sup>۳</sup>،  
حسین مرادی<sup>۳</sup>

## چکیده

ارزیابی تهدیدات تنوع زیستی که دارای پراکنش مکانی مشخصی باشند، به فهم اثرات آن بر تنوع زیستی کمک نموده و امکان پیش بینی‌های بهتر از بزرگی و نوع نابودی تنوع زیستی، تعیین اولویت‌ها و حفاظت بهتر را فراهم می‌کند. از این رو در این مقاله از مدل ریسک محیط زیستی برای تهیه نقشه توزیع مکانی بزرگی اثر فعالیت‌های استان اصفهان استفاده شده است. ضرورت اینکار به جهت افزایش گستره و شدت اثر فعالیت‌ها در استان به عنوان یک قطب صنعتی می‌باشد. طوری که تقریباً کل شبکه مناطق حفاظت شده را احاطه و تهدیدی جدی برای تنوع زیستی داخل و خارج آن به شمار می‌رود. برای تهیه مدل، سه گروه از فعالیت‌ها شامل معادن، جاده‌ها و صنایع و کلاس‌های مربوطه شناسایی، برای هر کلاس ۴ متغیر شدت اثر، فاصله اثر، تابع کاهش فاصله و وزن به عنوان داده‌های ورودی به مدل با نظر کارشناس و مرور منابع تعیین شد. مقایسه ۳ مدل نهایی ریسک با شبکه مناطق حفاظت شده نشان داد که اکثر مناطق با درجاتی متفاوت تحت تاثیر اثرات بوده و مناطق سالم بدون تهدید بیشتر در بخش‌های شمالی و شرقی استان می‌باشند.

**واژه های کلیدی:** تهدیدات انسانی، مدل ریسک محیط‌زیستی، اولویت بندی حفاظتی

<sup>۱</sup>دانشجوی کارشناسی ارشد محیط‌زیست، دانشگاه صنعتی اصفهان.

<sup>۲</sup>دانشجوی دکتری محیط‌زیست، دانشگاه صنعتی اصفهان.

<sup>۳</sup>استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

نویسنده مسئول: شکوفه نعمت الهی  
ایمیل: shekoofenematallahy@yahoo.com

## مقدمه

دارای عمده‌ترین تاثیر بر تنوع‌زیستی در مقیاس جهانی است (World Resource Institue, 1992). تغییرات محیط‌زیستی ایجاد شده به وسیله انسان بسیار گسترده و عظیم است، طوری که بیش از ۸۳ درصد از نواحی حفاظت شده دریایی و بیش از ۹۵ درصد از مناطق حفاظت شده خشکی حال حاضر دنیا در نواحی قرار گرفته‌اند که به شدت تحت تاثیر انسان اند (Musters et al., 2000; Sanderson et

یکی از اهداف اولیه بسیاری از رویکردهای حفاظتی ایجاد یک سیمای سرزمین عملکردی یا مجموعه‌ای از سایت‌ها است که تمامی عناصر تنوع‌زیستی را مورد حمایت قرار بدهد. از جنبه‌های کلیدی این رویکردها، به حداقل رساندن خطرات محیط‌زیستی متوجه زیستگاه‌های مهم و گونه‌های کلیدی می‌باشد (Schill and Raber, 2009). در حال حاضر انسان

(2006; Ervin and Parish, 2000; Groves, 2003) و دیدی با ارزش در مدیریت و برنامه‌ریزی برای حفاظت به دست می‌دهد (Schill and Raber, 2009). یک راه جهت غلبه بر چالش‌های تکنیکی این چینی در فرآیند ارزیابی مناطق حفاظت شده، ایجاد و به کارگیری ابزارهایی است که در محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی عمل کرده، به آسانی قابل استفاده بوده و در شناسایی نواحی جدید کمک کند از جمله این مدل‌ها، مدل ریسک محیط‌زیستی است. این مدل با کشف ارتباط مکانی میان فعالیت‌های انسانی و اجزای تنوع‌زیستی، اثرات حاصل از فعالیت‌های انسانی را وارد فرآیند ارزیابی بوم‌شناختی می‌نماید و بدین شکل در ارزیابی‌های مربوط به تنوع‌زیستی و برنامه‌ریزی برای حفاظت بسیار مفید می‌باشد. سهم کلی هر کدام از فعالیت‌های انسانی از طریق اختصاص دادن دو متغیر بزرگی اثر و فاصله اثر به هر کلاس یا زیرکلاس مربوطه که به گستره مکانی فعالیت‌ها ارتباط دارد سنجیده می‌شود. تهیه نقشه خطرات محیط‌زیستی به شکل مکانی با استفاده از این ابزار، امکان: (۱) شناسایی و مدیریت خطرات متوجه زیستگاه‌ها و گونه‌ها (۲) ارزیابی وضعیت زیستگاه، آسیب‌پذیری نسبت به فشارهای محیط‌زیستی (۳) شناسایی و تعیین وسعت نواحی تهدید شده (با خطر بالا) و نواحی دست نخورده (باخطر پایین یا بدون خطر) در زیستگاه‌های خشکی، دریایی و آب‌های شیرین را فراهم می‌نماید و به علاوه کمی، قابل انتقال و قابل تکرار بوده و داده‌های مکانی جدیدی را تولید می‌نماید.

در این مطالعه هدف کاربرد مدل ریسک محیط زیستی جهت شناسایی گستره و شدت اثرات حاصل

(al. 2002; Halpern et al., 2008). هر چند که تمامی فعالیت‌های انسانی نمی‌توانند به عنوان خطر برای تنوع‌زیستی به شمار بیایند، ولی در نهایت این اثرات مستقیم و غیرمستقیم فعالیت‌های انسانی است که مسئول بیشتر تغییرات رخ داده در فرآیندهای بوم‌شناختی حفظ کننده تنوع‌زیستی می‌باشد. علاوه بر فعالیت‌های انسانی رخداد‌های طبیعی نیز خطراتی قابل توجه بر زیستگاه‌ها و گونه‌ها تحمل می‌کنند (مثلا طوفان‌ها، فعالیت‌های آتشفشانی و تغییرات اقلیمی). شناسایی و رتبه بندی این عوامل که سلامتی زیستگاه‌ها و گونه‌ها را تهدید می‌نمایند از جمله فاکتورهایی است که درفرآیند شناسایی نواحی جدید برای حفاظت نیاز می‌باشد و از اهمیت به سزایی برخوردار است چنانکه به همراه فاکتورهای دیگری چون توصیف مکانی زیستگاه‌ها، گونه‌ها و نواحی حفاظت شده، ارزیابی آن‌ها و تعیین اهداف حفاظت حدود ۹۰-۸۰ درصد فرآیند شناسایی نواحی جدید را به خود اختصاص می‌دهد. ولی از سوی دیگر، شناسایی و امتیازدهی به این خطرات بالقوه متوجه تنوع‌زیستی به لحاظ غیرقابل پیش‌بینی بودن، تغییرات گسترده و عدم وجود اطلاعاتی درباره ارتباط عملکردی فرآیندهای بوم‌شناختی، یکی از چالش برانگیزترین ابعاد برنامه ریزی برای حفاظت را نشان می‌دهد (Schill and Raber, 2009).

با این وجود، شناسایی و کمی‌کردن تهدیدات تنوع‌زیستی و فهم ارتباط مکانی میان این عوامل خطر و سلامت بوم‌شناختی در سایت‌های حفاظت شده تا جایی که امکان آن باشد، به عنوان یک بخش مهم از ارزیابی‌های مربوط به مناطق حفاظت شده شناخته شده بوده (Margules and Pressy,

ایران به شمار رفته و محدوده‌ای از فعالیت‌ها و کاربری‌های مختلف انسانی در سراسر استان با گستره و شدت متفاوت استقرار یافته و در حال فعالیت می‌باشند. تضاد میان این دو ویژگی مهم در استان اصفهان بسیار قابل توجه می‌باشد به طوری که این فعالیت‌ها و کاربری‌های انسانی مهم‌ترین عامل تهدید برای تنوع زیستی گیاهی و جانوری استان به شمار می‌آیند. از آنجایی که همچنان زیستگاه‌ها و گونه‌هایی بدون حفاظت در خارج از مرزهای مناطق حفاظت شده استان وجود دارند به شکل بالقوه پتانسیل بالایی برای افزایش سطح تحت پوشش وجود دارد ولی وجود تعارضات انسانی مانع مهمی بوده و تا حد زیادی از این پتانسیل کاسته است بنابراین لازم است برای شناسایی مطلوب‌ترین مناطق جهت تکمیل شبکه، نواحی که به شدت تحت تاثیر قرار گرفته‌اند از نواحی سالم یا کمتر تهدید شده جدا شده و سپس میان نواحی مطلوب اولویت‌بندی برقرار گردد.

### جمع آوری لایه‌های داده مورد نیاز

داده‌های مورد نیاز فعالیت‌های انسانی (عوامل تهدید) کل استان اصفهان مشتمل بر ۹۳ نوع فعالیت مختلف بوده که لایه‌های داده این فعالیت‌ها به شکل لایه‌های وکتوری خط، نقطه و پلی گون در سیستم اطلاعات جغرافیایی تهیه شد. از آنجایی که ممکن بود یک فعالیت اصلی خود انواع مختلف دیگری را نیز شامل شود کلاس‌های مختلف مربوط به یک فعالیت اصلی نیز مشخص شدند. مثلاً جاده‌ها که انواع مختلف جاده مانند آسفالت، خاکی و شوسه را شامل می‌شد.

از فعالیت‌های انسانی در استان اصفهان می‌باشد. چرا که توسعه روز افزون این فعالیت‌ها در استان علاوه بر تخریب زیستگاه‌های مطلوب گونه‌ها در خارج از شبکه مناطق حفاظت شده خود مناطق را نیز به شدت تحت فشار قرار داده طوری که در برخی مناطق گستره فعالیت به داخل منطقه حفاظت شده کشیده شده و عامل تهدید کننده بسیار مهمی برای تنوع زیستی محسوب می‌گردد که تضاد آن با اقدامات حفاظتی بسیار مشهود می‌باشد. بنابراین نتایج حاصل از مدل با شناساندن نواحی تهدید شده و سالم می‌تواند در جهت کاهش یا از بین بردن اثرات در داخل و خارج از مناطق حفاظت شده استان و همچنین تعیین نواحی اولویت‌دار جهت افزودن به شبکه مناطق مفید واقع شود.

### مواد و روش‌ها

#### ناحیه مطالعه

استان اصفهان با مساحتی حدود ۱۰۵,۹۳۷ کیلومتر مربع در فلات مرکزی ایران قرار دارد. شرایط توپوگرافی و آب و هوایی خاص حاکم بر این استان موجب زیست انواع متنوعی از گونه‌های گیاهی و جانوری شده است به طوری که حدود ۴۸ درصد از کل تنوع زیستی گونه‌ای ایران را به خود اختصاص داده است. از نظر گونه‌های با ارزش برای حفاظت اهمیت زیادی دارد به طوری که تا کنون حدود ۲۰ درصد از مساحت آن به اشکال مختلف برای حفاظت اختصاص یافته است که شامل پارک ملی، منطقه حفاظت شده، پناهگاه حیات وحش و منطقه شکار ممنوع می‌باشد. جنبه دیگر اهمیت این استان به این دلیل است که یکی از قطب‌های صنعتی در

اثر در سلول‌های داخل بافر به تدریج کاهش پیدا کرده و خطر برای زیستگاه کمتر می‌شود. برای به دست آوردن فاصله اثر مربوط به هر کدام از فعالیت‌ها (بر حسب کیلومتر) از نظر کارشناس استفاده شد. البته میزان شدت اثر هر فعالیت نیز در تعیین این فاکتور تاثیرگذار بود.

#### تعیین تابع کاهش فاصله

با توجه به نوع اکوسیستم، برخی از عوامل خطر ممکن است اثر متفاوتی درمقایسه با دیگر عوامل داشته باشند (Theobalt, 2003). در برخی موارد ممکن است میان عامل خطر و پاسخ اکوسیستم به تهدید، یک رابطه خطی مستقیم وجود داشته باشد. به طور کلی با افزایش بزرگی اثر یک عامل خطر، معمولاً تهدید بیشتری برای اکوسیستم‌ها وجود خواهد داشت. ولی اکوسیستم‌ها دارای خصوصیات و کارکردهای متفاوتی هستند که از طریق این خصوصیات واکنشی که نسبت به عامل تهدید نشان می‌دهند متفاوت است. ۴ نوع کاهش برای نشان دادن توابع کاهش فاصله اثر با افزایش فاصله وجود دارد که شامل: (۱) تابع خطی (۲) تابع برآمده یا محدب (۳) تابع فرورفته یا مقعر و (۴) تابع ثابت می‌باشند (Schill and Raber, 2009). تابع پیش فرض در این مدل، تابع خطی می‌باشد که در آن نرخ کاهش بزرگی اثر با افزایش فاصله ثابت می‌باشد تا زمانی که به حداکثر فاصله تاثیر رسیده و بزرگی اثر صفر شود. تابع نوع مقعر در ابتدا با افزایش فاصله یک کاهش سریع در مقدار بزرگی اثر نشان می‌دهد، ولی بعد از آن میزان بزرگی با سرعت کمتری کاهش می‌یابد. تابع کاهش محدب برعکس است و در ابتدا نرخ کاهش در بزرگی اثر کم است و با افزایش فاصله میزان کاهش در بزرگی افزایش می‌یابد. تابع ثابت

#### نحوه تعیین مقادیر شدت و گستره اثر، تابع کاهش فاصله و وزن برای فعالیت‌ها

##### تعیین وزن و شدت اثر هر فعالیت

میزان شدت اثر هر فعالیت بر مبنای درجه تهدید آن برای گونه‌ها و زیستگاه‌های مهم توسط کارشناس و مرور منابع تعیین می‌شود و بدین وسیله هر فعالیت در ارتباط با سایر فعالیت‌ها رتبه بندی می‌گردد. در این مطالعه، برای مشخص نمودن شدت اثر هر کدام از عوامل خطر، از مرور منابع و نظر کارشناس استفاده شد. به این صورت که ابتدا تمامی ۹۳ فعالیت شناسایی شده بر اساس نوعشان در ۱۵ گروه فعالیت اصلی قرار گرفتند سپس به هر گروه بر اساس میزان اثری که بر محیط دارند با نظر کارشناسی عددی بین ۱ تا ۵ که معرف وزن فعالیت (عدد گروه) می‌باشد اختصاص داده شد. با توجه به اینکه هر کدام گروه فعالیت اصلی خود شامل تعدادی فعالیت (رده) بود، به هریک از این زیرگروه‌ها نیز بر مبنای میزان اثر با استفاده از مرور منابع و نظر کارشناس وزنی (عدد رده) از ۱ تا ۷ اختصاص داده شد. سپس برای محاسبه میزان شدت اثر هر فعالیت عدد رده در عدد گروه مربوطه ضرب گردید. از آنجایی که اعداد گروه از ۱ تا ۵ و اعداد مربوط به رده از ۱ تا ۷ بوده، اعداد مربوط به شدت در محدوده ۱ تا ۳۵ قرار گرفت.

##### تعیین گستره اثر

فاصله تاثیر، گستره مکانی یا رد پای فعالیت و نشان دهنده حداکثر فاصله جغرافیایی از عامل تهدیدی است که دارای اثر منفی بر تنوع‌زیستی می‌باشد (Theobalt, 2003). به بیانی دیگر با افزایش فاصله بافر از مرکز فعالیت (نقطه، خط، پلی‌گون)، بزرگی

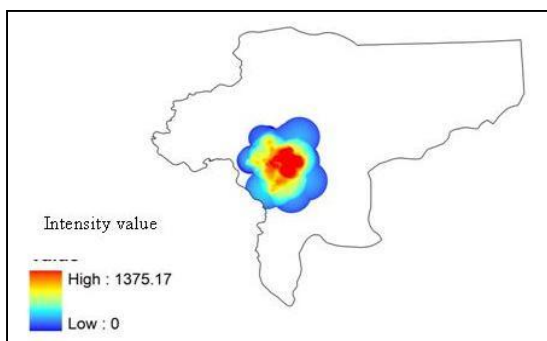
فعالیت اصلی مورد نظر بود درج و مقادیر شدت و گستره اثر هر کدام در ستون‌های مربوطه وارد گردید.

### نتایج

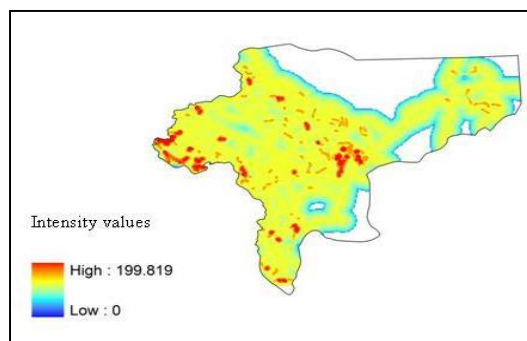
نتایج حاصل از اجرای مدل به شکل سه نقشه رستری برای شدت و گستره اثرات جاده‌ها و معادن در کل استان و صنایع شهر اصفهان به دست آمد (اشکال ۱ تا ۳).

هیچ گونه تغییری در مقدار بزرگی اثر با افزایش فاصله از خود نشان نمی‌دهد تا به حداکثر فاصله تاثیر رسیده و بزرگی اثر ناگهان به صفر می‌رسد. در این مرحله نیز از مرور منابع و نظر کارشناس برای تعیین نوع تابع کاهش برای هر فعالیت استفاده شد.

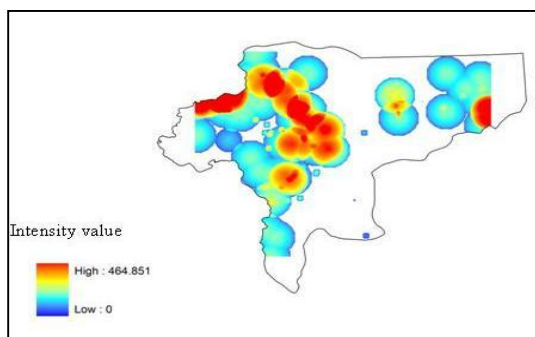
پس از تعیین این امتیازات، در جدول خصوصیات هر یک از فعالیت‌های اصلی سه ستون به نام‌های کلاس، گستره و شدت اثر ایجاد گردید. در ستون کلاس انواع مختلف فعالیت‌هایی که زیر مجموعه



شکل ۲: نقشه رستری حاصل از گستره و شدت اثرات حاصل از جاده‌ها



شکل ۱: نقشه رستری حاصل از گستره و شدت منابع



شکل ۳: نقشه رستری حاصل از گستره و شدت اثر صنایع شهر اصفهان

اثرات به صنایع متعلق دارد. ذکر این نکته مهم است که تنها لایه‌های داده مربوط به صنایع شهر اصفهان

مقایسه کلی بین سه مدل ریسک تعارضات انسانی مشخص شده بیانگر این است که حداکثر میزان

قاضی، موته در این بخش قابل توجه می باشد. در مورد صنایع شدت اثر به مناطق حفاظت شده ای محدود می شد که در محدوده خود شهر قرار داشتند شامل منطقه حفاظت شده قمشلو و بخشی از پارک ملی کلاه قاضی که به شدت تحت تاثیر قرار داشتند. نتایج همپوشانی مدل ریسک جاده ها با شبکه مناطق حفاظت شده نیز نشان داد که به غیر از مناطق شکار ممنوع کوه بزرگی، کلاته و خارو در شمال شمال شرق استان و مناطق حفاظت شده دنا، سیاه کوه و پارک ملی کویر (مشترک میان استان اصفهان و تهران) سایر مناطق تا حد زیادی تحت تاثیر اثرات جاده ها قرار گرفته اند.

### بحث و نتیجه گیری

چیدمان مکانی تهدیدات به ندرت مشخص می باشد (Todd and Burgman, 1998) و تنها اخیرا ارزیابی تهدیدات متوجه تنوع زیستی شروع به شناسایی الگوی مکانی تهدیدات در ارتباط با الگوی تنوع زیستی نموده است (Rouget et al, 2003). از طرفی با توجه به پراکنش ناهمسان تهدیدات و محدوده های شدت آن ها در یک سیمای سرزمین (Araju, 2002) ارزیابی ها باید به دنبال به دست آوردن پراکنش باشد تا اینکه به سادگی به دنبال میانگینی از تهدیدات باشد که در سراسر ناحیه درجه بندی شده است. مطالعات نسبتا کمی وجود دارد که درصدد شناسایی و کمی نمودن عوامل ایجاد کننده تهدیدات بوده اند (Rouget et al, 2003). این مطالعه در زمره این مطالعات به شمار می آید. در این بررسی با استفاده از مدل ریسک محیط زیستی نقشه های شدت و گسترش مکانی اثرات حاصل از سه نوع از تعارضات مهم انسانی جاده ها، معادن و صنایع در استان اصفهان مورد بررسی قرار گرفت

در مدل وارد شده و در صورت استفاده از لایه های داده صنایع در سراسر استان به احتمال زیاد گستره و شدت اثر بیش از این میزان خواهد بود و امکان تفسیر دقیق تر و بهتر نتایج ممکن می باشد. بعد از صنایع به ترتیب معادن و جاده ها بیشترین میزان اثرات را دارند. از نظر درصد مساحتی از استان که تحت تاثیر فعالیت های انسانی قرار دارد سهم جاده ها بیش از ۹۵ درصد مساحت استان اصفهان، حدود ۱۹ درصد صنایع شهر اصفهان و حدود ۸۰ درصد تحت تاثیر معادن قرار گرفته است در حالیکه تنها حدود ۲۰ درصد از مساحت استان برای حفاظت اختصاص یافته است.

همانطور که از روی مدل ها قابل تشخیص است، معادن در مقایسه با جاده ها از شدت اثر بیشتری برخوردارند ولی گستره ای که تحت تاثیر جاده ها قرار گرفته است به لحاظ گستره وسیع تر و خطی بودن بیشتر می باشد. برای ارزیابی کلی وضعیت شبکه مناطق حفاظت شده از نظر تهدیدات انسانی هر کدام از نقشه های پراکنش مکانی تهدیدات با نقشه شبکه مناطق حفاظت شده استان رویهم گذاری شد. همپوشانی هر کدام از مدل های ریسک جاده و معادن با شبکه مناطق حفاظت شده استان نشان داد که بیشتر مناطق حفاظت شده با شدت هایی متفاوت تحت تاثیر این فعالیت ها قرار داشته و مناطق بکر و دست نخورده که به هیچ عنوان تحت تاثیر نمی باشند بیشتر در بخش های شمالی و شرقی استان پراکنش دارند. حداکثر شدت اثر معادن در بخش های مرکزی و شمال استان بوده به لحاظ استقرار معادنی مانند طلا که اثرات بالایی در مقایسه با انواع دیگر معادن دارند. همپوشانی شدت اثرات معادن با مناطق حفاظت شده قمشلو، کرکس، کلاه

پیش از این از این مدل جهت برنامه ریزی حفاظتی در جامائیکا و جزایر کاراییب (McPherson *et al.*, 2008) مورد استفاده قرار گرفته است و برای اولین بار در ایران و برای استان اصفهان به کار گرفته شد. استان اصفهان یکی از مهم ترین شهرهای صنعتی در ایران محسوب می شود و همانطور که پیش از این نیز بیان شد توسعه روزافزون شدت و گستره فعالیت ها از جنبه تهدیداتی که برای مناطق حفاظت شده به همراه دارد بسیار نگران کننده می باشد. نتایج این مدل نیز درستی این حقیقت را به خوبی نشان داده است طوریکه براساس سه مدل حاصل شبکه کنونی مناطق حفاظت شده تا حد زیادی تحت تاثیر این تعارضات قرار گرفته. شاید این عقیده وجود داشته باشد که اکثر فعالیت ها در خارج از شبکه بوده و لذا برای تنوع زیستی داخل آن مشکلی ایجاد نمی نمایند ولی نتایج این مدل کاملاً برخلاف این عقیده را به اثبات رسانده است چنانکه در اکثر مناطق حتی با وجودی که خود فعالیت در بیرون از منطقه استقرار یافته و فاصله تقریباً زیادی با منطقه حفاظت شده داشته نفوذ اثرات تا فواصل زیادی به داخل منطقه مشاهده می شود. ارزیابی تهدیدات با استفاده از این مدل می تواند وارد فرآیند برنامه ریزی حفاظتی برای استان اصفهان شود و برای گستره ای از اهداف مورد استفاده قرار بگیرد از جمله تعیین اولویت بندی نواحی حفاظتی (Groves, 2003, poiany *et al.*, 1998). از کاربردهای مهم خروجی این مدل این است که همانطور که از روی نتایج مشخص می باشد شدت اثرات در همه جای استان یکنواخت توزیع نشده و درجات متفاوتی از آن در نقاط مختلف مشاهده می شود و لذا بر مبنای آن می تواند مشخص نمود که کدام مناطق به اقدام فوری برای کاهش یا متوقف کردن اثرات نیاز دارند، کدام نواحی اگر

اقدامی نشود احتمالاً مقاومت می کنند و کدام نواحی امکان دارد که در طول زمان با تلاش های پایدار احیا می شوند (Ervin and parish, 2006). به عبارتی نوعی اولویت بندی برای اقدامات حفاظتی استان انجام می شود. به علاوه با مشخص شدن مناطقی که سالم و بکر می باشند می توان در مورد نواحی جدیدی که قابلیت افزوده شدن به شبکه مناطق حفاظت شده استان را دارند نیز تصمیم گیری نمود. کاربرد دیگر این مدل این می باشد که چون افزایش فعالیت های صنعتی در استان اصفهان اجتناب ناپذیر است این امکان وجود دارد که با استفاده از این مدل بررسی موقعیت تهدیدات در طول زمان نیز استفاده شود که می تواند در هر زمان معینی به وسیله به دست آوردن پراکنش و شدت کنونی و آتی فعالیت ها انجام شود. با اینکه مطالعات کمی اینکار را کرده اند ولی پیگیری تهدیدات در طول زمان به طرق مختلف می تواند مفید باشد چرا که مسئولین توانند کارایی اقدامات کاهش دهنده اثرات در طول زمان را ارزیابی نمایند استفاده کنند (Ervin and parish, 2006). و مهم تر اینکه برنامه ریزان حفاظت نیز می توانند با تغییر سیمای سرزمین مورد حفاظت و پیدایش تهدیدات جدید با استفاده از این روش، اولویت های برنامه ای و جغرافیایی شان را مجدد ارزیابی نموده و با شرایط موجود منطبق نمایند (Ervin and parish, 2006). به علاوه مشخص شدن الگوهای زمانی نقشه های تهدید می تواند در پیشگیری و کاهش اثرات تهدیدات ما را توانمند کنند (Salafsky, 2004). در کل اگر نتایج مدل به درستی تفسیر شده و در زمان و مکان مناسب به کار گرفته شوند مهم ترین نتیجه آن برنامه ریزی جهت انجام اقدامات حفاظت و توسعه در کنار یکدیگر و نه در مقابل یکدیگر خواهد بود و به عنوان

- Rouget, M., D.M. Richardson, R.M. Cowling, J.W. Lloyd, and A. T. Lombard. 2003. "Current patterns of habitat transformation and future threats to biodiversity in terrestrial ecosystems of the Cape Floristic Region, South Africa." *Biological Conservation* 112: 63-85.
- 12) Araújo, M.B., P.H. Williams and A. Turner. 2002. "A sequential approach to minimise threats within selected conservation areas." *Biodiversity and Conservation* 11: 1011-1024.
- Salafsky, N., D. Salzer, J. Ervin, T. Boucher, W. Ostlie. 2003. *Conventions for defining, naming, measuring, combining, and mapping threats in conservation*. 33pp.
- Sanderson, E.W.; Jaiteh, M.; Levy, M.A.; Redford, K.H.; Wannebo, A.V.; Woolmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52(10).pp:891-904
- Schill, Steve & Raberm, George. , Usermanual and tutorial for Protected Area Tools (PAT) for Arc GIS 9.3<sup>TM</sup>. 2009. The nature conservancy. pp: 75.
- Theo bald, D.M. 2003. Targeting conservation action through Assessment of protection and exurban threats. *Conservation Biology*. 17(6).pp:1624-1637.
- Todd, C.R. and M.A. Burgman. 1998. "Assessment of threat and conservation priorities under realistic levels of uncertainty and reliability." *Conservation Biology* 12(5): 966-974.
- World Resources Institute (WRI), World Conservation Union (IUCN) United Nations Environmental program (UNEP), IUCN .1992.Guidelines for Action to Save, Study and Use Earth's Biotic Wealth sustainable and equitably. Gland, Switzerland. pp: 30-100.
- نقطه شروعی برای انجام ارزیابی تهدیدات در دیگر استان های کشور نیز قرار خواهد گرفت.
- ### منابع
- Ervin, J. & Parrish, J. 2006. Toward a Framework for Conducting Ecoregional Threats Assessments. USDA Forest Service proceedings, Rocky Mountain Research Station, Colorado. Pp: 105-112.
- Groves, C. 2003. Drafting a Conservation Blueprint: A practitioner's guide to planning for biodiversity. Washington DC. Island Press.pp:457
- Halpern, B.S; Walbridge, S; Selkoe ,K.A; Kappel. C.V. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*. 319(5865):948-952.
- Margules , C. R, R. L; Pressey, P. H. Williams. 2002. Representing biodiversity: Data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*. 27(4).pp: 309-326
- McPherson, Matthew; Schill , Steve; Raber , George, John , Kimberly; Zenny ,Nathalie; Thurlow , Kim ; Haynes Sutton, Ann. 2008. GIS-based Modeling of Environmental Risk Surfaces (ERS) for Conservation Planning in Jamaica. *Journal of Conservation Planning*. 4 (2008).pp: 60 — 89
- Musters, C. J. M ; de Graaf, H. J ; ter Keurs, W. J.2000. Ecology-Can ProtectedAreas Be Expanded in Africa? . *Science*. 287 (5459). pp: 1759-1760
- Poiani, K.A., J. V. Baumgartner, S. C. Buttrick, S.L. Green, E.Hopkins, G.D. Ivey, K.P. Seaton, R.D. Sutter. 1998. "Ascale-independent, site conservation planning framework in The Nature Conservancy." *Landscape and Urban Planning*43: 143-156.

## پژوهشی



## بررسی مقدماتی فون سوسماران استان خوزستان

انوشه کفاش<sup>۱\*</sup>

<sup>۱</sup> گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

<sup>۲</sup> گروه بوم شناسی و حفاظت فلات ایران، انجمن زیست محیطی البرز، کرج، ایران

نویسنده مسئول: انوشه کفاش

ایمیل: anooshe.kafash@gmail.com

## چکیده

طی بازدیدهای صحرایی از زیستگاه‌های مختلف استان خوزستان در بهار سال ۱۳۹۲ سوسماران این زیستگاه‌ها جمع‌آوری و شناسایی شد. نتایج حاصل منجر به شناسایی ۱۵ گونه از سوسماران شد که طیف متنوعی از گونه‌ها شامل گونه‌های کوه‌زی تا تپه ماسه‌زی را در بر می‌گیرد از میان هشت خانواده سوسماران ایران تنها خانواده انگوئیده هیچ نماینده‌ای در استان خوزستان ندارد و خانواده جکونیده بیشترین تعداد گونه را دارا می‌باشد. اگرچه در مطالعه حاضر تعداد ۱۵ گونه از سوسماران شناسایی و معرفی شده‌اند اما فون سوسماران این استان بی‌شک بیش از این تعداد است.

**واژه‌های کلیدی:** دشت خوزستان، سوسماران، فیزیوجئوگرافیک

## مقدمه

برای درک جغرافیایی انتشار سوسماران ایران ۱۳ منطقه فیزیوجئوگرافیک برای سوسماران ایران توسط Anderson (۱۹۶۸) ارائه شده است. این ۱۳ منطقه شامل: فلات مرکزی، حوضه دریاچه ارومیه، حوضه سیستان، منطقه خزر، دشت خوزستان و سواحل خلیج فارس، بلوچستان ایران و ساحل مکران، دشت ترکمن، دشت مغان، کوه‌های زاگرس، کوهپایه‌های غربی رشته کوه‌های زاگرس، کوه‌های البرز، کپه‌داغ و جزایر خلیج فارس است. استان خوزستان در منتهی الیه جنوب غرب کشور در برگرفته ۲ منطقه فیزیوجئوگرافیک از ۱۳ منطقه فیزیوجئوگرافیک سوسماران ایران است که شامل دشت خوزستان و سواحل خلیج فارس و کوهپایه‌های غربی زاگرس است (Anderson, 1999).

دشت خوزستان وسیع‌ترین دشت واقعی در ایران به شمار می‌رود و برخی مناطق آن مانند شمال و شرق اهواز توسط تپه‌های ماسه‌ای پوشانده شده است. این محدوده از نظر جغرافیایی ادامه دشت بین‌النهرین به شمار می‌آید. به همین دلیل از نظر جانوری هم-پیوندی آشکاری بین این منطقه با دشت‌های عراق و عربستان دیده می‌شود (Madjnoonian et al., 2005). بیشتر سوسماران گزارش شده از این منطقه در بیابان‌های شمال عربستان نیز حضور دارند (Anderson, 1999). فون کوهپایه‌های غربی زاگرس نیز از یکسو با فون کوه‌های زاگرس و از سوی دیگر با فون دشت‌های پست بین‌النهرین مشترک است (Madjnoonian et al., 2005).

اما با وجود مطالعات مختلفی که در سرتاسر ایران در ارتباط با سوسماران صورت می‌گیرد مطالعات اندکی

خوزستان است. این استان پنجمین استان پرجمعیت ایران است و در محدوده ۴۷ درجه و ۴۲ دقیقه تا ۵۰ درجه و ۳۹ دقیقه طول شرقی از نصف‌النهار گرین ویچ و ۲۹ درجه و ۵۸ دقیقه تا ۳۲ درجه و ۵۸ دقیقه شمالی از خط استوا قرار دارد.

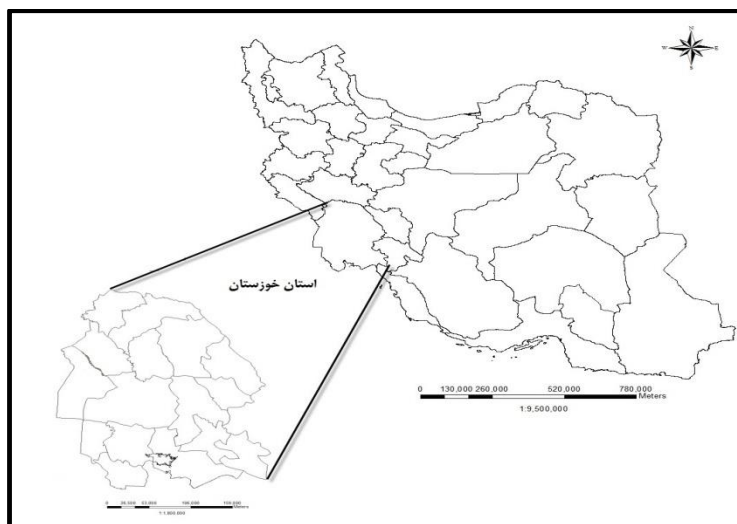
خوزستان از شمال به استان لرستان، از شمال شرقی و شرق به استان چهارمحال و بختیاری، از شمال غربی به استان ایلام، از شرق و جنوب شرقی به استان کهگیلویه و بویراحمد، از جنوب به استان بوشهر و خلیج فارس، و از غرب به کشور عراق محدود می‌شود.

در ارتباط با خزندگان استان خوزستان صورت گرفته است. هدف مقاله حاضر ارائه فهرست سوسماران استان خوزستان با نگاهی جغرافیایی به پراکنش آن-ها است.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

استان خوزستان با مساحت ۶۴/۰۵۷ کیلومتر مربع در جنوب غربی ایران در کرانه خلیج فارس و اروندرود قرار دارد (شکل ۱). شهر اهواز مرکز استان



شکل ۱: موقعیت استان خوزستان در ایران

منابع معتبر برای خزندگان ایران (Anderson, 2006; Rastegar-Pouyani, 1999) شناسایی شدند.

### نتایج

نتایج حاصل از بررسی سوسماران استان خوزستان نشان داد که ۱۵ گونه سوسمار متعلق به هفت خانواده از هشت خانواده سوسماران ایران در این

## روش کار

مطالعه حاضر در بهار سال ۱۳۹۲ با روش پیمایشی به صورت ناپیوسته صورت گرفت و در زمان‌های مناسب در زیستگاه‌های مختلف گشت زنی شده و نمونه‌های سوسماران جمع‌آوری شدند. سپس نمونه‌های صید شده با استفاده از کلیدهای شناسایی و

استان زیست می‌کنند و در بین آن‌ها خانواده جکونیده بیشترین تعداد گونه‌ها را دارا می‌باشد.

### جدول ۱: گونه های خزنده شناسایی شده در منطقه مورد مطالعه

| نام فارسی                  | نام علمی                          | خانواده       |
|----------------------------|-----------------------------------|---------------|
| آگامای صخره ای فلس درشت    | <i>Laudakianupta</i>              | Agamidae      |
| آگامای چابک                | <i>Trapelusagilis</i>             |               |
| آگامای سروزغی عربی         | <i>Phrynocephalusarabicus</i>     |               |
| جکوی پلنگی غربی            | <i>Eublepharisangramainyu</i>     | Eublepharidae |
| جکوی انگشت برگی ورنر       | <i>Asaccuselisae</i>              | Gekkonidae    |
| جکوی سنگی تیغه دار         | <i>Cyrtopodionscabrum</i>         |               |
| جکوی سنگی بلوچی            | <i>Bunopustuberculatus</i>        |               |
| جکوی انگشت کوتاه خاورمیانه | <i>Stenodactylusdoriae</i>        |               |
| مینی جکوی خوزستانی         | <i>Tropicolotes helenae</i>       |               |
| سوسمار انگشت ریشه دار بزرگ | <i>Acanthodactylusgrandis</i>     | Lacertidae    |
| سوسمار انگشت ریشه دار      | <i>Acanthodactylusschmidtii</i>   |               |
| اشمیت                      |                                   |               |
| اسکینگ علفزار جنوبی        | <i>Trachylepis septemtaeniata</i> | Scincidae     |
| اسکینک معمولی              | <i>Scincussincus</i>              |               |
| سوسمار دم تیغی بین النهرین | <i>Saalaroricata</i>              | Uromastysidae |
| بزمجه بیابانی              | <i>Varanusgriseus</i>             | Varanidae     |

### بحث و نتیجه گیری

در مطالعه حاضر فهرست سوسماران استان خوزستان تهیه شد و نتایج این مطالعه نشان داد ۱۵ گونه از سوسماران در این استان زیست می‌نمایند تعدادی از این گونه‌ها دارای پراکنش گسترده‌ای در استان خوزستان و سایر استان‌های ایران دارند مانند *Varanus griseus* و *Cyrtopodion scabrum* اما برخی نیز پراکنش بسیار محدودی دارند مانند *Phrynocephalus arabicus* که تنها در استان خوزستان یافت می‌شود. برخی از گونه‌ها نیز به

صورت مشترک در ایران و عراق یافت می‌شود مانند *Saalaroricata* پراکنش این گونه به جنوب غرب ایران و شرق کشور عراق محدود شده است. گونه‌های نیز تنها بخشی از گستره حضور آن‌ها به جنوب غرب ایران می‌رسد و بخش عمده پراکنش آن‌ها خارج از ایران می‌باشد برای مثال گونه *Acanthodactylus grandis* در جنوب غرب ایران، عراق، سوریه، لبنان، اردن و عربستان زیست می‌کند و همان طور که در مورد این دسته از گونه‌ها

ذکر شد تنها بخش کوچکی از گستره حضور آنها به ایران می‌رسد.

از هشت خانواده سوسماران ایران هفت خانواده هریک نماینده‌ای در استان خوزستان دارند و تنها خانواده انگوئیده فاقد عضوی در این استان است که پراکنش اعضای این خانواده به شما کشور محدود می‌شود. دلیل تنوع بالای سوسماران در این استان را قبل از هرچیز می‌توان به تنوع بالای زیستگاهی مرتبط دانست که از تپه‌های ماسه‌ای (زیستگاه گونه *Phrynocephalus arabicus*) و دشتهای گرم در غرب استان شروع شده و به کوهپایه‌ها (زیستگاه *Asaccuselisa*) و درختزارهای زاگرس در شرق و شمال شرق استان ختم می‌شود. این تنوع زیستگاهی سبب فراهم آوردن محیط مناسب برای زیست طیف وسیعی از سوسماران در این استان شده است. اگرچه در مطالعه حاضر تعداد ۱۵ گونه از سوسماران شناسایی و معرفی شده‌اند اما فون سوسماران این استان بی‌شک بیش از این تعداد است. در این مقاله تنها گونه‌های شناسایی شده طی بازدیدها فصل بهار سال ۱۳۹۲ ارائه شده است.

## تشکر و قدردانی

نگارنده بر خود لازم می‌داند از همکاری آقایان سید ابراهیم موسوی و علی رضایی برای همکاری طی بازدیدهای میدانی تشکر و قدردانی نماید.

## منابع

- Anderson, S. C. 1968. Zoogeographic analysis of the lizard fauna, chapter 10, pp. 305-371. In W. B. Fisher (ed). The Land of Iran. The Cambridge History of Iran, vol. 1. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Anderson, S. C. 1999. The Lizard of Iran. Society for the study of Amphibians and Reptiles. Oxford, Ohio.
- Madjnoonian, H., Kiabi, B. H. and Danesh, M. 2005. Readings in zoogeography of Iran. vol. 2. Iran Department of Environment Publication, Tehran (in Persian).
- Rastegar-Pouyani, N., Rastegar-Pouyani, E. and Jawaheri, M. 2006. Field guide to the Reptiles of Iran. Vol (1), Lizards, Razi University Press, Kermanshah (in Persian).

## مروری



# مروری بر ماهیت تالاب‌ها و نیازمندی‌های پژوهشی تالاب‌های بین‌المللی ایران در جهت مدیریت خردمندانه

سیما سفیدیان<sup>۱\*</sup>، عبدالرسول سلمان ماهینی<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup> کارشناس ارشد محیط‌زیست، دانشگاه علوم  
کشاورزی و منابع طبیعی گرگان  
<sup>۲</sup> دانشیار گروه محیط‌زیست، دانشگاه علوم  
کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

## چکیده

کنوانسیون رامسر اولین معاهده بین‌المللی جهانی برای حفاظت از یک اکوسیستم خاص است و هدف آن پوشش تمام جنبه‌های حفاظت از تالاب و استفاده خردمندانه و شناسایی اکوسیستم‌های تالابی که برای حفاظت از تنوع زیستی حیاتی هستند، مدیریت آب و رفاه جوامع انسانی است. سطح وسیعی از کل ایران را مناطق بیابانی و نیمه بیابانی فراگرفته است که خود بر نقش و ارزش حیاتی تالاب‌ها به مقدار قابل توجهی می‌افزاید. اکنون که بیشتر با تغییرات اقلیمی و بحران آب در کشور روبرو هستیم، اهمیت کارکرد تالاب‌ها بیش از پیش نمایان شده است. علاوه بر خشکسالی، بیشترین خسارات وارد بر تالاب‌های کشور عدم مدیریت مناسب است. همچنین ناکافی بودن و در موارد بسیاری فقدان اطلاعات پایه‌ای از جمله مواردی است که توانایی ما را از شناخت محیط‌زیست تالابی و مدیریت صحیح آن باز می‌دارد. از این رو، مهم‌ترین اقدامات پژوهشی مورد نیاز تالاب‌های کشور در راستای مدیریت خردمندانه‌تر را می‌توان تعیین مرز اکولوژیکی، برآورد حقایق محیط‌زیستی، زون‌بندی و احیا و ترمیم تالاب‌ها دانست. به علاوه، شناسایی ساختار تالاب‌ها به لحاظ اکولوژیکی، زمین-آب‌شناختی، شناسایی و طبقه‌بندی گیاهان آبی و خشکی تالاب‌ها و ارزیابی زیستگاه جانوران تالابی از جمله موارد پایه‌ای در شناخت هرچه بهتر این اکوسیستم‌ها هستند. ذکر این نکته ضروریست که مدیریت تالاب‌ها به تنهایی و توسط یک ارگان یا سازمان خاص امکان‌پذیر نخواهد بود. اتخاذ دیدگاه فرارشته‌ای و به کارگیری مدیریت بین‌رشته‌ای و بین‌سازمانی در میان ارگان‌های اجرایی و نظارتی کشور منجر به ایجاد نتایج بهتر و موفقیت هرچه بیشتر در مدیریت و حفاظت تالاب‌ها خواهد شد.

نویسنده مسئول: سیما سفیدیان  
ایمیل: sima\_sefid@yahoo.com

**واژه های کلیدی:** نیازمندی پژوهشی، مدیریت، تالاب‌های بین‌المللی، ایران

## مقدمه

تالاب (Wetland) به ناحیه‌ای اطلاق می‌شود که خاک آن توسط آب‌های زیرزمینی یا سطحی به صورت اشباع درآمده و در طی یک دوره کافی و شرایط عادی محیطی تکامل یافته و دسته‌ای از گیاهان و جانوران خاص که امکان زندگی در

چنین شرایط اکولوژیکی را داشته‌اند، در آن به وجود آمده و رشد کرده‌اند (شکل ۱). بهره‌مندی یک تالاب از منابع گوناگون آب، به موقعیت پستی و بلندی‌ها، جریان‌های سطحی و زیرزمینی بستگی دارد که در نهایت منجر به گوناگونی اشکال منحصر به فرد تالاب‌ها می‌شود. برای مثال،

باشد که بتوان آن را یک حوضه بسته رسوبی یا دریاچه نامید (سلمان ماهینی و سفیدیان، ۱۳۹۱). مناطق تالابی بر اساس تعریف کنوانسیون رامسر عبارت‌اند از «کلیه مناطق مردابی، آبگیر، تورب‌زار (پیت‌زار)، آبی به صورت طبیعی، مصنوعی، دائم یا موقت با آب ساکن یا جاری شیرین، شور یا لب‌شور مشتمل بر آن دسته از آب‌های دریایی که عمق آب در کشند پایین از ۶ متر تجاوز نکند» (راهنمای کنوانسیون رامسر، ۲۰۱۱).

جهت تشکیل دریاچه‌های نمکی شرایط ویژه‌ای لازم است. در سال ۱۹۸۱، Kelts و Eugster، سه شرط اصلی و اساسی را برای تشکیل چنین دریاچه‌هایی ذکر کردند که عبارت است از: ۱- مقدار آبی که از هر راهی از دریاچه بیرون می‌رود باید محدود باشد، به طوری که چرخه آب‌شناسی حوضه بسته‌ای را موجب شود؛ ۲- مقدار تبخیر آب دریاچه نسبت به آب‌های فرا رسیده بیشتر نباشد؛ ۳- مقدار آبی که بدان می‌رسد به اندازه‌ای



شکل (۱) تالاب آلمگل، استان گلستان

نیز نقش بسیار مهمی که تالاب‌ها در چرخه هیدرولوژیکی و مدیریت پایدار آب دارند، تاکید داشت. از آن زمان، کنوانسیون فلسفه این خط فکری را برای پوشش تمام جنبه‌های حفاظت از تالاب و استفاده خردمندانه (به عنوان مثال، پایدار)، شناسایی اکوسیستم‌های تالابی که برای حفاظت از تنوع زیستی حیاتی هستند، مدیریت آب و رفاه جوامع انسانی و در نهایت تحقق چشم انداز کاملی از متن اصلی کنوانسیون، گسترش داده است. به همین دلیل بعدها کنوانسیون نام خود را به «کنوانسیون حفاظت از تالاب‌های با اهمیت بین‌المللی» تغییر داد که به «کنوانسیون رامسر» شهرت دارد.

کنوانسیون رامسر در نشست بین‌المللی که در تفریحگاه ساحلی دریای خزر در شهر رامسر ایران توسط سازمان شیلات و شکار برگزار شد، شکل گرفت. متن این کنوانسیون در تاریخ ۲ فوریه ۱۹۷۱ موافقت شد و روز بعد توسط نمایندگانی از ۱۸ کشور امضا شد. این معاهده در دسامبر ۱۹۷۵، پس از تأیید یونسکو به ثبت رسید. به این ترتیب رامسر اولین معاهده بین‌المللی جهانی مدرن برای حفاظت و استفاده پایدار از منابع طبیعی است و هنوز هم تنها معاهده‌ای است که به حفاظت از یک اکوسیستم خاص تعلق دارد. متن این کنوانسیون در زمان خود الهام‌بخش این هدف بود و به شدت بر وابستگی متقابل مردم و تالاب‌ها و

### طبقه‌بندی تالاب‌ها

با این وجود که تالاب‌ها را می‌توان بر اساس داده‌های مورد استفاده از هر منبع بوم‌شناختی اعم از فیزیکی و یا زیستی و همچنین اهداف مورد نظر، به روش‌های گوناگونی طبقه‌بندی نمود، کنوانسیون رامسر در یک دسته‌بندی کلی تالاب‌ها را در سه گروه کلی ۱- تالاب‌های ساحلی/دریایی؛ ۲- تالاب‌های درون خشکی؛ ۳- تالاب‌های مصنوعی و ۴۲ گروه فرعی جای داده و کدبندی کرده است ( Ramsar Classification System for Wetland Type, 2009).

### تالاب‌های بین‌المللی ایران

ایران در بخشی از سرزمین‌های خشک و نیمه خشک آسیا واقع شده است که بارندگی در اکثر مناطق آن به نسبت کم است. به همین رو، دریاچه‌های داخلی آن کم و اغلب در فرو رفتگی‌های زمین‌ساختی جوان قرار دارد. دریاچه‌های دائمی ایران بیشتر به مناطق پر باران شمال، غرب و جنوب غربی ایران محدود است. در مناطق خشک و صحرایی، دریاچه‌ها از نوع فصلی و پایانه‌ای است و آب آن‌ها شور است (آقنابتی، ۱۳۸۵). ایران دارای انواع گوناگونی از تالاب‌هاست و نظر به اهمیت تالاب‌های ایران که همه ساله یک تا چهار میلیون پرنده مشتمل بر ۱۴۰ گونه مختلف را به خود جلب می‌نمایند، تاکنون بیست و چهار سایت تالابی بین‌المللی با مساحت ۱,۴۸۶,۴۳۸ هکتار از کشور (حدود یک درصد کل مساحت ایران) در کنوانسیون رامسر به ثبت رسیده است (Ramsar List, 2014).

هم اکنون ایران دارای ۲۴ تالاب بین‌المللی به شرح زیر است:

۱. تالاب گمیشان، ۲. مجموعه آلاگل، آماگل و آجی‌گل در گلستان.

۳. شبه جزیره میانکاله و خلیج گرگان در مازندران و گلستان،

۴. آب‌بندان‌های فریدون‌کنار، ازباران و سرخ‌رود در مازندران.

۵. امیرکلايه، ۶. مجموعه تالاب انزلی، ۷. کولاب بندر کياشهر و دهانه سفیدرود در گیلان.

۸. قوری‌گل در آذربایجان شرقی.

۹. تالاب دریاچه ارومیه، ۱۰. تالاب قوپی‌باباعلی،

۱۱. تالاب‌های یادگارلو، دورگه‌سنگی و شورگل و

۱۲. تالاب کانی‌برازان در آذربایجان غربی.

۱۳. تالاب‌های نیریز و کمجان، ۱۴. دریاچه پریشان و دشت ارژن در فارس.

۱۵. تالاب شادگان، خورالامیه و خور موسی در خوزستان.

۱۶. هامون صابری و هامون هیرمند، ۱۷. هامون پوزک، ۱۸. تالاب‌های خلیج گواتر و خور باهو در

سیستان و بلوچستان.

۱۹. خور خوران، ۲۰. مجموعه رودهای شور،

شیرین و میناب، ۲۱. مصب رودهای گز و حرا،

۲۲. جزیره شیدور در هرمزگان.

۲۳. تالاب گاوخونی در اصفهان.

۲۴. تالاب چغاخور در چهارمحال و بختیاری.

### نیازمندی‌های پژوهشی در جهت مدیریت خردمندان

مدیریت تالاب به طور کلی شامل فعالیت‌هایی است که به طور طبیعی و یا انسان ساخت می‌تواند در تالاب یا اطراف آن، به منظور حفاظت، احیا، دستکاری و یا بهبود کارکردها و ارزش‌های تالاب اعمال شود. مدیریت تالاب به مسائل مرتبط با (۱) حفاظت از تالاب‌های طبیعی؛ (۲) فعالیت‌هایی که تالاب‌های طبیعی را در برگرفته است و به طور خاص از الزامات تنظیمی معافاند؛ (۳) ایجاد و احیای تالاب و (۴) ساخت تالاب برای بهبود کیفیت آب تقسیم می‌شوند.

غنی‌ترین اکوسیستم‌های جهان هستند و علاوه بر منافع متعدد در سطح محلی و ملی در سطح بین‌المللی نیز دارای کارکردهای متعددی می‌باشند.

اکنون که بیشتر از قبل با تغییرات اقلیمی و بحران آب در کشور روبرو هستیم (شکل ۲)، اهمیت کارکرد تالاب‌ها بیش از پیش نمایان شده است، در حالی که دانش و آگاهی علمی ما در مورد تالاب‌های کشور - اگر موجود باشد - صرفاً محدود به چند تالاب خاص است و باقی تالاب‌ها با وجود ثبت در کنوانسیون رامسر تا حدودی مهجور مانده‌اند و به آن‌ها کمتر توجه شده است. همانطور که ذکر شد، آب مهم‌ترین عامل در حفظ و نگهداری تالاب‌هاست و تالاب‌ها به عنوان منابع آب خصوصاً در مناطق خشک ایران جایگاه ویژه‌ای دارند.

قرارگیری ایران در کمربند خشک کره‌ی زمین، با مناطق بیابانی و نیمه بیابانی وسیع، نقش و ارزش حیاتی این زیستگاه‌های آبی به مقدار قابل توجهی می‌افزاید. با این وجود که ایران یکی از بنیان‌گذاران کنوانسیون بین‌المللی رامسر است، محیط‌زیست آن به خصوص در مورد تالاب‌ها و اکوسیستم‌های آبی همیشه با بحران‌های گوناگون روبرو بوده است.

تاکنون، بهره‌برداری از منابع آب به گونه‌ای بوده است که تالاب‌ها و اکوسیستم‌های آبی همواره گزینه‌ای برای برداشت آب بوده‌اند و معمولاً آب اضافه بر نیاز حوضه به آن‌ها تخلیه گردیده است. نتیجه این شرایط، آسیب دیدن بسیاری از تالاب‌های کشور به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک بوده است. این شرایط در سال‌های کم آبی نیز تشدید گردیده و در حالی است که تالاب‌ها از



(ب)



(الف)

شکل (۲) تالاب بین‌المللی آلاگل و خشک شدن بخش وسیعی از آن در تابستان ۱۳۹۴؛ الف: نمای غربی تالاب، ب: نمای شمالی تالاب

مواردی است که توانایی ما را از شناخت محیط‌زیست تالابی و مدیریت صحیح آن باز می‌دارد.

از این رو، اقدامات پژوهشی مورد نیاز تالاب‌های کشور در راستای مدیریت هرچه بهتر و حفظ کارکرد و ارزش‌های تالاب برای زیست‌مندان آن و

علاوه بر خشکسالی که معمولاً به دلایل طبیعی اتفاق می‌افتد، بیشترین خسارات وارد بر تالاب‌های کشور عدم مدیریت مناسب است. باید خاطر نشان کرد که ناکافی بودن و در موارد بسیاری فقدان اطلاعات پایه‌ای زمین‌شناختی، آب‌شناختی و بخصوص بوم‌شناختی، نظیر وضعیت پوشش گیاهی، تنوع زیستی پرندگان و جانوران از جمله

جوامع انسانی وابسته (مستقیم و غیرمستقیم) در ادامه این بحث پیشنهاد شده است.

انجام مطالعات اکولوژیکی تالاب‌های بین‌المللی و تدوین برنامه‌های پایش اکوسیستم‌های آبی خصوصاً در تالاب‌های مهم کشور، بدون رفع تعارضات میان مدعیان استفاده از موجودی آب تالاب امکان‌پذیر نیست. یکی از شاخص‌های مدیریتی مؤثر در تالاب‌های تحت مدیریت سازمان در سطح بین‌المللی، تعیین مرز اکولوژیکی این تالاب‌هاست. مرزبندی اکولوژیکی به عنوان یک سند قانونی، سبب رفع تعارضات میان مدعیان استفاده از منابع آب تالاب خواهد شد. موجودیت یک تالاب فراتر از گسترش پهنه‌ی آبی آن است. بسیاری از تالاب‌ها زمین‌هایی هستند که در زمان‌های مختلفی از سال کم آب و یا خشک می‌شوند، در نتیجه، مرز آبی متغیر است و نمی‌تواند تنها معیار تعیین مرز تالاب باشد. از طرف دیگر بر اساس بند 6-a فرم اطلاعات پیشنهادی کنوانسیون رامسر، برای ثبت یک تالاب بین‌المللی، مرزهای قانونی و مرزهای تعیین شده برای کنوانسیون رامسر باید معرفی و مشخص شده باشند در حالی که در بین تالاب‌های بین‌المللی که در ایران به ثبت می‌رسند، به این امر ضروری معمولاً به شکل اصولی توجهی نمی‌شود. مرز تالاب باید متناسب با ویژگی‌های محیط‌زیستی باشد، زیرا شناسایی و تعیین مرز اکولوژیکی یک تالاب ابزاری ضروری برای انتخاب مناطق حفاظت شده‌ی تالابی، تعیین محدوده‌ی حفاظتی (بافر)، مدیریت خردمندانه و به تبع آن سبب جلب حمایت قانونی برای توقف تغییر کاربری زیستگاه‌های تالابی خواهد بود (سفیدیان و همکاران، ۱۳۹۱).

حقابه محیط‌زیستی یک تالاب، میزان آبی است که باید در یک تالاب وجود داشته باشد تا بتواند

بقای اکوسیستم آن را تضمین نماید. در اسناد کنوانسیون رامسر به عنوان یک نهاد بین‌المللی، حق تالاب‌ها بر حقابه محیط‌زیستی صریحاً به رسمیت شناخته شده است. عدم رعایت حقابه تالاب منجر به خشک شدن بخش یا تمام یک تالاب خواهد شد که پیامدهای زیستی، اقتصادی و اجتماعی آن در نمونه‌های موجود در کشور مانند تالاب هامون، ارومیه و دیگر تالاب‌های خشک شده قابل مشاهده است. احداث سد و تغییر مسیر آب ورودی به تالاب و در نتیجه عدم رعایت حقابه تالاب سبب خشک شدن یک تالاب می‌شود و این امر در کاهش زیست‌مندان آن نقش مهمی دارد. خشکسالی نیز معضلی است که در سال‌های اخیر به شدت به سایر مشکلات اضافه شده است. محاسبه میزان موجودیت آب مورد نیاز یک تالاب، برای حفظ کارکردهای زیستی و اکولوژیکی آن ضروریست. در شرایطی که یک تالاب به عنوان تالاب بین‌المللی ثبت شده است. تالاب‌های بین‌المللی، محیط‌زیستی برای حمایت از پرندگان آبی و پستانداران به منظور تامین غذا، آب و سرپناه، به خصوص در زمان مهاجرت و جوجه‌آوری و حمایت از ماهی‌ها، پرندگان، پستانداران و دیگر حیات وحش به عنوان گونه‌های نادر و در خطر انقراض است.

زون‌بندی روشی پر کاربرد برای راهبری رویکردهای مدیریتی از لحاظ مکانی و به شکلی ساختارمند است. در بسیاری از تالاب‌های بزرگ که توسط مردم و برای مقاصد مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرند، اهدافی وجود خواهند داشت که نمی‌توان به صورت یکنواخت و مشابه به کل تالاب تعمیم داد. بنابراین، یک برنامه زون‌بندی مورد نیاز است. از جمله مزایای زون‌بندی یک تالاب می‌توان به ۱. تامین حفاظت برای زیستگاه‌ها، گونه‌ها و فرآیندهای اکولوژیک

حیاتی و یا نادر (گروه‌های پرندگان زادآور، محدوده‌های تخم‌ریزی و زادآوری ماهیان)؛ ۲. جداسازی فعالیت‌های مناقشه برانگیز انسانی (مانند تماشای پرندگان و یا شکار)؛ ۳. فراهم نمودن امکانات برای فعالیت‌های انسانی (عمدتاً سنتی) که به سلامت تالاب وابسته‌اند، مانند ماهیگیری، برداشت نی و یا طبیعت گردی، به منظور تداوم ایجاد مزایای اجتماعی و اقتصادی برای جوامع محلی و به طور کلی اقتصاد منطقه؛ ۴. فراهم ساختن امکان جداسازی و قُرق محدوده‌های آسیب‌دیده و یا خالی‌شده از جمعیت، برای احیاء و بازسازی، اشاره کرد.

باید توجه داشت نابودی یک تالاب در نتیجه‌ی عدم مدیریت معقول، تغییرات اقلیمی و خشکسالی نه تنها بر تنوع‌زیستی و کارکردهای زیستی یک تالاب، بلکه بر سلامت و اقتصاد جوامع محلی وابسته به تالاب و در مقیاس بزرگتر سرزمین‌های مجاور آن نیز اثرات جبران ناپذیری خواهد گذاشت. امروزه، پدیده ریزگردها در منطقه‌ی خاورمیانه یکی از جدی‌ترین تهدیدات محیط‌زیستی محسوب می‌شود که جز موارد طبیعی آن، متأسفانه در بیشتر موارد تخصیص آب تالاب‌ها و دریاچه‌ها به دیگر مصارف و این‌گونه سوء مدیریت‌ها علت اصلی بروز و تشدید این پدیده است. پدیده‌ی ریزگردها یکی از پیامدهای خشک شدن اکوسیستم‌های آبی نظیر تالاب‌ها و دریاچه‌ها، خصوصاً در انواع داخل خشکی آن‌هاست. این پدیده برای مناطق مجاور و گاه در سطح وسیع‌تری در ناحیه، مشکلات فراوان محیط‌زیستی، بهداشتی و نیز اقتصادی به همراه خواهد داشت. از این رو، یکی از راه‌های کاهش ریزگردها و مواجه شدن با این پدیده، احیای تالاب‌هاست.

احیای تالاب فرآیند بهبود کارکردهای اکولوژیک تالاب‌های تخریب یافته است. منظور از کارکردهای اکولوژیک همان کنش‌های متقابل هیدرولوژیک، خاک و پوشش گیاهی تالاب است. این فرآیندها در سلامت، رفاه و بهداشت انسان دخیل بوده و به طور خلاصه عبارتند از: افزایش آب زیرزمینی و بیرون‌دهی آن، ذخیره کردن آب سیلاب‌ها و رهاسازی تدریجی آن، ایجاد مانع در مقابل اثر امواج و جلوگیری از فشارهای مخرب ناشی از آن، جذب رسوبات، نگهداری مواد غذایی و حذف آن، بهبود چرخه‌های زنجیره غذایی، فراهم آوردن زیستگاه آبزیان و حیات وحش، تفرج متمرکز و گسترده و ارزش فرهنگی. در بسیاری از مناطق خشک و نیمه خشک جهان، به دلیل استفاده بیش از اندازه انسان، خصوصاً به منظور کشاورزی جریان‌های آب در محیط‌زیست در حال کاهش است. این روند ممکن است با خشکسالی و تغییرات آب و هوایی بلند مدت ترکیب شود. در نتیجه، جریان‌ها در بسیاری از رودخانه‌ها و حجم آب ورودی به دریاچه‌ها و تالاب‌ها پایین دست (به عنوان مثال دریاچه ارومیه، تالاب هامون)، تا حد زیادی کاهش یافته است که منجر به اثرات شدید محیط‌زیستی، اجتماعی و اقتصادی می‌شود. احیای تالاب در سال‌های اخیر خصوصاً در شرایطی که خشکسالی‌های بیشتری پیش روی ماست، توجه زیادی را به خود جلب نموده ولی مبنای علمی این کار اغلب بسیار ضعیف بوده است. همچنین اقدامات زیادی جهت احیاء تالاب‌های مختلف صورت گرفته است. اما دستاوردهای آن به طور هدفمند و مستند موجود نبوده و معمولاً فاقد معیارهای طراحی و برآورد موفقیت بوده یا بسیار ضعیف بوده‌اند. برای شناخت یک اکوسیستم، شناخت ساختار آن ضروریست. یک تالاب مساحتی اشباع شده از آب

تالاب‌ها طیف گسترده‌ای از گیاهان، پرندگان و پستانداران را مورد حمایت قرار می‌دهند که سازگاری شگفت‌انگیزی برای استفاده هرچه بهتر از این جوامع پویا پیدا کرده‌اند. با وجود اهمیت شناسایی و طبقه‌بندی گیاهان اکوسیستم آبی و خشکی تالاب‌ها و ارزیابی زیستگاه جانوان تالابی به منظور درک بهتر کارکرد تالاب‌ها، خصوصاً مرزبندی و زون‌بندی تالاب‌ها و شناسایی سریع تالاب‌های بین‌المللی در آینده، تاکنون مطالعات جامعی برای تمام تالاب‌های کشور صورت نگرفته است. این اطلاعات پایه‌ای برای شناخت هرچه بهتر اکوسیستم یک تالاب ضروریست.

امروزه استفاده از فنون سنجش از دور برای پایش محیط‌زیست و اجزای آن بسیار معمول شده است. سنجش از دور به معنی فن شناسایی و تعیین پدیده‌های محیط‌زیست بر اساس داده‌هایی کسب شده از راه دور است. روشن است که این فن برای کسب آگاهی در رابطه با آب و پوشش گیاهی نقش مهمی ایفا می‌کند. تکنیک‌های سنجش از دور اطلاعات نسبتاً دقیقی برای مدیریت پایدار و مؤثر تالاب‌ها ارائه می‌کند. از این رو، تهیه نقشه‌ها، قابلیت‌های زیادی برای مدیریت و کمک به اهداف پایش و حفاظتی دارند. بررسی تغییرات زمانی در نقشه‌های کاربری و پوشش اراضی با دقت بالا، می‌توان به پایش روند تغییرات در تالاب‌ها و بررسی روند مدیریت کمک کند.

تالاب‌ها به عنوان یک ذخیره‌گاه طبیعی مانند اسفنج عمل می‌کنند، آن‌ها آب‌های جریان یافته‌ی مناطق اطراف، خصوصاً سیلاب‌ها را به مدت زمان طولانی ذخیره و به تدریج رها می‌کنند. در نتیجه، فرآیند تخریبی سیلاب‌ها را کاهش می‌دهند. هر هکتار از یک تالاب می‌تواند حدوداً یک تا یک و نیم میلیون گالن سیلاب را در خود ذخیره کند. اثر هر تالاب در کنترل سیل ممکن است بسته به

برای سال‌های متمادی است و عوامل اقلیم، پستی و بلندی و زمین‌شناسی در تعیین شرایط آب‌شناختی تالاب‌های طبیعی مؤثر است. اقلیم تعیین‌کننده آب و هوای تالاب و به طبع آن میزان بارندگی است که سرانجام منجر به گوناگونی اشکال منحصر به فرد تالاب‌ها می‌شود و هر نوع می‌تواند میزان آسیب‌پذیری آب‌شناختی تالاب را از نظر فعالیت‌های انسانی، یا انواع آلودگی آب نشان دهد. اطلاعات زمین‌شناسی تالاب‌های ایران محدود به دریاچه ارومیه، بختگان، پریشان، گاوخونی و مجموعه تالاب‌های هامون است و از دیگر تالاب‌های به نسبت کوچک نقاط مختلف ایران اطلاعات چندانی در دسترس نیست (آقانباتی، ۱۳۸۵). همچنین، در خصوص لایه‌های زیرین تمام مناطق تالاب‌های ایران و نفوذپذیری آن‌ها متأسفانه اطلاعاتی وجود ندارد. در حالی که با دانش زمین‌شناسی و آب‌شناسی تالاب‌ها می‌توان اثرات سویی را که به تالاب تحمیل می‌شود، پیش‌بینی کرد. تالاب‌ها دارای حساسیت آب‌شناختی هستند و یک تغییر کوچک در هر یک از ورودی و خروجی آب می‌تواند سطح آب تالاب را تغییر دهد. درجه حساسیت به آلودگی‌ها و اقدامات مدیریتی براساس طبقه‌بندی زمین-آب‌شناختی تالاب‌ها، آسیب‌پذیری انواع مختلف آن‌ها را به فعالیت مورد نظر متفاوت کرده است. از آنجایی که حفظ و صیانت از تالاب‌ها و بهره‌برداری بهینه و اقتصادی و عادلانه از آن‌ها یک مسأله جهانی است و منابع آب موجود در حوزه آبریز به عنوان عنصر اصلی آمایش سرزمین و توسعه پایدار حوزه به شمار می‌آید، آب‌شناسی و شناسایی منابع احتمالی آلاینده و مخرب هر تالاب، امری ضروری در حفاظت از تالاب‌ها به شمار می‌آید (سلمان ماهینی و سفیدیان، ۱۳۹۱).



خواهد بود. مدیریت تالاب‌ها به تنهایی و توسط یک ارگان یا سازمان خاص امکان‌پذیر نخواهد بود. اتخاذ دیدگاه فرارشته‌ای و به‌کارگیری مدیریت بین‌رشته‌ای و بین‌سازمانی در میان ارگان‌های اجرایی و نظارتی کشور منجر به ایجاد نتایج بهتر و موفقیت هرچه بیشتر در مدیریت و حفاظت محیط‌زیست و در این مورد خاص، تالاب‌ها خواهد شد.

### منابع

آقائاتی، ع. ۱۳۸۵. زمین‌شناسی ایران. انتشارات سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور. ۵۹۲ ص

سفیدیان، س.؛ سلمان ماهینی، ع.؛ میرکریمی، س. ح. و حسن‌عباسی، ن. ع. ۱۳۹۱. تعیین مرز اکولوژیکی تالاب بین‌المللی آلاگل با استفاده از خصوصیات خاک‌شناسی، آب‌شناسی، گیاه‌شناسی و جانوری. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ۲۰۷ ص  
سلمان ماهینی، ع. و سفیدیان، س. ۱۳۹۱. طبقه‌بندی آب‌شناختی تالاب‌های بین‌المللی ایران و دسته‌بندی آسیب‌پذیری آن‌ها. پژوهش‌های محیط زیست، سال ۳، شماره ۶، ص ۴۵ تا ۵۶.

Annex B, Ramsar Classification System for Wetland Type, Strategic Framework for the List, 2009, 64 pp

Ramsar Convention Secretariat, 2011. The Ramsar convention manual: a guide to the convention on wetlands (ramsar, iran, 1971), 5th ed. ramsar convention secretariat, Gland, Switzerland.

Ramsar Convention Secretariat. 2012. Information sheet on Ramsar wetlands (RIS). Gland, Switzerland.

Ramsar Convention Secretariat. 2014. The List of Wetlands of International Importance, Gland, Switzerland.

اندازه منطقه و نوع تالاب، وضعیت پوشش گیاهی، شیب، در مسیر سیل بودن یک تالاب و خاک آن تالاب قبل از جاری شدن سیل متفاوت باشد. از این رو، شناسایی میزان و چگونگی کنترل سیلاب توسط تالاب‌ها به عنوان یک کارکرد مهم باید مورد توجه قرار گیرد.

این اکوسیستم‌های آبی ارزشمند، مناطق ویژه‌ای با ارزش اکولوژیکی، اقتصادی و اجتماعی هستند. همچنین، به دلیل چشم‌اندازهای طبیعی و فرهنگی منحصر به فرد، از مهم‌ترین کاربری آن‌ها تفرج و اکوتوریسم است. با این حال، تالاب‌ها به عنوان غنی‌ترین اکوسیستم‌ها و بیشترین تنوع‌زیستی، ناپایدار و تا حدودی آسیب‌پذیر و حساس هستند. بر خلاف رشد و آگاهی مردم و کشورها نسبت به اهمیت محیط‌های طبیعی بویژه تالاب‌ها هنوز درک واقعی از اهمیت، کارکرد و حساسیت این زیستگاه‌های حیاتی و متنوع بسیار پایین است. بررسی پتانسیل تالاب‌ها در ارائه زمینه‌های توسعه اکوتوریسم کمک شایانی به اقتصاد و آموزش جوامع محلی در این مناطق خواهد نمود. فعالیت‌های اکوتوریسمی در تالاب‌ها باید با هدف توسعه پایدار گردشگری و حفاظت از محیط‌زیست باشد و دستیابی به این هدف نیاز به مطالعه، برنامه‌ریزی و مدیریت منسجم دارد.

### جمع‌بندی

در آخر باید خاطر نشان کرد، با گسترش روزافزون دانش، ارائه و به‌کارگیری روش‌ها و راهکارهای نوین در مدیریت منابع طبیعی و محیط‌زیست اهمیت بسیار پیدا می‌کند. مواردی که بیان شد به خوبی اهمیت بخش پژوهش را در مدیریت تالاب‌ها نشان داده است و نیازمندی‌های پژوهشی ذکر شده مبنی بر مطالعات پایه‌ای و ساختارمند تالاب‌های کشورمان، پیشنهاداتی برای پژوهشگران



## تحلیلی بر روش های کلاسیک تعیین رژیم غذایی در مهره داران

صیاد شیخی ئیلانلو<sup>۱\*</sup>، حمید رضا رضایی<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup>گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی،  
انستگاه تهران،

<sup>۲</sup>گروه محیط زیست، دانشکده شیلات و  
محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع  
طبیعی گرگان،

### چکیده

مطالعه شبکه های غذایی و پویایی آن ها برای فهمیدن اینکه چگونه عادات تغذیه ای در گونه های متفاوت می تواند بر جوامع آن ها تاثیر گذار باشد، بسیار مهم است. طی روند زمان روش های مختلفی برای تعیین رژیم غذایی مهره داران به کار گرفته شده است. این روش ها از روش های ایمونولوژیک شروع و با روش های پیچیده مبتنی بر DNA ادامه یافته است. هدف ما در این مطالعه معرفی مزایای و معایب روش های کلاسیک تعیین رژیم غذایی در مهره داران بود. این روش ها عبارتند از: روش مشاهده مستقیم، ویدئو و دوربین های اتوماتیک، تجزیه و تحلیل اسید چرب، ایزوتوپ های پایدار، بررسی محتویات معده، شستشوی معده، رادیو تله متری، ردیابی و مشاهده تصادفی، پایش لاشه ها، محتویات روده، تجزیه سرگین و شناسایی کوتیکول های گیاهی در گلوله های مدفوع. در مجموع هر کدام از روش های گفته شده با کمبودهایی مواجه بودند، که امید است با استفاده از روش های نوین تعیین رژیم غذایی به حل این مشکلات پرداخت. در واقع روش های نوین تعیین رژیم غذایی می توانند در کنار روش های کلاسیک درک بهتری از رژیم غذایی مهره داران به ما بدهند که این خود به اهمیت روش های ذکر شده می افزاید.

نویسنده مسئول: صیاد شیخی ئیلانلو

ایمیل: sayyad.sheykhi@ut.ac.ir

**واژه های کلیدی:** رژیم غذایی، مهره داران، سرگین، روش های کلاسیک

### مقدمه

گونه در جوامع زیستی و ساختار موثر مدیریت طرح ها جهت حفاظت آن، شناخت رژیم غذایی ضروری می باشد (Bradley et al., 2007). به طور معمول پروتکل های نمونه برداری برای پایش هر دو گروه جمعیت مهره داران و بی مهرگان طراحی شده است، اما اندازه گیری ارتباطات تغذیه ای میان گونه ها به خصوص در موجوداتی که بسیار متحرک و منزوی می باشند، می تواند مشکل باشد (Harwood et al., 2007). در حالت کلی روش های متعددی برای تعیین ترکیب رژیم غذایی جانوران به کار گرفته شده است. روش های جایگزین و

آگاهی از آنچه که جانوران از آن تغذیه می کنند یکی از اساسی ترین الزامات برای درک زیست شناسی آن ها و عملکرد اکوسیستمی می باشد که در آن حضور دارند. همچنین تعیین ارتباطات تغذیه ای در یک اکوسیستم بخش کلیدی بسیاری از مطالعات بوم شناختی محسوب می گردد (Deagle et al., 2005). بنابراین، به دست آوردن اطلاعات رژیم غذایی صحیح یک بخش جدایی ناپذیر، اما چالش برانگیز، برنامه ریزی حفاظت می باشد (Deagle et al., 2010). برای پی بردن به جایگاه یک

تکنیک‌ها توسعه یافتند، در نتیجه کمیت و کیفیت اطلاعات مربوط به غذای حیات‌وحش بهبود یافت. تجهیزات بهتری با ایجاد آزمایشگاه در پناهگاه حیات-وحش پاتوکسنت مریلند در ۱۹۴۰ در دسترس قرار گرفت. اما به طور کلی پژوهش‌های عادات غذایی ارزش خود را در قلمرو تحقیقات حیات‌وحش از دست نداده بلکه در طول زمان کاربردهای جدید و مهم‌تری برای آن‌ها در نظر گرفته شده است. اطلاعات مورد نیاز برای مدیریت مدرن حیات‌وحش اغلب تنها در طول مطالعات عادات غذایی که به طور مناسبی طراحی و با دقت اجرا شده بدست می‌آید (شعربافی، ۱۳۹۰).

### روش مشاهده مستقیم

ساده‌ترین روش تعیین رژیم غذایی، مشاهده و پایش مستقیم رفتار غذایی جانوران است، اگرچه این بسیار مهم می‌باشد ولی در بسیاری از مواقع این کار بسیار دشوار و یا حتی در برخی از مواقع غیر ممکن است. مشاهدات مستقیم به مکان‌های مطالعه و گونه خاص (افرادی که در فضاهای باز زندگی می‌کنند) محدود است و به همین دلیل به ندرت مورد استفاده قرار می‌گیرد (Raye et al., 2011). حضور مشاهده کننده در روش مشاهده مستقیم می‌تواند رفتار جانوران را تغییر دهد. این روش زمان بر بوده و مشاهده کننده تنها می‌تواند از افراد کمتری نمونه‌برداری کند (Baamran et al., 2012). به عنوان مثال، خزندگان که گروهی از مهره‌داران هستند، به عنوان موجودات پیچیده که بیش‌تر دارای زندگی زیر زمینی و شبانه می‌باشند روش مشاهده مستقیم برای تعیین رژیم غذایی بسیاری از آن‌ها غیر عملی می‌باشد (Brown et al., 2012). البته در مورد پستانداران و پرندگان شب‌گرد، منزوی و در خطر انقراض نیز مشکل اساسی به شمار می‌رود.

### ویدئو و دوربین‌های اتوماتیک

با قدرت تصور بالا برای تجزیه و تحلیل رژیم غذایی از سال ۱۹۶۴ استفاده می‌شوند، که با تکنیک‌های ایمونولوژیک شروع و با روش‌های پیچیده مبتنی بر DNA، موازی با پیشرفت‌های تکنولوژیکی در بوم-شناسی مولکولی، ادامه یافته است. روش‌های متعددی که برای تعیین رژیم غذایی به صورت کلاسیک به کار رفته است که در بخش‌های بعدی به آنها اشاره شده است.

### تاریخچه و اهداف بررسی عادات غذایی

شروع دقیق مطالعات عادات غذایی حیات‌وحش مبهم است اما احتمالاً شکارچیان ما قبل تاریخ دانشی از عادات غذایی جانوران وحشی را به عنوان یک هدف در صید آن‌ها برای معاش روزانه‌شان کسب کرده بودند.

مشاهداتی که در مناطق از آنچه که جانوران تغذیه می‌کنند و محل و زمان آن در طول قرن‌ها ثبت و گزارش شده و به دانش امروزه ما از عادات غذایی و روش‌های آزمایشگاهی وارد شده است. پروفیسور فوربز به عنوان اولین کسی که مطالعه مدرن عادات غذایی را در سال ۱۸۸۵ به عنوان مقاله‌ای که بر روی غذای پرندگان ایلینویز در ۱۸۸۰ انجام داده بود در نظر گرفته شد. بسیاری از تحلیل‌های سودمند روی عادات غذایی که به وسیله بیولوژیست‌های حرفه‌ای اولیه انجام شده بود توسط وی بررسی و مرور شد که نتایج این بررسی نشان داد اغلب آن‌ها از روش‌های کار در منطقه و آزمایشگاه استفاده کرده‌اند. مطالعات اولیه منحصر بر روی پرندگان و به خصوص بر اهمیت اقتصادی آن‌ها تاکید داشت. بعدها تاکید بر مطالعات تغذیه‌ای گونه‌های قابل شکار خصوصاً پرندگان آبی و مناطق مرتفع انجام گرفت. بزرگ‌ترین فعالیت تحقیقاتی عادات غذایی در طول دهه ۱۹۳۰ تا اوایل ۱۹۴۰ صورت گرفت. برای این کار از افرادی که خودشان دارای تجربه بودند و یا تکنسین‌هایی که آموزش داده شدند، استفاده گردید.

خشکی) و زیستگاه (به عنوان مثال دریا در مقابل آب شیرین) متغیر بود و به این ترتیب می‌تواند برای توصیف منابع کرین یا موجودات زنده و شبکه‌های غذایی مورد استفاده قرار گیرد (Carreon- Martinez et al., 2010).

این روش نیز شامل محدودیت‌هایی می‌باشد. اندازه ذرات و همگنی ذرات می‌تواند در تجزیه و تحلیل‌ها خطا ایجاد نماید (شعربافی، ۱۳۹۰). همچنین تجزیه و تحلیل‌های ایزوتوپ پایدار می‌تواند فعل و انفعالات تغذیه‌ای غیر قابل انتظار را مشخص کند، اما اغلب برای ارائه تعاملات تغذیه‌ای با شکست مواجه است زیرا ارزش‌های ایزوتوبی در طعمه بالقوه می‌تواند هم‌پوشانی داشته باشد (Carreon- Martinez et al., 2010).

#### بررسی محتویات معده

در این حالت نمونه‌ها، یا از جانورانی که در طول فصل شکار صید می‌شوند و یا آن‌هایی که بر اثر تصادف کشته می‌شوند به دست می‌آیند. مطالعات عادات غذایی پستانداران کوچک یا با جثه متوسط عمدتاً وابسته به محتویات معده است، ولی گاهی اوقات از محتویات روده بزرگ نیز استفاده می‌شود که شامل مواد غذایی بیشتری است. اما استفاده از هر دو روش منجر به تولید داده‌های بیشتری از رژیم غذایی گونه هدف می‌شود (شعربافی، ۱۳۹۰).

در بررسی محتویات معده، نمونه‌ها در آب شناور می‌شوند. معمولاً محتویات شکم گوشت‌خوران و پرندگان شکاری برای زدودن چربی نیازمند شستشوی کامل با آب گرم همراه با الک با منافذهایی می‌باشد. پس از آن نمونه‌ها در آون خشک می‌شوند. این یک روش معمول است اما خشک کردن با کاغذ خشک کن روند را تسریع می‌کند. در مرحله بعد شناسایی به وسیله دیدن خز، استخوان، پر، اجزای گیاهی، دندان‌ها، فلس و دیگر اجزای هضم نشده است. اجزای اصلی نمونه بر اساس

این تکنیک در رده پرندگان بیشتر کاربرد داشته که با نصب دوربین‌های ویدئویی در مکان لانه، طعمه‌های خورده شده توسط گونه‌های طعمه‌خوار را مورد بررسی قرار می‌دهند (Symondson, 2002). این روش به همراه روش تجزیه و تحلیل اسید چرب و ایزوتوپ‌های پایدار امکان بررسی رژیم غذایی را در دوره طولانی مدت فراهم می‌کند (Deagle et al., 2005).

#### تجزیه و تحلیل اسید چرب

برای بهبود تشخیص انواع طعمه، یک مجموعه از تکنیک‌های مورفولوژیکی برای مطالعات رژیم مهره‌داران دریایی به کار برده شده‌اند که شایع‌ترین آن‌ها تجزیه و تحلیل‌های ایزوتوپ پایدار و اسید چرب می‌باشند. این تکنیک‌ها می‌توانند اطلاعاتی را درمورد برهم‌کنش‌های سطح غذایی و تغییرات در الگوهای رژیم غذایی ارائه دهند و ممکن است تاکسون‌های خاص مصرف شده را نیز نشان دهند (Casper et al., 2007). شناسایی مولکولی کریل به عنوان یک گروه می‌تواند با استفاده از پروفایل‌های اسید چرب‌شان انجام شود، که از لیپیدهای ذخیره شده در بافت‌های چربی طعمه‌خواران ظاهر می‌شوند ولی این روش تا شناسایی سطح گونه گسترش نمی‌یابد (Jarman et al., 2002).

#### ایزوتوپ‌های پایدار

تجزیه و تحلیل‌های ایزوتوپ پایدار روش دیگری است، که به طور گسترده از سال ۱۹۷۰ برای توصیف شبکه‌های غذایی استفاده شده است. رویدادهای جزء به جزء کردن ایزوتوپ در موجودات زنده اغلب در غنی‌سازی ایزوتوپ‌های سنگین‌تر از نیتروژن برای مواد غذایی حاصل می‌شود و یک تخمین نسبی از موقعیت تغذیه‌ای را تخمین می‌زند. ایزوتوپ‌های پایدار ارزش‌های کمی برای نشان دادن ارتباط ترکیبات غذایی و موجودات زنده دارند اما اغلب میان منابع فتوسنتز کننده (به عنوان مثال فیتوپلانکتون‌ها در مقایسه با گیاهان

اخلاقی یک پیشرفت می باشد ولی با این حال این روش به اسیر کردن حیوان نیاز دارد و می تواند تاثیرات نامطلوبی روی پرندگان نمونه برداری شده و یا زادگان آنها داشته باشد. این بدین معنی است که تعداد نمونه های معده ای که می توانند در طی یک مطالعه به دست آورده شوند اغلب به علت مسائل اخلاقی محدود می شوند و اینکه این روش ممکن است برای مطالعات حیوانات در معرض خطر انقراض مناسب نباشد. جمع-آوری نمونه نیز اغلب به وسیله مشکل عملیاتی روش شستشو دادن محدود می شود و معمولا به یک زیر مجموعه از پرندگان جفت گیری کننده ای منحصر می شود که در حال تغذیه جوجه های شان می باشند زیرا این ها تنها افرادی هستند که به طور معتبری غذا را در معده های شان به کلنی باز می گردانند. مطالعات رژیم غذایی براساس تجزیه و تحلیل محتویات معده می تواند به وسیله تعداد بالایی از بقایای غیرقابل شناسایی در معده و خطاهای کشف ایجاد شده به وسیله هضم متمایز و یا حفظ بقایای طعمه به تأخیر انداخته شوند (Deagle et al., 2007).

تجزیه و تحلیل محتویات معده یک تکنیک کلیدی در تحقیقات اکولوژی جانوری و شیلات است. بنابراین، با توجه به حفاظت از طبیعت و نیاز به اطلاعات، دانشمندان در حال حاضر روش های غیرکشنده از جمع آوری داده های بیولوژیکی و اکولوژیکی را کشف کرده اند. روش های غیرمخرب پیش از این برای بررسی رژیم غذایی ماهی با فلاشینگ معده (تخلیه محتویات معده به صورت یکجا)، همچنین به عنوان شستشوی معده استفاده شده است. در یک مطالعه استفاده از فلاشینگ معده برای استخراج محتویات معده از یک گونه کوسه گزارش شده است. کوسه سندیبار (*Carcharinus plumbeus*) به منظور بررسی نرخ تخلیه معده فلاش شد. روش بازبینی شده بوسیله تشریح ۱۸ فرد پس از فلاشینگ، نشان داد که

مقایسه چشمی شناسایی می شوند. سپس موارد انتخاب شده برای اندازه گیری ها جدا می شوند و این روند تا وقتی که تجزیه و تحلیل کامل انجام می شود تکرار می گردد (شعربافی، ۱۳۹۰). مرحله شناسایی به وسیله مطالعات میکروسکوپی مقایسه این اجزا با کلید شناسایی کامل می شود. محتویات معده برای شناسایی آسان می باشد و این روش تشخیص بین لاشه و اجزای یک طعمه تازه کشته شده را امکان پذیر می سازد. مدت زمان شناسایی مواد طعمه در محتویات معده طعمه-خواران بسیار گسترده و از چند ساعت تا بیش از یک هفته می باشد (Sheppard and Harwood, 2005).

تجزیه و تحلیل محتویات معده که در نتیجه آن طعمه-خوار کشته می شود به دلایل اخلاقی محدود است (Oehm et al., 2011). به وسیله بررسی های منطقی و اخلاقی می توان از جمع آوری محتویات معده مهره-داران، خصوصا طعمه خواران مرتبه بالاتر، اجتناب نمود (Casper et al., 2007). برای بررسی رژیم غذایی پرندگان تحت شرایط طبیعی، محتویات معده پس از کشتن و تشریح پرنده تجزیه و تحلیل می شود (Scribner and Bowman, 1998). این سیستم های خشن ممکن است به آلودگی های خارجی طعمه خواران توسط بقایای طعمه تکه تکه شده یا ریمه، منجر شود (King et al., 2008).

### شستشوی معده

روش مرسوم برای تعیین گونه های طعمه مصرف شده توسط پرندگان دریایی از طریق سنجش بقایای موجود در معده آنها می باشد. به لحاظ تاریخی نمونه های معده از طریق نمونه برداری کشنده بدست آورده می شدند. به هر حال در طی ۲۰ سال گذشته اکثر مطالعات از شستشو دادن معده به عنوان یک جایگزین غیر-کشنده برای به دست آوردن این نمونه ها استفاده نموده اند. اگرچه شستشو دادن معده یقینا به لحاظ

لاشه به عنوان طعمه‌های آن گونه محسوب می‌شوند. در تحقیقی که توسط میلز در آفریقا بر روی گوشت‌خواران بزرگ صورت گرفت داده‌های حاصل از این روش به سمت طعمه‌های بزرگ‌تر انحراف داشتند. این روش در پرندگان نیز به کار رفته است. رادیوتله‌متری یک فرصت واقعی را برای مطالعه حرکات حیوانات، گستره خانگی، الگوی استفاده از زیستگاه، سازمان‌دهی اجتماعی و تعیین رژیم غذایی مهره‌داران به‌ویژه گوشت‌خواران را ایجاد می‌نماید (Shehzad et al., 2012).

### ردیابی و مشاهده تصادفی

روش ردیابی در مناطق ماسه‌ای و یا با پوشش گیاهی تنک آسان‌تر انجام می‌گیرد و احتیاج به تخصص رد-یابان در جستجوی ردپای گونه مورد نظر در مسافت-های طولانی دارد و این روش هر گونه تغییر اساسی را در رفتار گونه مشخص می‌کند (شعربافی، ۱۳۹۰).

### پایش لاشه‌ها

در روش پایش موقعیت لاشه‌ها بر طبق شانس معلوم می‌شود. این روش برای مطالعه تغذیه گوشت‌خواران به راحتی قابل انجام است. در این حالت نمونه‌های بزرگ-تری را می‌توان جمع‌آوری کرد و حتی داده‌هایی همچون جنسیت و سن طعمه هم قابل دستیابی است. مشاهدات تصادفی برای مطالعه از لحاظ شکارگری همچون انتخاب طبقه سنی و جنسیت طعمه بالغ مفید است (شعربافی، ۱۳۹۰).

### محتویات روده

مزیت روش بررسی محتویات روده این است که، قبل از جمع‌آوری اطلاعات رژیم غذایی گونه هدف تحت مطالعه است و به هیچ وجه مختل نمی‌شود و می‌تواند اطلاعات مستقیم در انتخاب طعمه را در هر اکوسیستم ارائه دهد. ساده‌ترین روش، آزمایش چشمی از محتویات روده حشرات و پستانداران دریایی، پلت‌های پرنده‌ها و مدفوع پرندگان یا پستانداران می‌باشد، که گاهی

محتویات معده فاقد غذا و مقدار بسیار کمی آب بود. با این حال، این روش برای حیواناتی که نمی‌توان آن‌ها را تا زمان قی در مخازن نگهداری کرد، مناسب نیست. بنابراین شستشوی معده ممکن است نوید بخش‌ترین روش برای استخراج محتویات معده مهره‌دارانی مانند کوسه‌ها باشد (Barnett et al., 2010).

یک نقطه ضعف روش خالی کردن معده که می‌توان به آن اشاره نمود، عدم تخلیه همه اقلام غذایی موجود در معده در طی خالی کردن معده در زمان نمونه‌برداری است. بسیاری از طعمه‌های جمع‌آوری شده در مطالعه اخیر فاقد ویژگی‌های کلیدی تشخیصی می‌باشند، که این امر شناسایی مواد خورده شده را دشوار می‌نماید (Barnett et al., 2010).

از آن‌جا که مدفوع پرندگان دریایی کمتر دارای اجزای سخت برای شناسایی طعمه می‌باشد، رژیم غذایی آن‌ها در بیش‌تر مطالعات به وسیله شستشوی معده یا وسایل بیوشیمیایی تعیین می‌شود. هیچ کدام از این روش‌ها ایده‌آل نیست: شستشوی معده از روش‌های تهاجمی می‌باشد و نیازمند طعمه بدون اجزای سخت و کار فشرده است (Deagle et al., 2010). اگرچه ممکن است شستشوی معده برای پرندگان بزرگ‌جثه قابل اجرا و عملی باشد، استفاده از این روش برای پرندگانی مانند گنجشک‌سانان که دارای جثه کوچکی می‌باشند، بسیار مشکل بوده و ممکن است برای پرنده مضر هم باشد (Oehm et al., 2011).

### رادیوتله‌متری

رادیوتله‌متری ردیابی دقیقی از جابه‌جایی‌های جانوران را امکان‌پذیر می‌سازد و همچنین این روش پایش مخصوصاً برای گونه‌های در معرض خطر یا جانورانی که قابل شکار هستند بسیار ارزشمند است. در مورد استفاده این تکنیک برای گوشت‌خواران نقاط حضور گوشت‌خوار در کنار لاشه‌ها ثبت می‌گردد و نمونه‌های

روش بسیار خسته کننده و نیازمند میزان قابل توجهی از آموزش و نسبت متغیری از باقی مانده غذایی تکه تکه شده غیر قابل شناسایی هستند (Dahle, 1998). از مطالعات صورت گرفته با استفاده از این روش می توان به مطالعه رژیم غذایی شیرهای دریایی اشاره نمود که، اغلب با استفاده از بقایایی مورفولوژیکی طعمه های باقی مانده در سرگین، به دلیل سهولت در جمع آوری نمونه ها و تجزیه و تحلیل مولفه ها نسبت به سایر روش های غیر مستقیم، بررسی می شود (Kasper et al., 2004).

با توجه به اینکه یافتن نمونه های سرگین یا مدغوع جانوران کم یاب و در خطر انقراض مشکل بوده و بسیار وقت گیر می باشد لذا پیشرفت هایی نیز در این زمینه انجام گرفته است؛ به عنوان مثال در مطالعه ای که توسط واسر و همکاران انجام گرفت آن ها با یافتن تعداد زیادی از سرگین های سالم با مشکل مواجه بودند، لیکن روش های کارآمدتر توسعه یافته اند. سگ هایی برای استشمام کردن و ردیابی سرگین های خرس در جنگل آموزش داده شده اند (Wasser et al., 1999)؛ در دو هفته، یک تیم در کوه های راکی تعداد زیادی نمونه مدفوع یافتند، که معادل ۱۱ ماه تلاش محققان برای یافتن نمونه در این منطقه بود. این پیشرفت می تواند با مکان یابی مسیرهای گذری که جانوران به ندرت دیده می شوند به طراحی کربدورهای حیات وحش کمک نماید. برای سازمان هایی با منابع محدود، جمع آوری مدفوع می تواند به عنوان راهی مفید برای بررسی مناطق بزرگ برای حضور گونه های در خطر انقراض و منزوی مانند گربه سانان باشد.

### شناسایی کوتیکول های گیاهی در گلوله های مدفوع

با وجود اینکه تجزیه و تحلیل کوتیکول بسیار فشرده است، نمی تواند منجر به شناسایی دقیق گونه ها در

اطلاعاتی از مصرف طعمه به واسطه باقی مانده آن ها از هضم مانند کوتیکول بندپایان یا استخوان ها، فلس ها، خز و پر مهره داران را فراهم می کند (Symondson, 2002). به طور کلی دلایل قابل قبول کمی برای کشتن مهره داران نسبت به بی مهرگان، به منظور تجزیه و تحلیل محتویات روده وجود دارد، اگرچه در این راه مطالعاتی روی ماهی ها انجام شده و همچنین داده های اندک قابل دسترس برای پستانداران دریایی نیز وجود دارد. ولی نمونه های دیگری از مهره داران وجود دارد که به طور عمده از روش های غیرتهاجمی مانند تجزیه و تحلیل پلت یا مدفوع برای تعیین رژیم غذایی آن ها استفاده شده است (Symondson, 2002). با توجه به اینکه در روش محتویات روده برای تعیین رژیم غذایی نمونه ها صید یا کشته می شوند لذا این روش به عنوان یک روش تهاجمی به حساب می آید. همچنین اگرچه این روش اجازه می دهد ترکیب رژیم غذایی به صورت کمی برآورد شود لذا دو مشکل اساسی در این ارتباط وجود دارد که استفاده از این روش را محدود می نماید: (۱) نمی توان آن را برای تمام طول سال مورد استفاده قرار داد و (۲) برای شناسایی گونه ها در سطوح پایین تر از خانواده و جنس دارای مشکل می باشد.

هر چند که مطالعات اخیر روی رژیم غذایی حشرات نشان داده اند که محتویات روده حشرات می تواند برای شناسایی گونه های طعمه از طریق سنجش های خاص PCR استفاده شوند (Jarman et al., 2002)، ولی باز تهاجمی بودن این روش مشکل عمده استفاده از آن در مطالعات رژیم غذایی می باشد.

### تجزیه سرگین

تجزیه و تحلیل مدفوع بیانگر یک روش جایگزین غیر-تهاجمی و جالب می باشد (McInnis, 1983) که می تواند در طول سال مورد استفاده قرار گرفته و نتایج نسبتاً دقیقی را از ترکیب گونه ها فراهم می کند. اما این

تعیین رژیم غذایی در بوم شناسی و حفاظت حیات وحش نیاز است تا روش‌های موجود بهبود یابند. به نظر می‌رسد با توجه به توسعه روش‌های مولکولی در این زمینه توسط کشورهای توسعه یافته وقت آن رسیده است که این مسیر در کشور ما نیز پیموده شود. محققان علاقمند به پژوهش در زمینه تعیین رژیم غذایی می‌توانند با استفاده از روش‌های مولکولی و روش‌های ترکیبی نتایج خود را با صحت و دقت بالایی منتشر نمایند.

#### منابع

شعربافی، ا. ۱۳۹۰. بررسی رژیم غذایی پلنگ ایرانی (*Pantera parous Saxcoloc*). پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه آزاد واحد علوم و تحقیقات.

Baamran, M. A. A., Shehzad, W., Ouhammou, A., Abbad, A., Naimi, M., Coissac, E., Taberlet, P. and Znari, M. 2012. Assessment of the Food Habits of the Moroccan Dorcas Gazella in M'Sabih Talaa, West Central Morocco, Using the trnL Approach. *PLoS ONE*. 7: e35643.

Barnett, A., Redd, K. S., Frusher, S. D., Stevens, J. D. and Semmens, J. M. 2010. Non-lethal method to obtain stomach samples from a large marine predator and the use of DNA analysis to improve dietary information. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 393: 188-192.

Bradley, B. J., Stiller, M., Doran-Sheehy, D. M., Harris, T., Chapman, C. A. and Vigilant, L. 2007. Plant DNA sequences from feces: Potential means for assessing diets of wild primates. *American Journal Of Primatology*, 69: 699-705.

Brown, D. S., Jarman, S. N. and Symondson, W. O. C. 2012. Pyrosequencing of prey DNA in reptile faeces: analysis of earthworm consumption by slow worms. *Molecular Ecology Resources*, 12: 259-266.

بسیاری از گروه‌های گیاهی (به عنوان مثال، کمتر از ۲۰ درصد به سطح جنس در نمونه‌های روده *Soininen et al.*, 2009) شود، و به شدت تحت تاثیر تغییرات در تراکم و بقای کوتیکول گیاه در دستگاه گوارش قرار دارد. بنابراین ریسک ارائه تخمین‌های متعصبانه از ترجیح برخی از علوفه‌ها وجود دارد، علاوه بر این دارای وضوح نسبتاً پایین برای سطوح پایین‌تر از خانواده است.

#### جمع بندی

مطالعات رژیم غذایی توسط آقای فوریز از سال ۱۸۸۰ با روش‌های ابتدایی شروع شده و تا به امروز ادامه داشته است. در گذر زمان روش‌های تعیین رژیم غذایی مختلفی بر اساس ویژگی‌های مکانی و گونه‌های مورد مطالعه مورد استفاده قرار گرفته‌اند. با توجه به مطالب بیان شده تمامی روش‌های کلاسیک موجود در تعیین رژیم غذایی با کاستی‌هایی مواجه هستند. به نظر می‌رسد روش تجزیه سرگین بتواند نمونه مناسبی جهت تعیین رژیم غذایی در حال و آینده باشد. این روش علاوه بر ماهیت شناسایی گونه‌های طعمه به صورت مستقیم می‌تواند نمونه بسیار خوبی برای روش‌های مبتنی بر DNA باشد. در واقع سرگین، مدفوع و ... برای تعیین رژیم غذایی نمونه‌های بسیار خوبی هستند و می‌تواند پل ارتباطی باشند برای پیوند روش‌های کلاسیک و روش‌های مبتنی بر DNA. هرچند توسعه ترکیبی باعث استفاده بیشتر روش‌های کلاسیک جهت بهبود کاستی‌های موجود در روش‌های مبتنی بر DNA می‌شوند. به طوری که در حال حاضر تاکید بر استفاده از روش‌های ترکیبی در تعیین رژیم غذایی مهره داران می‌باشد.

در کشور ما مطالعات رژیم غذایی بر روی مهره داران تا کنون تنها با استفاده از روش‌های کلاسیک صورت گرفته است. عمدتاً شناسایی بقایای باقی مانده در پلت و سرگین مبنای این روش‌ها بوده‌اند. با توجه به نقش

- and phylogenetic analyses of 16s rDNA. *Molecular Ecology*, 13: 2037-2048.
- King, R. A., Read, D. S., Traugott, M. and Symond, W. O. C. 2008. Molecular analysis of predation: a review of best practice for DNA-based approaches. *Molecular Ecology*, 17: 947-963.
- McInnis, M. L., Vavra, M. and Krueger, W. C. 1983. A comparison of 4 methods used to determine the diets of large herbivores. *Journal of Range Management*, 36: 302-306.
- Oehm, J., Juen, A., Nagiller, K., Neuhauser, S. and Traugott, M. 2011. Molecular scatology: how to improve prey DNA detection success in avian faeces?. *Molecular Ecology Resources*, 11: 620-628.
- Raye, G., Miquel, C., Coissac, E., Redjadj, C., Loison, A. and Taberlet, P. 2011. New insights on diet variability revealed by DNA barcoding and high-throughput pyrosequencing: chamois diet in autumn as a case study. *Ecological Research*, 26: 265-276.
- Scribner, K. T. and Bowman, T. D. 1998. Microsatellites identify depredated waterfowl remains from glaucous gull stomachs. *Molecular Ecology*, 7: 1401-1405.
- Shehzad, W., McCarthy, T. M., Pompanon, F., Purevjav, L., Coissac, E., Riaz, T. and Taberlet, P. 2012. Prey Preference of Snow Leopard (*Panthera uncia*) in South Gobi, Mongolia. *PLoS ONE*, 7: e32104.
- Sheppard, S. K. and Harwood, J. D. 2005. Advances in molecular ecology: tracking trophic links through predator-prey food-webs. *Functional Ecology*, 19: 751-762.
- Soininen E. M., Valentini, A., Coissac, E., Miquel, C., Gielly, L., Brochmann, C., Brysting, A. K., Sønstebo, J., Ims, R. A., Yoccoz, N. G. and Taberlet, P. 2009. Analysing diet of small herbivores: the efficiency of DNA barcoding coupled with high-throughput pyrosequencing for
- Carreon-Martinez, L. and Heath, D. D. 2010. Revolution in food web analysis and trophic ecology: diet analysis by DNA and stable isotope analysis. *Molecular Ecology*, 19: 25-27.
- Casper, R. M., Jarman, S. N., Gales, N. J. and Hindell, M. A. 2007. Combining DNA and morphological analyses of fecal samples improves insight into trophic interactions: a case study using a generalist predator. *Marine Biology*, 152: 815-825.
- Dahle, B., Sørensen, O. J., Wedul, E. H., Swenson J. E. and Sandegren, F. 1998. The diet of brown bears *Ursus arctos* in central Scandinavia: effect of access to freeranging domestic sheep *Ovis aries*. *Wildlife Biology*, 4: 147-158.
- Deagle, B. E., Chiaradia, A., McInnes, J. and Jarman, S. N. 2010. Pyrosequencing faecal DNA to determine diet of little penguins: is what goes in what comes out? *Conservation Genetics*, 11: 2039-2048.
- Deagle, B. E., Gales, N. J., Evans, K., Jarman, S. N., Robinson, S., Trebilco, R. and Hindell, M. A. 2007. Studying seabird diet through genetic analysis of faeces: a case study on macaroni penguins (*Eudyptes chrysolophus*). *PLoS ONE*, 2: e831.
- Deagle, B. E., Tollit, D. J., Jarman, S. N., Hindell, M. A., Trites, A. W. and Gales, N.J. 2005. Molecular scatology as a tool to study diet: analysis of prey DNA in scats from captive Stellar sea lions. *Molecular Ecology*, 14: 1831-1842.
- Jarman, S. N., Gal, N. J., Tierney, M., Gill, P. C. and Elliott, N. G. 2002. A DNA-based method for identification of krill species and its application to analysing the diet of marine vertebrate predators. *Molecular Ecology*, 11: 2679-2690.
- Kasper, M. L., Reeson, A.F., Cooper, S. B., Perry, K. D. and Austin, A. D. 2004. Assessment of prey overlap between a native (*Polistes humilis*) and an introduced (*Vespula germanica*) social wasp using morphology

- Wasser, S., Parker, M. and Davenport, B. 1999. Noninvasive DNA sampling using scat sniffing dogs. Society for Conservation Biology Abstracts. *13th Annual Meeting*, College Park, Maryland.
- deciphering the composition of complex plant mixture. *Frontiers in Zoology*, 6:1-9.
- Symondson W.O.C. 2002. Molecular identification of prey in predator diets. *Molecular Ecology*, 11: 627-641.

## مروری



## مروری بر مبانی ریخت‌سنجی هندسی

فرزانه قنبری<sup>۱</sup>، سهیل ایگدری<sup>۲</sup><sup>۱</sup> گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران<sup>۲</sup> گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

## چکیده

روش ریخت‌سنجی هندسی روشی بر پایه مختصات لندمارک‌ها یا خط سیر پیرامونی است که برای آنالیز تغییرات شکل نمونه‌های مورد مطالعه، استفاده می‌گردد. به‌طور معمول در مطالعات ریخت‌سنجی سنتی آنالیزهای آماری چند متغیره برای بررسی مجموعه‌ای از داده‌های فاصله‌ای از قبیل طول، عرض و ارتفاع به کار می‌رود. اما در روش‌های ریخت‌سنجی هندسی داده‌هایی از قبیل مختصات لندمارک‌ها، برای استخراج داده‌های شکل مورد استفاده قرار می‌گیرند. این مقاله یک مروری از مبانی و اصطلاحات این روش نوین را ارائه می‌دهد.

**واژه‌های کلیدی:** ریخت‌سنجی هندسی، تحلیل شکل، لندمارک، اندازه، فرم

نویسنده مسئول: فرزانه قنبری  
f.ghanbari66@yahoo.com ایمیل:

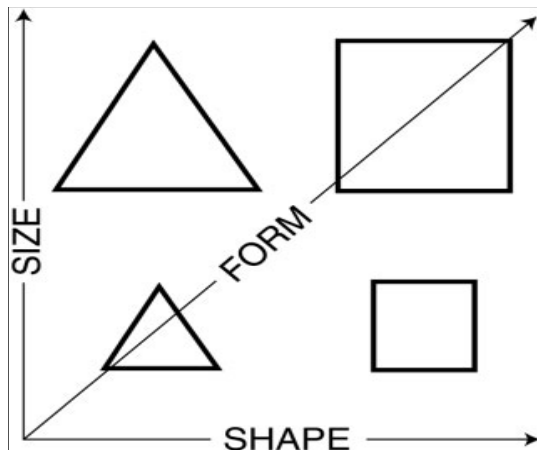
## مقدمه

در تحقیقات زیست‌شناسی، سؤالات بسیاری در زمینه شکل (shape) مورد توجه قرار می‌گیرد، که برخی از این سؤالات عبارتند از: میانگین شکل یک استخوان/عضو/ساختار در جمعیت چیست؟ الگوی تغییر شکل در جمعیت و میانگین آن چگونه است؟ گروه‌ها چطور در شکل متفاوت هستند؟ اهمیت عملی این تفاوت‌ها چیست؟ این سؤالات می‌توانند با استفاده از ابزار یا علم ریخت‌سنجی پاسخ داده شوند. واژه‌ی ریخت‌سنجی به اختصار به معنای اندازه‌گیری شکل می‌باشد. ریخت‌سنجی (Morphometrics) علم مربوط به روش‌های تجزیه و تحلیل شکل موجودات زنده می‌باشد. این علم، شاخه‌ای از علم زیست‌شناسی است که به بررسی خصوصیات ریختی

موجودات زنده و توصیف انواع حالات آن می‌پردازد (Mitteroecker and Gunz, 2009).

از نظر لغت‌شناسی Morphometric از دو کلمه Morph به معنی شکل و Metron به معنی اندازه‌گیری تشکیل شده است (Slice et al., 2001). اگرچه ریخت‌سنجی می‌تواند برای توصیف فرم هر شی مورد استفاده قرار گیرد، اما عمدتاً در زیست‌شناسی برای توصیف کمی فرم موجودات استفاده می‌شود و روش کمی‌سازی امکان مقایسه شکل موجودات مختلف را برای محققان فراهم می‌سازد (Zelditch et al., 2004). همچنین طبقه‌بندی موجودات و بررسی تنوع زیستی موجودات زنده، بر اساس توصیف فرم‌های ریختی بنا شده است (Adams et al., 2004). انواع فرایندهای زیست‌شناسی، مانند بیماری، فردزایی، سازگاری با فاکتور-

موارد فوق، که به تفاوت‌های شکلی مرتبط نمی‌باشند (یعنی این فرایندهای فوق الذکر شکل را تغییر نمی‌دهد)، می‌توانیم از مختصات جایگاه‌های پایانی برای تجزیه و تحلیل تفاوت‌های شکل استفاده کنیم (Zelditch et al., 2004).



شکل (۱) جایگاه اندازه، فرم و شکل

داده مربوط به اندازه (Size)، برای استخراج داده شکل باید حذف گردد. مفهوم این مطلب این است که اندازه یک تعریفی مستقل از شکل دارد. در ریخت سنجی هندسی، اطلاعات راجع به اندازه کلی یک شی، در متغیری به نام مرکز اندازه (Centroid Size) حفظ می‌شود.

#### ریخت سنجی هندسی (Geometric Morphometric)

تکنیک‌های ریخت‌سنجی به دو روش (۱) ریخت-سنجی سنتی که روشی‌های برپایه تحلیل‌های آماری فواصل اندازه‌گیری شده بر روی ساختار زیستی از قبیل طول، عرض، عمق و گاهی اوقات نسبت‌ها و زاویه‌ها و (۲) ریخت‌سنجی هندسی به مجموعه‌ای از روش‌ها که ازداده‌هایی مانند لندمارک‌ها، منحنی-

های محیطی و یا تنوع تکاملی درازمدت، باعث ایجاد تفاوت در شکل بین افراد یا قسمت‌هایی از آن‌ها می‌شود و آنالیز شکل براساس روش‌های ریخت سنجی روشی برای بررسی علت‌های مختلف چنین تغییر شکل‌های ریختی است (Zelditch et al., 2004; Rohlf, 1998, 2002).

#### فرم (Form)، شکل (Shape) و اندازه (Size):

ریخت‌سنجی، علمی مرتبط با مطالعه‌ی ساختارهای ریختی موجودات و ارائه‌ی نتایج تجزیه و تحلیل آن‌ها می‌باشد. بنابراین در آن کلماتی از قبیل اندازه یا اندازه (Size) و شکل (Shape) که در محاورات روزمره کاربرد دارند، معانی فنی جدیدی به خود می‌گیرند که تا حدی با معانی رایج متفاوت می‌باشند. از این رو در ریخت‌سنجی هندسی، تمایز عنوان‌های فرم و شکل ضروری است.

فرم به کل ریخت یک شی اشاره دارد یعنی شامل اطلاعات اندازه (Size) و شکل (Shape) است (Form=shape+size). شکل به مولفه‌های تغییر ریختی که مستقل از تغییر اندازه هستند، اشاره دارد یعنی ویژگی‌های هندسی یک شی که نسبت به مکان (Location)، مقیاس (Scale) و چرخش (Rotation) یکسان هستند (Slice et al. 1998). برای درک بهتر این تفاوت می‌توان از شکل ۱ کمک گرفت (Richtsmeir et al., 2002).

طبق تعریف کندال (۱۹۷۷) از شکل: زمانی که مکان، مقیاس و چرخش از یک شی حذف گردد، اطلاعات هندسی باقی مانده همان شکل است. مفهوم تعریف کندال این است که تفاوت بین موقعیت‌های لندمارک‌ها در یک مطالعه ریخت-سنجی که به طور نسبی در مکان، مقیاس و چرخش متفاوت هستند، حذف گردد و تنها تفاوت در شکل باقی بماند (Zelditch et al., 2004). بعد از حذف

$(x,y,z)$  نقاط همولوگ توصیف می‌شوند (Zelditch et al., 2004).

مجموعه لندمارک‌های ثبت شده روی یک شی، به عنوان یک جایگاه لندمارک (Lanmark Configuration) در نظر گرفته می‌شود و زمانی که لندمارک‌ها به طور کافی در سرتاسر یک نمونه انتخاب شوند، جایگاه لندمارک می‌تواند به عنوان یک نمایش از شکل نمونه آنالیز شود (Tjarks, 2009). زمانی که بر روی تصاویر نمونه‌های مورد مطالعه، لندمارک‌ها قرار داده می‌شوند، لندمارک-هایی که در مکان‌های مشابه قرار دارند، اصطلاحاً به آن‌ها لندمارک‌های متناظر گفته می‌شود. مثلاً لندمارک شماره ۱ که در نوک بینی شی A قرار دارد متناظر با لندمارک شماره ۱ واقع در نوک بینی شی B می‌باشد.

لندمارک‌ها، بیش‌ترین داده به کار برده شده در مطالعات ریخت سنجی هندسی می‌باشد که دلیل آن تا حدی به خاطر تعداد زیاد ابزارهای تحلیلی قابل دسترس برای این سری داده‌ها، مخصوصاً برای لندمارک‌های دوبعدی است (Loy and Slice, 2010). نتایجی که توسط این روش به دست می‌آید، مستقیماً به کیفیت لندمارک‌ها بستگی دارد. مجموعه‌ی لندمارک‌های تعریف شده برای نمونه مورد مطالعه، باید در تمام نمونه‌ها موجود باشد حتی اگر یک لندمارک در یکی از نمونه‌ها وجود نداشته باشد، یا باید معادل آن به طور تقریب انتخاب شود یا آن لندمارک باید از تمامی نمونه‌ها حذف گردد.

#### تصاویر دو بعدی و سه بعدی برای آنالیز ریخت سنجی

مختصات لندمارک‌ها می‌تواند دو بعدی یا سه بعدی باشند برای این مجموعه داده‌ها برای استفاده در

های خط سیر پیرامونی (Outline) و نیمه لندمارک-ها (Semi-Landmark) برای گرفتن اطلاعات هندسی از ساختارهای زیستی استفاده می‌کند، تقسیم می‌شوند (Adams et al., 2004). در ریخت‌سنجی سنتی اندازه‌گیری فاصله‌های خطی همبستگی بالایی با اندازه موجود دارد و این تحلیل شکل را مشکل می‌سازد و نمایش گرافیکی نتایج نیز ناممکن است. پیدایش ابزار ریخت سنجی هندسی به همراه کاربرد آمارهای چند متغییره منجر به چیره شدن بر محدودیت‌های ریخت سنجی و تحول در آن شد (Zelditch et al., 2004). در ریخت-سنجی هندسی روش لندمارک پایه، مقایسه بین فرم‌ها بر اساس اطلاعات نقاط لندمارک می‌باشد (Zelditch et al., 2004). بزرگترین مزیت این روش حفظ موقعیت هندسی لندمارک‌ها در آنالیز آن‌ها می‌باشد و این امکان ارائه نتایج به صورت گرافیکی در قالب شبکه‌های تغییر شکل (Deformations Grids) و Wireframe را می‌دهد و تفسیر آن بسیار آسانتر از تفسیر جداول ضرایب عددی در روش ریخت سنجی سنتی می‌باشد.

#### لندمارک

در روش ریخت‌سنجی هندسی لندمارک-پایه، مقایسه بین فرم‌ها توسط جمع‌آوری اطلاعات مکان نقاط مجزا که لندمارک نامیده می‌شود، انجام می‌گیرد. لندمارک‌ها، لوکوس‌های (Loci) قابل شناسایی در موجودات هستند که از نظر زیستی از یک موجود به موجود دیگر همولوگ هستند از قبیل ساختارهایی مانند نوک پوزه و محل اتصال بال به بدن (Bookstein, 1991). لندمارک‌ها توسط مختصات دو بعدی  $(x,y)$  و یا مختصات سه بعدی

### ثبت کردن مختصات لندمارک‌ها بر تصاویر

زمانی که تصاویر خوبی از نمونه‌های مورد مطالعه گرفته شد و همچنین لندمارک‌ها بر اساس معیارهای بیان شده تعریف گردیدند، مرحله بعد قرار دادن لندمارک‌ها بر روی تصاویر گرفته شده از نمونه‌ها می‌باشد که به این فرایند رقومی سازی لندمارک‌ها اطلاق می‌گردد.

### تغییر شکل داده‌ها

همان‌طور که در قبل گفته شد، روش‌های ریخت سنجی هندسی لندمارک-پایه با جمع‌آوری مختصات‌های دوبعدی و سه بعدی لندمارک‌های قابل تعریف، آغاز می‌گردد و تجزیه و تحلیل مستقیم این مختصات به عنوان متغیر نامناسب می‌باشد، زیرا طبق تعریف کندال (۱۹۷۷) از شکل: زمانی که مکان، مقیاس و چرخش از یک شی حذف گردد، اطلاعات هندسی باقی مانده همان شکل است. بنابراین برای اینکه مقایسه درستی درمورد شکل نمونه‌های مورد مطالعه صورت گیرد باید تفاوت در مختصات‌ها به علت چرخش و انتقال نمونه‌ها در طی جمع‌آوری داده حذف گردد و بعد از حذف این اثرات، ماتریس متغیرهای شکل به دست خواهد آمد (Loy and Slice, 2010) و تمامی تغییرات باقی مانده در مختصات جایگاه لندمارک‌های روی هم-گذاری شده حاوی اطلاعات کامل راجع به تغییر شکل است و به عنوان تفاوت‌های خالص در شکل و مقایسه آماری می‌توانند تجزیه و تحلیل شوند (Klingeberg et al., 2003; Tjark, 2009).

روش‌های روی هم گذاری (Superimposition Methods)، تغییرات غیر شکل در جایگاه لندمارک-ها را بر طبق برخی معیارها حذف می‌کنند. تمامی تکنیک‌های روی هم گذاری شامل سه مرحله زیر می‌باشند:

آنالیزهای ریخت‌سنجی، از تصاویر دیجیتال دو بعدی و سه بعدی استنتاج می‌شوند (Loy and Slice, 2010). لندمارک‌های دوبعدی معمولاً بر روی تصاویر دیجیتال گذاشته می‌شوند، عکس‌ها می‌توانند توسط دوربین‌های دیجیتال یا دوربین‌های فیلمی یا میکروسکپ‌های دیجیتال گرفته شوند (Loy and Slice, 2010). مزیت کار با لندمارک‌های دو بعدی این است که به راحتی از تصاویر دیجیتال توسط نرم افزارهایی مانند TPSdig که به راحتی در دسترس هستند، رقومی می‌شوند (Slice, 2007; Mitteroecker and Gunz, 2009).

لندمارک‌های سه بعدی تمامی اطلاعات شکل را حفظ می‌کند (Bookstein, 1991) و این مطلب به خصوص درمورد ساختارهای سه بعدی مانند مجسمه صدق می‌کند. با وجود این مزیت، این گونه لندمارک‌ها با برخی محدودیت‌ها روبرو هستند (Loy and Slice, 2010). مختصات سه بعدی می‌تواند از عکس‌های سه‌بعدی گرفته شده توسط اسکنرهای رقومی‌کننده سه بعدی (3D digitizer)، MR (Computer Tomography) و CT (Magnetic Resonance) ثبت شوند. در روش سه-بعدی، زمان زیادی صرف جمع‌آوری داده می‌شود و همچنین دارای محدودیت‌هایی در زمینه ثبت مجدد لندمارک‌ها بر روی نمونه‌ها برای اصلاح خطاها و ثبت لندمارک‌های جدید می‌باشد. این ابزارها، گران قیمت هستند و در مکانی که جمع‌آوری داده انجام می‌گیرد قابل دسترس نیستند (Loy and Slice, 2010). همچنین، روش‌های آماری برای تجزیه و تحلیل این قبیل داده‌های اضافی (سطح‌ها و حجم-ها) در مراحل آغازی‌شان هستند. بنابراین اکثر مطالعات در زمینه ریخت سنجی هندسی با کمک داده‌های دو بعدی انجام می‌گیرد.

این سؤال بله یا خیر است که توسط آزمون‌های آماری به دست می‌آید. تجزیه و تحلیل آماری در ریخت سنجی هندسی با استفاده از مختصات شکل پراکراست انجام می‌شود و از چندین جنبه از روش-های ریخت‌سنجی سنتی متفاوت است. در ریخت سنجی سنتی، آمارهای چند متغیره برای یک مجموعه از اندازه گیری‌ها شامل فاصله‌ها، نسبت فاصله‌ها و زاویه، حجم و غیره به کار برده می‌شود. این قبیل متغیرها اغلب واحد مشترک ندارند. تجزیه و تحلیل آماری در این روش معمولاً بر روی ماتریس همبستگی استوار است. در ریخت‌سنجی هندسی تمامی متغیرهای شکل دارای واحدهای مشابه هستند. بنابراین تجزیه و تحلیل بر روی ماتریس کوواریانس استوار است و یک معیار اندازه‌ای (متریک) خوب تعریف شده (اندازه پراکراست) وجود دارد (Mitteroecker and Gunz, 2009). روش‌های آماری برای داده‌های شکل دو بعدی و سه بعدی مشابه می‌باشد و تنها ممکن است که نوع نمایش متفاوت باشد (Mitteroecker and Gunz, 2009).

همچنین بسته به نوع تجزیه و تحلیل داده‌ها، ایجاد گرافیک‌هایی برای مصورسازی تنوع‌های ریختی مربوط به موجودات تحت مطالعه در روش ریخت-سنجی هندسی امکان‌پذیر می‌باشد. برای مثال، این مصورسازی‌ها می‌توانند تغییرات ریختی در پاسخ به شرایط محیطی، تأثیر ژن‌های خاص یا تغییرات انتوژنیک یا فردزایی در ارتباط با رشد باشند. این مصورسازی‌ها در روش‌های ریخت‌سنجی، به راحتی توسط محقق زیست‌شناس قابل تفسیر باشد، می‌باشد.

### جمع بندی

روش ریخت سنجی هندسی روشی نوین می‌باشد که لندمارک گذاری‌ها و کلیه آنالیزهای داده‌ها با

۱- تعیین فرم‌های میانگین در یک جهت مخصوص و نامیدن آن به عنوان شکل مرجع

۲- انتقال و چرخش فرم‌های میانگین به طوری که با شکل مرجع تطبیق پیدا کنند.

۳- بررسی میزان و جهت تفاوت بین فرم‌ها در هر لندمارک

### متغیرهای شکل

زمانی که تجزیه و تحلیل آماری با هدف مقایسه شکل‌ها انجام می‌گیرد، متغیرهای شکل مورد نیاز است. متغیرهای شکل در مکان، جهت و سائز یکسان هستند، بنابراین مختصات لندمارک‌های روی هم گذاری شده متغیرهای شکل هستند و مختصات خام اصلی (ابتدایی) متغیر شکل نیستند. از متغیرها می‌توان در انواع آزمون‌های چندمتغیره برای تعیین مقدار و ساختار کوواریانس و تفاوت‌های گروهی استفاده کرد (Slice, 2007).

### تجزیه و تحلیل متغیرهای شکل

زمانی که متغیرهای شکل به دست آمد، باید مجموعه متغیرها را برای پیدا کردن نظم و ساختارها (شباهت‌ها، تفاوت‌ها و گروه‌بندی) تجزیه و تحلیل شوند. که اساساً با استفاده از آزمون‌های آماری چند متغیره انجام می‌شوند که از آن‌ها می‌توان تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA)، مقیاس‌گذاری چندبعدی پارامتریک (NMDS)، تحلیل عاملی (FA)، رگرسیون چندمتغیره، حداقل مربعات جزئی (PLS)، و تجزیه واریانس (ANOVA) را نام برد (Baltanas and Danielopol, 2011). از آنجا که هر لندمارک دو بعد  $(x,y)$  یا سه بعدی  $(x,y,z)$  دارد، تجزیه و تحلیل‌های آماری لزوماً چند متغیره هستند.

هنگامی که مختصات شکل (متغیرها) را به دست آوردیم، می‌توانیم به سؤالات خود مانند آیا این نمونه‌ها در شکل متفاوت هستند؟ پاسخ دهیم. پاسخ

می شوند خطرناک است و این موضوع باید برای هر محقق مهم باشد. بنابراین قبل از استفاده از این برنامه‌ها برای آنالیزهای زیست سنجی، باید اساس و تئوری روش ریخت سنجی هندسی را دانست. مواردی که در این مقاله ارائه شده است می‌تواند شروع خوبی برای درک مفاهیم مورد نیاز ریخت-سنجی هندسی باشد.

استفاده از نرم افزارها به آسانی انجام می‌شود. این برنامه‌ها اگرچه سبب صرفه جویی در زمان و هزینه می‌شوند اما از سویی دیگر به علت دسترسی آسان به برنامه‌های ریخت سنجی، آنالیزهای ریخت سنجی با درک کمی از پایه ریاضی یا استدلالی از روش انجام می‌شود که این موضوع نه تنها برای روش ریخت سنجی هندسی بلکه برای تمامی مباحث علمی که توسط برنامه‌های کامپیوتری مختلف آنالیز

### منابع

- Mitteroecker, P., Gunz, P., 2009. Advances in Geometric Morphometrics. *Evolutionary Biology*. 36: 235-247.
- Richtsmeier, J.T., Deleon, B., Lele, V., Subhash, R., 2002. The promise of geometric morphometrics. *American Journal of Physical Anthropology*. 119: 63-91.
- Rohlf, F.J., 1998. On application of geometric morphometric to studies of ontogeny and phylogeny. *Systematic Biology*. 47:147-158
- Rohlf, F.J., 2002. Geometric morphometrics and phylogeny. In *Morphology, Shape and Phylogeny* 175–193. Taylor & Francis.
- Slice, D.E., 2007. Geometric morphometrics. *Annual Review of Anthropology*, 36: 261-281.
- Slice, D.E., Bookstein, F.L., Marcus, L.F., Rohlf, F.J., 2001. A Glossary Geometric Morphometrics. <http://www.life.bio.cunysb.edu/morph/glossary>.
- Adams, D.C., Rohlf, F.J., Slice, D.E., 2004 . Geometric morphometrics: Ten years of progress following the 'Revolution'. *Italian Journal of Zoology*. 71: 5-16.
- Bookstein, F.L., 1991. *Morphometric tools for landmark data: geometry and biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kendall, D., 1977. The diffusion of shape. *Advances in Applied Probability*. 9: 428–430.
- Klingenberg, C.P., Barluenga, M., MEYER, A., 2003. Body shape variation in cichlid fishes of the *Amphilophus citrinellus* species complex. *Biological Journal of the Linnean Society* 80:397–408.
- Loy, A., Slice, D.E., 2010. Image data banks and geometric morphometrics Tools for Identifying Biodiversity: Progress and Problems. 243-248.

Zelditch, M.L., Swiderski, D.L., Sheets, H.D., Fink, W.L., 2004. Geometric Morphometrics for biologists: a primer. London: Elsevier Academic Press.

Tjarks, H., 2009. Geometric morphometric analysis of head shape in *Thamnophis elegans*. A thesis presented to the faculty of California State University, Chico. 1-30.

## مروری



## جایگاه اخلاق در محیط زیست

سحر بهرکاب<sup>۱\*</sup>

<sup>۱</sup> دانشجوی کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

نویسنده مسئول: سحر بهرکاب  
ایمیل: sahar\_behrekab@yahoo.com

## مقدمه

تقریباً روزی نیست که اخبار جدیدی از نوعی مشکل محیط زیستی به گوشمان نرسد. وجود آسمان دود آلود، رودخانه‌های آلوده، گونه‌های رو به نابودی جانوران و تخریب جنگل‌ها یعنی این که در این کره‌ی خاکی همواره یک جای کار اشکال دارد. بسیاری از مردم ادعا می‌کنند که آمادگی حفاظت از محیط زیست را دارند، اما بیشتر آن‌ها به محض اینکه ناچار می‌شوند در این رابطه تغییری در عادت‌های‌شان صورت دهند، حرف خود را پس می‌گیرند. اگر هوا، منابع آب، خاک و حتی غذایمان آلوده هستند، به عملکرد خودمان بر می‌گردد. پس اگر نمی‌خواهیم خودمان و کودکانمان را به نابودی بکشانیم، زمان آن رسیده است که به پیامدهای کارهای روزمره خود بیندیشیم (اشرفی و بهزاد نسب، ۱۳۸۵).

بروز بحران‌های محیط زیستی موجب طرح این پرسش شده است که آیا محیط زیست می‌تواند ادامه رفتار فعلی انسان‌ها را دوام بیاورد؟ هر روز بر

این آگاهی افزوده می‌شود که نمی‌توان همانند گذشته به مصرف منابع جهان ادامه داد و نشانه‌های تنگنای محیط زیستی در همه جا آشکار شده است. اگرچه ارائه آمار و اطلاعات پیرامون وضعیت محیط زیست لازم است اما، بیش از این که به اطلاعات علمی درباره خسارات وارد شده به زمین نیاز باشد، به توافقی درباره چگونگی رفتار نسبت به این سیاره نیاز است. در این شرایط، انسان باید به این پرسش سخت پاسخ گوید که هنگامی که افراد خواهان به حداکثر رساندن سود خود هستند چگونه می‌توان از بهره‌برداری بیش از حد و تخریب منابع طبیعی جلوگیری کرد؟ در واقع چالش موجود، چگونه زندگی کردن بر روی زمین نیست بلکه، قبولاندن این چگونگی به افراد است. در این راستا، می‌توان به بیانیه هشدار دانشمندان به بشریت در سال ۱۹۹۲، اشاره کرد که در آن بیش از ۱۰۰۰ دانشمند از ۷۲ کشور و از جمله ۱۰۵ برنده جایزه نوبل، با انتشار نامه‌ای اعلام نمودند که برای توجه به زمین، اخلاق و شیوه نگرش جدیدی لازم است. این اخلاق می‌باید حرکت عظیمی را برانگیزد و رهبران، حکومت‌ها و انسان‌های بی‌میل را وا دارد که تغییرات لازم را ایجاد کنند. با درک اهمیت اخلاق در حفاظت از محیط زیست، افراد مختلف سعی کرده اند تا نظریه‌ها و رهیافت‌هایی پیرامون اخلاق زیست محیطی ارائه دهند. از بین آن‌ها می‌توان به لئوپولد، ریگان، کلیکات، تیلور، رولستون و

### چرا اخلاق محیط زیست؟

اخلاق محیط زیستی شاخه‌ای از مطالعات است که تعاملات انسان با محیط غیر انسانی را از منظر اخلاقی بررسی می‌کند. از این رو آنچه مستقیماً مورد توجه اخلاق محیط زیست قرار دارد، بررسی چگونگی رابطه عوامل انسانی آگاه و خود مختار با چیزهای موجود در محیط زیست است. ارتباط ضمنی این مطلب با اخلاق از این قرار است: یک اخلاق آگاه به محیط زیست آن است که این واقعیت را بپذیرد که هر فرد موجود زنده، از هر نوع که باشد، جزء محیط زیست خود آن است و باید به آن در هنگام کارهای خود که احتمال دارد بر آن تأثیر بگذارد توجه کند و اهمیت دهد. لذا اخلاق محیط زیست علاوه بر محیط طبیعی به محیط شهری نیز توجه دارد: با این اساس که انسان چگونه به لحاظ فیزیکی، ذهنی و روحی تحت تأثیر طراحی و مصالح ساختمان‌هایی که در آن زندگی یا کار می‌کند و غیره قرار می‌گیرد. باید دانست که شهر تنها محیط زیست انسان نیست. لذا توجه جامع به محیط زیست، تأثیر آن‌ها را بر حیوان و گیاه نیز مورد توجه قرار می‌دهد. در نتیجه وظیفه‌ی اخلاق محیط زیست ایجاد اصولی بر روابط انسان با طبیعت است. یعنی مسئولیت‌های انسان برای ممانعت از آسیب و حفاظت در مقابل آسیب. هر چند ساده است که اخلاق به تنهایی بتواند ما را از گرداب تباهی زمین، زیستگاهی که تنها خانه‌ی ماست، نجات دهد. چون علاوه بر اخلاق مجموعه عواملی از قبیل قوانین، تدابیر اقتصادی، فنی و علمی و همچنین بسط آموزش‌های همگانی نیز وجود و ضرورت دارند، اما آنچه اخلاق را از سایر این تدابیر متمایز می‌سازد، دو چیز است:

نائس اشاره کرد. این افراد با بیان ضرورت بسط جایگاه اخلاقی به سایر موجودات، هرکدام به نوعی از اخلاق زیست محیطی معتقدند که در آن، برخی از گونه‌ها و یا اجزای زیست بوم و یا کل زیست بوم، از جایگاه اخلاقی برخوردارند. برای مثال، ریگان، با طرفداری از زیست محوری، آن نوع اخلاق محیط زیستی را پیشنهاد می‌دهد که می‌توان آن را موضعی قوی در حمایت از حیوانات دانست. در مقابل، لئوپولد با ارائه اخلاق زمین، معتقد به نوعی اخلاق زیست بوم محور است که در آن، رفتاری با محیط زیست درست است که به حفظ انسجام، ثبات و زیبایی زمین کمک کند. اگرچه تلاش‌های انجام شده در ارائه نظریه‌ها و رهیافت‌های اخلاق زیست محیطی، در جای خود با ارزش‌اند، اما جهان همچنان نیازمند نظریه‌ای جامع در این رابطه است (عابدی سروستانی و همکاران، ۱۳۸۶).

ارزش‌گذاری محیط زیست را می‌توان بر مبنای چهار دسته از توجیهات مختلف پایه‌گذاری کرد که عبارتند از: منفعت طلبانه، اکولوژیکی، زیبا شناختی و اخلاقی. منفعت طلبانه و اکولوژیکی به بقا خود ما و یا با منابع اقتصادی ما پیوند دارند. بحث زیبا شناختی به درک ما از زیبایی طبیعت مربوط می‌شود (اردکانی، ۱۳۸۸) و اما توجیه اخلاقی که مورد نظر ماست بر این مبنا استوار است که سایر موجودات نیز حق دارند و مسئولیت اخلاقی ما حکم می‌کند که به ادامه حیاتشان کمک کنیم. توجیه اخلاقی به تمام موجودات زنده، اکوسیستم‌ها و حتی اشیاء بی‌جان نیز توجه دارد و حق نسل‌های آینده را نیز در نظر می‌گیرد (کریم زادگان، ۱۳۸۲).

رعایت برخی نظام های طبیعی، شامل اجزاء حیاتی و غیر حیاتی قابل تعریف است (پرمن یوما و مک گیل ری، ۱۳۸۲).

از نظر انسان‌گراها حفظ تنوع زیستی مهم می‌باشد، زیرا برخی مواقع معلوم می‌شود که یک گونه گیاه نه چندان چشمگیر خصوصیات داروئی دارد. مثلاً گیاه پرپوش قرمز درمان بیماری سرطان‌های لنفوتیک کودکان را فراهم می‌آورد یا یک ماده‌ی شیمیایی در بزاق زالو لخته‌های خون را در حین جراحی حل می‌کند (Wilson, 1994). در نتیجه از نظر انسان گراها حفظ تنوع زیستی مهم است زیرا منافع برای انسان‌ها دارد. اما برخی از طرفداران حفظ طبیعت ادعا می‌کنند که مراقبت ما از تنوع زیستی باید مستقل از منافع آن برای بشر باشد و ما به آن‌ها توجه می‌کنیم به خاطر خود آن‌ها نه به خاطر منافع انسانی.

### منافع اقتصادی

در مورد ارزش های محیط زیست دو بحث جداگانه مطرح است. یکی بحث فکری و دیگری بحث راهبردی. اولین بحث به وضعیت درست اخلاقی نسبت به طبیعت مربوط می‌شود و بحث دوم در ارتباط با این نکته است که کدام وضعیت اخلاقی یا کدام اصول و مبانی اخلاقی در حفظ گونه‌ها و اکوسیستم‌های طبیعی مؤثرتر واقع می‌شود. طرفداران محیط زیست به بحث دوم پرداخته و نسبت به اصول سیاست زیست محیطی رویکرد عمل گرایانه در پیش گرفته‌اند (Norton, 1989). با کمک بحث راهبردی، حفظ تنوع زیستی می‌تواند به دو طریق صورت گیرد. یک روش، کوشش در جهت حفظ تنوع زیستی می‌تواند قرار دادن محدودیت‌هایی بر استفاده از زیستگاه‌ها باشد. این کار اغلب از

اول آن که اخلاق مجموعه‌ای از معیارها، هم درونی و هم اجتماعی، را به عمل در می‌آورد که در عام‌ترین شکل خود بر کلیه‌ی روابط انسان با هستی نظارت دارد. و دیگر آن که در خلوت ما، آنجا که ممکن است هیچ یک از سایر تدابیر پیش گفته در بازداشتن ما از یک رفتار ناشایست کارساز نباشند، اخلاق همچنان در عمل است (Benson, 1929). حفاظت از تنوع زیستی از نظر دو دیدگاه ۱- مباحث اخلاقی ۲- منافع اقتصادی اهمیت دارد.

### مباحث اخلاقی

در اینجا یک تمایز اساسی بین دو نظام اخلاقی مهم، یعنی فلسفه اخلاقی انسان گرایی (humanist philosophy) (اصالت انسان) و فلسفه اخلاقی طبیعی (naturalist moral philosophy) (طبیعت گرایی) وجود دارد. در فلسفه‌ی انسان گرایی حقوق و تکالیف، تنها به جوهر و شخصیت وجودی انسان‌ها چه بصورت فردی و اجتماعی مربوط می‌شود. هرچند ممکن است انسان‌ها مایل به رعایت و ملاحظه سایر موجودات و گونه‌های حیاتی باشند ولی سایر موجودات غیر از انسان هیچ حقوق یا مسئولیتی ندارند (پرمن یوما و مک گیل ری، ۱۳۸۲).

### فلسفه‌ی طبیعت گرایی

اخلاق در نظر کسانی که معتقد به اصالت طبیعت هستند این امتیاز و یا تقدم جوهر و شخصیت وجودی انسان بر سایر موجودات را رد می‌کند. در این چارچوب اخلاقی، ارزش‌ها از جوهره وجودی انسان سرچشمه نمی‌گیرد هیچ نوع پایه روانشناسی انسان وجود ندارد، هیچ پناهگاه اختصاصی برای انسان وجود ندارد. در مقابل حقوق تنها با ملاحظه و

یا دیدن یک درنای کمیاب را ارج می نهد، در واقع ارج نهادن او فقط به آن گونه محدود نیست، بلکه تمامی بافت زنده‌یی را که آن گونه‌ها بدان وابسته‌اند نیز ارج می‌نهد (Norton, 1989).

### منابع

- اردکانی، م. ر. ۱۳۸۸. اکولوژی. انتشارات دانشگاه تهران. ۳۴۰ صفحه.
- اشرفی، م. و بهزاد نسب، م. ۱۳۸۵. حفاظت از محیط زیست مرکز آموزش سازمان فرهنگی هنری شهرداری تهران. ۶۴ صفحه.
- کریم زادگان، ح. ۱۳۸۲. مبانی اقتصاد محیط زیست. انتشارات نقش مهر. ۲۱۶ صفحه.
- عابدی سروستانی، ا.، منصور، و. و محقق داماد، م. ۱۳۸۶. ماهیت و دیدگاه های اخلاق زیست محیطی با تأکید بر دیدگاه اسلامی. فصلنامه‌ی اخلاق در علوم و فناوری، سال دوم، شماره های ۱ و ۲. صفحات ۵۹-۷۲.
- پرمن یوما، ر. و مک گیل ری، ج. ۱۳۸۲. اقتصاد محیط زیست و منابع طبیعی. ترجمه ی حمید رضا ارباب. نشر نی. ۴۳۷ صفحه
- دی پیرس، آ. و باتمان، آ. ۱۳۷۴. اقتصاد محیط زیست. ترجمه ی سیاوش دهقانپان و عوض کوچکی و کلاهی اهری. انتشارات دانشگاه فردوس مشهد. ۷۲۸ صفحه.
- Benson, j. 1929. Environmental Ethics: An introduction with readings.
- Norton, B.G. 1989. The Cultural Approach to Conservation Biology. in David Western and Mary C. Pearl (eds), Conservation for the Twenty-first century, Oxford University Press, 241-6.
- Wilson, E. 1994. The Diversity of Life. Penguin, 327-35.

طریق اعلام این نواحی به عنوان پارک‌های ملی انجام می‌گیرد و سراسر دنیا رده بندی‌های متعددی برای چنین مناطقی وجود دارد. طریقه‌ی دیگر حفظ تنوع زیستی تشویق به بهره برداری پایدار می‌باشد. این بدان معنی است که از مواهب طبیعی طوری بهره‌برداری شود که ذخایر آن‌ها کاهش نیابد و بر توانایی آن‌ها ضرری نرسد.

طرفداران حفاظت علاقه‌ای به ایده‌ی بهره‌برداری ندارند. در عمل، آن‌ها احساس می‌کنند که هرگونه بهره‌برداری نهایتاً منجر به نابودی تنوع زیستی خواهد شد زیرا مردم نمی‌توانند امانت دار منابع طبیعی باشند. اما طرفداران بهره‌برداری پایدار به رشد جمعیت و توسعه اقتصادی در سطح جهان، اشاره می‌کنند و به نظر آن‌ها حفظ تنوع زیستی باید از لحاظ اقتصادی سودمند و برای تضمین حفاظت از آن انگیزه‌های وجود داشته باشد (دی پیرس و همکاران، ۱۳۷۴).

به باور ما تأکید بر ارزش مشارکتی گونه‌های وحشی حائز اهمیت است. اقتصاد دانانی که سعی دارند گونه‌ها را براساس ارزش تجاری و سایر ارزش‌های اقتصادی آن‌ها بسنجند و طرفداران محیط زیست که بر ارزش فرهنگی- زیبا شناختی گونه‌ها تأکید می‌ورزند هر دو ارزش مشارکتی آن‌ها را دست کم می‌گیرند. گونه‌ها در انزوا زندگی نمی‌کنند، بلکه اکثر آن‌ها به عنوان بخش‌های مهم اکوسیستم‌ها عمل کرده و لذا در تأمین و تدارک سایر گونه‌ها مشارکت دارند و سهم خود را در این زمینه ادا می‌کنند. اگر کسی یک گونه علف گندمی را به آن خاطر ارزش می‌نهد که آن علف فرصتی برای ایجاد یک نوع ذرت چند ساله‌ی دو رگه فراهم می‌آورد، و

## معرفی نرم افزار



## مارکسان، نرم افزاری برای برنامه‌ریزی حفاظت

بهاره خرازی باهری<sup>۱\*</sup>

<sup>۱</sup> دانشجوی کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران.

نویسنده مسئول: بهاره خرازی باهری

ایمیل: baharehbaheri@ut.ac.ir

## مقدمه

مناطق حفاظت شده اراضی نسبتاً وسیع و با ارزش حفاظتی بالا هستند که با هدف حفظ و احیای رویشگاه‌های گیاهی و زیستگاه‌های جانوری انتخاب می‌شوند و طی فرآیند زون بندی، محدوده مناطق حفاظت شده متناسب با توان اکولوژیکی و اقتصادی - اجتماعی، برای کاربری‌های مجاز پهنه بندی شده و واحدهای برنامه‌ریزی (زون‌ها) شکل می‌گیرند (معیری، ۱۳۹۴).

اگرچه در حالت ایده آل کل یک کشور باید به شکل درجات مختلف حفاظتی باشد و سایر کاربری‌ها در متن حفاظت انجام شوند اما به طور معمول این امکان وجود ندارد و ما نمی‌توانیم تمام مکان‌های در برگیرنده تنوع زیستی را حفاظت کنیم، بنابراین مجبور به اولویت بندی این مناطق هستیم. این مناطق منتخب باید حداقل دو ویژگی داشته باشند. آن‌ها باید نمونه‌ای از تنوع زیستی منطقه‌ای باشند که در آن واقع شده‌اند و همچنین باید تنوع زیستی را از فرآیندهایی که پایداری آن را تهدید می‌کند، جدا کنند. آنچه اهمیت دارد این است که چگونه می‌توان بیشتر شروط و پارامترها را در

نظر گرفت و مجموعه‌ای از مناطق را برای حفاظت انتخاب کرد که بیش‌ترین، کامل‌ترین، جامع‌ترین، یکپارچه‌ترین و پیوسته‌ترین بخش‌های طبیعت تا حد امکان به این کار اختصاص یابد (سلمان ماهینی، ۱۳۸۸). به همین منظور در سال‌های اخیر، روش‌های زیادی برای کمک به انتخاب نواحی تحت حفاظت جدید که دربرگیرنده معیارهای تنوع زیستی‌اند توسعه داده شده است (Pearce et al., 2008). مارکسان (Marxan) پر استفاده‌ترین نرم افزار برنامه‌ریزی حفاظتی دنیا برای حل مشکلات پیچیده برنامه‌ریزی حفاظتی در سیمای سرزمین است. مارکسان یک ابزار تصمیم‌گیری است که زون‌بندی مناطق جغرافیایی را برای حفاظت تنوع زیستی انجام می‌دهد (Watts et al., 2009).

طراحی این نرم افزار در ابتدا برای حل یکی از مشکلات طرح‌ریزی شبکه حفاظتی به نام حداقل مجموعه مسئله با هدف دستیابی به حداقل سطح نماینده عوارض تنوع زیستی با کمترین هزینه ممکن، بوده است. با دادن اطلاعات جامع و قابل قبول در مورد گونه‌ها، زیستگاه‌ها و سایر خصوصیات مربوط به تنوع زیستی، مارکسان به شناسایی یک سیستم حفاظتی کمک می‌کند. به طوری که این سیستم تمام اهداف تنوع زیستی تعریف شده توسط کاربر را با کمترین هزینه برآورد می‌کند. هزینه مورد استفاده می‌تواند هر نوع هزینه اقتصادی، اجتماعی و بوم‌شناختی و یا ترکیبی از آن‌ها باشد که توسط کاربر تعیین می‌شود (Ball & Possingham, 2000).

زیرا علاوه بر اینکه مدیریت آن‌ها نسبت به شبکه‌ها و چندضلعی‌ها آسان‌تر است، کل فرآیندها و خدمات اکوسیستم‌های حوزه آبخیز را شامل می‌گردند. در طول اجرای نرم افزار مارکسان، هر واحد برنامه‌ریزی بر این اساس که آیا می‌تواند شامل شبکه مناطق حفاظت شده باشد یا خیر ارزیابی خواهد شد.

۲- لایه‌های پراکنش گونه‌ها ( Species

Distribution Map): لایه‌های توزیع و پراکنش گونه‌ها تصاویری بولین هستند که ارزش یک در آن‌ها اشاره به موقعیت‌هایی است که گونه در آن‌ها حضور دارد و صفر مکان‌هایی که گونه در آن جا حضور ندارد.

۳- لایه وضعیت واحدهای برنامه‌ریزی ( Planning

Unit Tenure یا Planning Unit Status): این لایه تعیین می‌کند کدام مکان‌ها برای انتخاب در یک سیستم ذخیره نهایی موجود هستند. در این نقشه موقعیت یگان تعیین کننده وضعیت یگان در فرایند انتخاب شبکه حفاظتی جدید است. این مقدار برای هر یگان می‌تواند یکی از ارزش‌های بیان شده در زیر باشد.

صفر : انتخاب یا عدم انتخاب یگان در تمام تکرارها تصادفی است.

یک : یگان در اولین تکرار انتخاب می‌شود ولی انتخاب یا عدم انتخاب آن در تکرارهای بعدی و شبکه منتخب نهایی تصادفی است.

دو : حضور یگان در تمامی تکرارها ثابت است. یگان در اولین تکرار انتخاب می‌شود و تا شبکه منتخب نهایی حذف نمی‌شود.

هزینه انتخاب منطقه ممکن است هر نوع هزینه اقتصادی، اجتماعی و بوم‌شناختی یا ترکیبی از آن‌ها باشد. البته باید توجه داشت که سایر هزینه‌های جایگزین مانند فاصله از جاده‌ها و مناطق تمرکز جمعیت انسان، از طریق دخالت در مدل‌سازی زیستگاه گونه‌ها، به طور غیر مستقیم در انتخاب نهایی مناطق مناسب حفاظت دخالت داده خواهند شد (مهری و همکاران، ۱۳۹۳).

## تاریخچه

مارکسان یک نرم افزار برنامه‌ریزی برای انتخاب مناطق حفاظت شده است که در ابتدا توسط Ian Ball و Huge Possingham در سال ۲۰۰۰ در دانشگاه Queensland نوشته شد. این نرم افزار حاصل پایان نامه دکترای Ian Ball تحت نظارت پروفسور Possingham بوده و در مراحل اولیه، SPEXAN، نامیده می‌شد که ترکیبی از کلمات Spatially Explicit Annealing می‌باشد. مارکسان به عنوان یک نسخه اصلاح شده از SPEXAN برای پاسخ‌گویی به نیاز سازمان برنامه‌ریزی دریایی سد بزرگ مرجانی در سال ۲۰۰۲-۲۰۰۳ توسعه داده شد (Director of the Ecology Centre, 2008).

## لایه های مورد نیاز

۱- نقشه واحدهای برنامه‌ریزی ( Planning Unit

Map): این نقشه یک نقشه پایه است که برای تخصیص زمین به منظور تعریف مناطق حفاظت شده استفاده خواهد شد. کاربر شکل و اندازه یگان‌های برنامه‌ریزی را مشخص می‌کند. واحد برنامه‌ریزی می‌تواند دارای ساختار شبکه، شش ضلعی و یا واحدهای هیدرولوژیک باشد که توصیه می‌شود از واحد-های هیدرولوژیک به این منظور استفاده شود.

سه : یگان در هیچ یک از تکرارها انتخاب نمی‌شود.

۴- لایه هزینه سرزمین (Land Cost Layer):

این لایه هزینه شمول واحد برنامه‌ریزی را در شبکه مناطق حفاظت شده تعیین می‌کند. به عنوان مثال هزینه خریداری زمین. این لایه اختیاری است و اگر استفاده نشود هزینه برابر با اندازه لایه های برنامه‌ریزی خواهد بود.

این نرم افزار علاوه بر تصاویر ورودی به پارامترهایی نیز نیاز دارد که عبارتند از:

۱- هدف (Target): حداقل مقداری از هر معیار

است که باید مورد حفاظت قرار گیرد. واحد هر یک از اهداف حفاظتی تعریف شده برای معیارهای حفاظتی متفاوت است و می‌تواند به صورت حداقل مساحت، درصدی از هر تیپ پوشش گیاهی و یا زیستگاه هر گونه که بهتر است مورد حفاظت قرار بگیرد، تعیین شود. مقدار این اهداف اغلب اختیاری است و در منابع مختلف از ۳۳٪ تا ۹۹٪ تخمین زده شده است.

۲- جریمه عدم دستیابی به اهداف (Species

Penalty Factor): SPF که برای هریک از معیارها تعریف می‌شود، ضریبی است که براساس آن در صورتی که هدف تعیین شده برای معیارها حاصل نشود، هزینه‌ای به تابع هدف اضافه می‌شود و هزینه نهایی انتخاب منطقه را افزایش می‌دهد. هرچه میزان SPF برای یک معیار بیشتر باشد، مارکسان تأکید بیشتری برای دستیابی به هدف تعیین شده برای آن معیار خواهد داشت. بنابراین

معیارهایی با اهمیت حفاظتی بالاتر مانند گونه‌های در خطر و یا زیستگاه‌های حساس باید میزان SPF بیشتری را شامل شوند. برای تنظیم این میزان پیشنهاد می‌شود که نرم افزار را با یک ارزش یکسان برای همه گونه‌ها در ابتدا اجرا کنید و سپس نتایج را ارزیابی کنید. در صورت برآورده نشدن اهداف، این میزان SPF را با ضریبی از دو افزایش دهید تا تمام اهداف شما برآورده شوند.

۳- فایل طول مرز (Length File Boundary):

این فایل اختیاری است و تنظیم کننده میزان تکه‌تکه شدگی لکه‌های انتخاب شده برای حفاظت است. چنانچه فشردگی شبکه مناطق حفاظت شده اهمیت داشته باشد، این گزینه انتخاب می‌شود.

۴- تعداد تکرار: تعیین کننده تعداد دفعاتی است

که روش در هر بار اجرای نرم افزار تکرار می‌شود. در هر تکرار یک راه حل جدید تولید می‌شود و تعدادی از یگان‌ها به عنوان حفاظت شده معرفی می‌شوند. تعداد تکرارها براساس آزمون و خطا در طول اجرای نرم افزار تعیین می‌شود.

۵- فاکتور تعدیل کننده طول مرز (Boundary

Length Modifier): این فاکتور در ارتباط با طول مرز موثر بین یگان‌های برنامه‌ریزی است و میزان تأکید بر کاهش طول مرز لکه‌های حفاظتی را تعیین می‌کند. با افزایش مقدار این تأکید بر کاهش طول مرز افزایش می‌یابد و اهداف حفاظتی در تعداد کمتری از لکه‌های بزرگتر ملاقات خواهند شد.

## منابع

سلمان ماهینی، ع. ۱۳۸۸. شالوده حفاظت محیط زیست. راه دانش سبز، ۳۳۷ص.

معیری، م. ۱۳۹۴. مقایسه نرم افزارهای Arc GIS و Marxan در زون بندی منطقه حفاظت شده ملوسان. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه گیلان، دانشکده منابع طبیعی صومعه سرا.

مهری، آ.، سلمان ماهینی، ع.، میرکریمی، ح.، رضایی، ح.ر. ۱۳۹۳. مقایسه کارایی سه الگوریتم هوشمند رایان های در انتخاب مناطق مناسب حفاظت (مطالعه موردی: استان مازندران). محیط شناسی، دوره ۴۰، شماره ۱، صفحه ۱-۱۶.

Ball, I., Possingham, H. 2000. Marxan tutorial. Director of the Ecology Centre, 2008. Brief History of Marxan. The University of Queensland, Brisbane, Australia.

Pearce, J. L., Kirk, D. A., Lane, C. P., Mahr, M. H., Walmsley, J., Casey, D., Muir, J. E., Hannon, S., Hansen, A. and Jones, K. 2008. Prioritizing avian conservation areas for the Yellowstone to Yukon Region of North America, Biological Conservation, 141 (4): 908-924.

Watts, E.M., R. Ball, I., S. Stewart, R., J. Klein, C., Wilson, K., Steinback, Ch., Lourival, R., Kircher, L., Possingham, H.P. 2009. Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. Environmental Modelling & Software (2009), 1-9.

۶- هزینه آستانه (threshold cost): در فایل پارامتر ورودی همچنان می توان یک هزینه آستانه برای انتخاب منطقه تعیین کرد. این پارامتر باعث می شود هزینه کلی مجموعه از یک میزان مشخص فراتر نرود.

## جمع بندی

با توجه به مطالب بیان شده و قابلیت های موجود در نرم افزار مارکسان به نظر می رسد استفاده از این نرم افزار در مطالعات برنامه ریزی حفاظت، زون بندی و انتخاب مناطق حفاظت شده و دیگر برنامه ریزی های حفاظتی کمک شایانی را به محققان در زمینه حفاظت داشته باشد. با توجه به مطالعات صورت گرفته با استفاده از این نرم افزار و مقایسه آن با نرم افزارهای دیگر به نظر می رسد در آینده شاهد استفاده هرچه بیشتر این نرم افزار در مطالعات حفاظتی باشیم. همچنین یافته های پژوهشی جدید در زمینه نرم افزار مارکسان یک افزونه جدیدی را به این نرم افزار اضافه نموده است که با استفاده از آن می توان در تصمیم گیری های حفاظتی مختلف مانند طرح ریزی کاربری اراضی، مناطق دریایی، شهری و منطقه ای و همچنین برای پشتیبانی از سیستم های تصمیم گیری گروهی که در برگیرنده ذینفعان چندگانه است، استفاده نمود.

## ویژه



## ابلاغ سیاست های کلان محیط زیست توسط رهبر معظم انقلاب

۳- اصلاح شرایط زیستی به منظور برخورداری ساختن جامعه از محیط زیست سالم و رعایت عدالت و حقوق بین نسلی.

۴- پیشگیری و ممانعت از انتشار انواع آلودگی های غیرمجاز و جرم انگاری تخریب محیط زیست و مجازات مؤثر و بازدارنده آلوده کنندگان و تخریب کنندگان محیط زیست و الزام آنان به جبران خسارت.

۵- پایش مستمر و کنترل منابع و عوامل آلاینده هوا، آب، خاک، آلودگی های صوتی، امواج و اشعه های مخرب و تغییرات نامساعد اقلیم و الزام به رعایت استانداردها و شاخص های زیست محیطی در قوانین و مقررات، برنامه های توسعه و آمایش سرزمین.

۶- تهیه اطلس زیست بوم کشور و حفاظت، احیاء، بهسازی و توسعه منابع طبیعی تجدید پذیر (مانند دریا، دریاچه، رودخانه، مخزن سدها، تالاب، آبخوان زیرزمینی، جنگل، خاک، مرتع و تنوع زیستی بویژه حیات وحش) و اعمال محدودیت قانونمند در بهره برداری از این منابع متناسب با توان اکولوژیک (ظرفیت قابل تحمل و توان بازسازی) آنها بر اساس معیارها و شاخص های پایداری، مدیریت اکوسیستم های حساس و ارزشمند (از قبیل پارک های ملی و آثار طبیعی ملی) و حفاظت از منابع ژنتیک و ارتقاء آنها تا سطح استانداردهای بین المللی.

حضرت آیت الله خامنه ای رهبر معظم انقلاب اسلامی در اجرای بند یک اصل ۱۱۰ قانون اساسی، در نامه ای به روسای قوا، سیاست های کلی محیط زیست را ابلاغ کردند.

به نقل از پایگاه اطلاع رسانی دفتر مقام معظم رهبری، ایجاد نظام یکپارچه ملی محیط زیست، مدیریت هماهنگ و نظام مند منابع حیاتی، جرم انگاری تخریب محیط زیست، تهیه اطلس زیست بوم کشور، تقویت دیپلماسی محیط زیست، گسترش اقتصاد سبز و نهادینه سازی فرهنگ و اخلاق زیست محیطی از جمله محورهای ابلاغیه رهبر معظم انقلاب اسلامی است.

متن سیاست های کلی محیط زیست که پس از مشورت با مجمع تشخیص مصلحت نظام تعیین شده، به این شرح است:

بسم الله الرحمن الرحيم

سیاست های کلی محیط زیست

۱- مدیریت جامع، هماهنگ و نظام مند منابع حیاتی (از قبیل هوا، آب، خاک و تنوع زیستی) مبتنی بر توان و پایداری زیست بوم بویژه با افزایش ظرفیت ها و توانمندی های حقوقی و ساختاری مناسب همراه با رویکرد مشارکت مردمی.

۲- ایجاد نظام یکپارچه ملی محیط زیست.

**۷- مدیریت تغییرات اقلیم و مقابله با تهدیدات**

زیست محیطی نظیر بیابان‌زایی، گرد و غبار بویژه ریزگردها، خشکسالی و عوامل سرایت دهنده میکروبی و رادیواکتیو و توسعه آینده‌نگری و شناخت پدیده‌های نوظهور زیست محیطی و مدیریت آن.

**۸- گسترش اقتصاد سبز با تأکید بر:**

۸-۱ - صنعت کم کربن، استفاده از انرژی‌های پاک، محصولات کشاورزی سالم و ارگانیک و مدیریت پسماندها و پساب‌ها با بهره‌گیری از ظرفیت‌ها و توانمندی‌های اقتصادی، اجتماعی، طبیعی و زیست محیطی.

۸-۲ - اصلاح الگوی تولید در بخش‌های مختلف اقتصادی و اجتماعی و بهینه‌سازی الگوی مصرف آب، منابع، غذا، مواد و انرژی بویژه ترویج مواد سوختی سازگار با محیط زیست.

۸-۳ - توسعه حمل و نقل عمومی سبز و غیرفسیلی از جمله برقی و افزایش حمل و نقل همگانی بویژه در کلان شهرها.

**۹- تعادل بخشی و حفاظت کیفی آب‌های**

زیرزمینی از طریق اجرای عملیات آبخیزداری، آبخوان‌داری، مدیریت عوامل کاهش بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی و تبخیر و کنترل ورود آلاینده‌ها.

**۱۰- استقرار نظام حسابرسی زیست محیطی در**

کشور با لحاظ ارزش‌ها و هزینه‌های زیست محیطی (تخریب، آلودگی و احیاء) در حساب‌های ملی.

**۱۱- حمایت و تشویق سرمایه‌گذاری‌ها و**

فناوری‌های سازگار با محیط زیست با استفاده از ابزارهای مناسب از جمله عوارض و مالیات سبز.

**۱۲- تدوین منشور اخلاق محیط زیست و**

**ترویج و نهادینه سازی فرهنگ و اخلاق زیست محیطی مبتنی بر ارزش‌ها و الگوهای سازنده ایرانی - اسلامی.**

**۱۳- ارتقاء مطالعات و تحقیقات علمی و**

**بهره‌مندی از فناوری‌های نوآورانه زیست محیطی و تجارب سازنده بومی در زمینه حفظ تعادل زیست بوم‌ها و پیشگیری از آلودگی و تخریب محیط زیست.**

**۱۴- گسترش سطح آگاهی، دانش و بینش**

**زیست محیطی جامعه و تقویت فرهنگ و معارف دینی مشارکت و مسئولیت‌پذیری اجتماعی بویژه امر به معروف و نهی از منکر برای حفظ محیط زیست در تمام سطوح و اقشار جامعه.**

**۱۵- تقویت دیپلماسی محیط زیست با:**

۱۵-۱- تلاش برای ایجاد و تقویت نهادهای منطقه‌ای برای مقابله با گرد و غبار و آلودگی‌های آبی.

۱۵-۲- توسعه مناسبات و جلب مشارکت و همکاری‌های هدفمند و تأثیرگذار دوجانبه، چندجانبه، منطقه‌ای و بین‌المللی در زمینه محیط زیست.

۱۵-۳- بهره‌گیری مؤثر از فرصت‌ها و مشوق‌های بین‌المللی در حرکت به سوی اقتصاد کم کربن و تسهیل انتقال و توسعه فناوری‌ها و نوآوری‌های مرتبط.

**منبع:** برگرفته از سایت خبری زیست بوم

**Director-in-Charge:** Sayyad Sheykhi Ilanloo

**Editor-in-Chief:** AnoosheKafash

**Executive Manager:** Bahareh Kharazi Baheri

---

**Editorial Board**

Masoud Yousefi: University of Tehran, Iran

Negin Valizadegan: University of Illinois, United States of America

Parinaz Rashidi: University of Twente, Netherlands

Davood Fadakar: Isfahan University of Technology, Iran

Mostafa Gholipour: Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran

Maryam Yousefi: Shahid Beheshti University, Iran

Neda Behdarvand: Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran

Soror Karimi: Isfahan University of Technology, Iran

---

**Scientific Editor:** Masoud Yousefi

**Editors:** Nariman Askaripour, Sahar Behrekab

**Layout and Design:** Sayyad Sheykhi Ilanloo

---

**Jury Members:**

Lida Davar- Masoud Yousefi- Marzieh asadi- Sayyad Sheykhi Ilanloo- Negin Valizadeghan- Maryam Yousefi- Parinaz Rashidi- Anooshe Kafash- Saleh Mahmoudi.

---

**Address:** University of Tehran, College of Agriculture and Natural Resources - Karaj - Iran

**E-mail:** environment.ut@gmail.com



Office of Cultural Affairs  
College of Agriculture and  
Natural Resources  
University of Tehran

# Biosphere

Volume 10, Number 1, Autumn 2015, Journal of Biosphere, Environmental scientific- Student Association

## **Corridors, important habitat configurations in landscape**

*Shima Malakoutikhah*

## **Study of the effect of some water physic-chemical parameters of Sisakht-Kooh-e Gol wetland on the macro invertebrates biodiversity**

*Pakbaz mohsen, Islam Javedan kherad*

## **Provide measures for rapid assessments of threats to biodiversity in protected areas**

*Zahra Bagheri, Mohammad Kaboli, Sharareh Pourebrahim*

## **Conservation planning in Isfahan province using Environmental Risk Surface**

*Shekoufe Nematollahi, Shima Malakoutikhah, Sima Fakheran, Hossein Moradi*

## **Lizard's fauna of Khuzestan province**

*Anooshe Kafash*

## **A review of wetlands nature and research requirements of International Wetlands of Iran to wisely management**

*Sima Sefidian, Abdolrassoul Salman Mahiny*

## **Analysis classical methods to determine the diet of vertebrates**

*Sayyad Sheykhi Ilanloo, Hamid Reza Rezaei*

## **Keywords and concepts in geometric morphometrics**

*Farzaneh Ghanbari, Sohei IEGdari*

## **Ethics and Environment**

*Sahar Behrekab*

## **MARXAN Conservation Planning Decision Support Software**

*Bahareh Kharazi Baheri*

## **Environmental macro policies**