

بررسی رابطه میان تراکم پوشش گیاهی و جانوران خاکزی در جنگل‌های حاشیه رودخانه کرخه به منظور تعیین حاشیه امن یا ضربه‌گیر رودخانه

شایسته غلامی^{۱*}، عبدالرسول سلمان ماهینی^۲، سید محسن حسینی^۳، جهانگرد محمدی^۴ و احسان صیاد^۱

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۶/۲۴؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۳/۲۷)

چکیده

توزیع مکانی جانداران خاکزی از پوشش گیاهی که یک ساختار موزاییک افقی با شرایط متفاوت خرداقليمی و دسترسی به مواد غذایی ایجاد می‌کند، تأثیر می‌پذیرد. این تحقیق جهت بررسی ارتباط مکانی تراکم پوشش گیاهی و تنوع زیستی جانداران خاکزی در جنگل‌های حاشیه رودخانه کرخه انجام گرفت. تعیین تراکم خام پوشش گیاهی با استفاده از داده‌های سنجش از دور و تفسیر تصاویر سنجنده LISS III ماهواره IRS-P6 و به وسیله شاخص پوشش گیاهی NDVI انجام گرفت. جانداران خاکزی با استفاده از ۲۰۰ نقطه نمونه، روی خط نمونه‌هایی (ترانسکت) موازی با فاصله ۵/۰ کیلومتر از یکدیگر و عمود بر رودخانه نمونه‌برداری شدند. نمونه‌برداری به روش دستی، در قطعات نمونه‌ای به ابعاد ۵۰ سانتی‌متر × ۵۰ سانتی‌متر تا عمق ۲۵ سانتی‌متر صورت گرفت. فراوانی، شاخص‌های تنوع Shannon H، یکنواختی Sheldon، غنای Menhinick و تراکم پوشش گیاهی پس از محاسبه، با استفاده از روش‌های زمین‌آماري مورد تحلیل قرار گرفتند. واریوگرام‌ها کروی بوده و وجود هم‌بستگی مکانی را نشان دادند. دامنه تأثیر برای NDVI، فراوانی، تنوع، غنا و یکنواختی به ترتیب، ۱۹۷۷، ۱۷۲۴، ۱۳۲۶، ۱۸۲۵ و ۱۴۵۰ متر بود. نقشه‌های کریجینگ نشان دادند که شاخص‌ها، الگوی تصادفی ندارند و دارای الگوی پراکنش مکانی هستند. فراوانی و شاخص‌های تنوع زیستی جانداران خاکزی از نظر الگوی مکانی، با شاخص NDVI شباهت بسیار دارند. دامنه تأثیر آنها نزدیک و ساختار مکانی این متغیرها به صورت مدل کروی است. تحلیل هم‌بستگی نیز ارتباط مثبت و ویژگی‌های مورد بررسی جانداران خاکزی با تراکم پوشش گیاهی را تأیید می‌نماید. نتایج این تحقیق می‌تواند برای تعیین حاشیه امن یا ضربه‌گیر اولیه در حفاظت محیط زیست استفاده شود.

واژه‌های کلیدی: الگوی مکانی، شاخص NDVI، جانداران خاکزی، واریوگرام

۱. گروه منابع طبیعی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی

۲. گروه محیط زیست، دانشکده علوم محیط زیست، دانشگاه گرگان

۳. گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور

۴. گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: shaiestegholami@gmail.com

مقدمه

امروزه از میان رویکردهای جدیدی که برای نشان دادن و تفسیر تخریب‌ها و مشکلات ناشی از افزایش جمعیت جهانی، کاهش منابع و کیفیت محیط زندگی بشر به وجود آمده‌اند، موضوع پایداری اکوسیستم از رویکردهای مهمی است که همه سامانه‌ها از مقیاس محلی تا جهانی را در بر می‌گیرد (۲۸). از آنجا که پایداری پوشش گیاهی در جنگل‌های حاشیه رودخانه، نقش حیاتی در حفظ بوم‌سازگان دارد، احیا و مدیریت آن برای پایداری عملکرد بوم‌سازگان ضروری است (۱۶). هم‌چنین، در ارزیابی و آمایش سرزمین لازم است حاشیه امن یا ضربه‌گیر برای رودخانه‌ها تعیین شود. تاکنون برای رودخانه‌ها در ایران مدلی جهت تعیین اندازه این محدوده به‌کار نرفته است و به‌طور معمول کارشناسان و ارزیابان محیط زیست با تقلید از منابع خارجی عدد ۱۰۰ متر را در نظر می‌گیرند (۲۲).

از طرفی برای آگاهی در مورد عملکرد بوم‌سازگان و احیا و مدیریت پوشش گیاهی در این جنگل‌ها، بررسی تنوع زیستی خاک با تمرکز روی جانداران درشت خاکزی که نقش عمده را در عملکرد بوم‌سازگان بازی می‌کنند بهترین گزینه خواهد بود (۱۰). بر اساس تحقیقات، مدیریت مناسب تنوع زیستی خاک، روی تولید و بهبود عملکرد بوم‌سازگان اثر بسیار مهمی دارد (۱۲). مطالعات انجام شده روی الگوی توزیع بی‌مهرگان خاکزی، هنوز به نتایج مشخصی نرسیده است. بنابراین، تحقیقات بیشتر برای ارزیابی فاکتورهای مؤثر روی توزیع این جانداران مورد نیاز است (۹).

جانداران خاکزی، الگوهای پراکنش مکانی پیچیده‌ای در مقیاس‌های مختلف مکانی دارند (۳۴) که توسط عوامل زیادی که در مقیاس‌های مختلف زمانی و مکانی متفاوت‌اند، کنترل می‌شود. از میان عوامل مختلف، پوشش گیاهی به‌علت ایجاد شرایط متفاوت خرداقلیمی و دسترسی به مواد غذایی تأثیر زیادی روی توزیع ارگانسیم‌های خاکزی دارد (۲۴). گیاهان به‌صورت مستقیم و غیرمستقیم برای جانداران یک رویشگاه، منابع غذایی فراهم می‌کنند (۱۳). پوسپیچ و اسکالسکی (۳۳) با

بررسی فاکتورهای مؤثر روی ساختار جمعیت کرم خاکی، به تأثیر تراکم گیاهان روی ساختار این جانداران در مقیاس محلی اشاره می‌کنند. به هر حال، اگر پوشش گیاهی روی تجمع ارگانسیم‌ها تأثیر می‌گذارد، می‌تواند روی الگوی توزیع مکانی آنها نیز مؤثر باشد (۲۴).

یکی از خصوصیات مشترک عوامل و ویژگی‌های محیطی، تغییرات پیوسته مکانی آنهاست. در بسیاری از روش‌های متداول آمار کلاسیک مانند تجزیه و تحلیل واریانس، موقعیت جغرافیایی و مکانی نمونه‌های برداشت شده از محیط در نظر گرفته نمی‌شود و در تجزیه و تحلیل داده‌ها هیچ‌گونه ارتباط ریاضی بین تغییرات مکانی داده‌ها به‌عنوان تابعی از فاصله برقرار نمی‌گردد. بنابراین، جهت توصیف کمی الگوهای پراکنشی چنین متغیرهای محیطی، علاوه بر ارزش‌های کمی خصوصیت مورد نظر، می‌باید موقعیت جغرافیایی مشاهدات و اندازه‌گیری‌ها نیز به‌طور همزمان در نظر گرفته شود (۴).

برای نیل به این هدف، استفاده از اصول زمین آمار بسیار کاربردی می‌باشد. زمین آمار شاخه‌ای از آمار مکانی، مبتنی بر نظریه متغیر ناحیه‌ای است که رسالت اساسی آن، مدل سازی متغیرهای ناحیه‌ای در چهارچوب نظریه احتمال می‌باشد (۵) و به‌وسیله تغییرنما (واریوگرام) به‌عنوان ابزار بررسی کمی تغییرپذیری مکانی پدیده‌ها (۲۱)، الگوی مکانی مشاهدات را بررسی و با تکنیک درون‌یابی کریجینگ، بر مبنای هم‌بستگی مکانی مشاهدات، مقادیر متغیر را در نقاط نمونه‌برداری نشده پیش‌بینی و نقشه‌های تخمین را تهیه می‌کند (۲۰ و ۳۱). محققان بسیاری جهت تحلیل الگوی مکانی جانداران خاکزی از روش‌های زمین‌آماری بهره‌جسته‌اند (۱۹، ۲۴ و ۳۴).

از طرفی استفاده از سنجش از دور و بررسی شاخص NDVI برای توضیح تغییرات مکانی و زمانی پوشش گیاهی بسیار کاربردی است. شاخص NDVI با خصوصیات مختلف پوشش گیاهی هم‌بستگی قوی دارد (۱۴). در تحقیقات مختلف از جمله جیشانکر و همکاران (۲۳) و سینگ و همکاران (۳۸) برای مطالعه پوشش گیاهی و بررسی شاخص‌های مرتبط با

پوشش از تصاویر ماهواره‌ای بهره‌جسته‌اند.

اهداف این تحقیق، تجزیه و تحلیل الگوی تغییرات مکانی تراکم پوشش گیاهی و بررسی ارتباط تغییرات مکانی تراکم پوشش گیاهی و تنوع زیستی جانداران خاکزی در جنگل‌های طبیعی حاشیه رودخانه کرخه (پناهگاه حیات وحش کرخه) است. از نتایج این تحقیق هم‌چنین می‌توان برای اصلاح عرض حاشیه امن یا ضربه‌گیر رودخانه در ارزیابی و آمایش سرزمین بهره‌جست.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه، پناهگاه حیات وحش کرخه (بین عرض‌های جغرافیایی $31^{\circ} 57'$ تا $32^{\circ} 05'$ شمالی و طول‌های جغرافیایی $48^{\circ} 13'$ تا $48^{\circ} 16'$ شرقی) در محدوده جنگل‌های حاشیه رودخانه کرخه در استان خوزستان است (شکل ۱). میانگین بارندگی سالانه آن حدود $325/8$ میلی‌متر و متوسط دمای هوا در آن، 24 درجه سانتی‌گراد است. پوشش غالب این جنگل‌ها، پده (*Populus euphratica*)، گز (*Tamarix sp.*) و سریم (*Lycium shawii*) می‌باشد (۳).

تعیین تراکم پوشش گیاهی در سیمای سرزمین در محدوده پناهگاه با استفاده از داده‌های سنجنده از دور و تفسیر تصاویر سنجنده LISS III ماهواره IRS-P6 صورت گرفت. تصاویر مورد استفاده در این تحقیق مربوط به ۱۶ ژوئن ۲۰۰۸ هستند که پس از زمین مرجع کردن مورداستفاده قرار گرفتند. اندازه تفکیک مکانی تصاویر $23/5$ متر است.

داده‌های رقومی می‌توانند تا حدودی متأثر از اثرات اتمسفری، به‌ویژه اثرات پراکندگی اتمسفر در باند طیفی مرئی باشند. بنابراین، تصحیح و بهبود تصاویر سنجنده از دور با در نظر گرفتن اثرات اتمسفری، ضروری است. بدین منظور با بررسی جدول ارزش‌های تصویر به بررسی آلودگی اتمسفری در باندهای تصویر پرداخته شد (۷). تراکم خام پوشش گیاهی به‌وسیله شاخص تفاضلی نرمال شده پوشش گیاهی (NDVI) که بیانگر پراکنش و تراکم پوشش گیاهی می‌باشد، با استفاده از دو

باند قرمز و مادون قرمز نزدیک محاسبه گردید.

پس از مشخص نمودن تراکم خام پوشش توسط شاخص یاد شده، منطقه از نظر تراکم به ۵ دسته طبقه‌بندی شد و در هر دسته، تعداد ۳۰ نقطه انتخاب گردید. سپس، اقدام به برآورد تعداد درخت در پلات‌های ۲۰ متر در ۲۰ متر گردید (اندازه دقیق آن در صحرا با استفاده از نمونه‌گیری اولیه به‌دست آمد). نمونه برداری تراکم پوشش گیاهی روی زمین با استفاده از ترانسکت‌هایی موازی با فاصله ۵۰۰ متر از یکدیگر و عمود بر رودخانه کرخه انجام گرفت. فاصله ۵۰۰ متر به‌عنوان فاصله حداکثر و پایه پلات‌ها روی ترانسکت‌ها در نظر گرفته شد. اما در فواصل کمتر (۵۰، ۱۰۰ و ۲۵۰ متر) نیز به‌عنوان سلسله‌مراتبی در مقیاس نمونه‌برداری روی ترانسکت‌ها در محل‌های مختلف، به‌صورت تصادفی و هدف‌مدار، تعداد درختان در پلات‌ها اندازه‌گیری شدند.

رابطه میان اعداد شاخص NDVI و تراکم پوشش گیاهی در سطح زمین با استفاده از رگرسیون موردبررسی قرار گرفت. ضریب تبیین رگرسیون، نمایشی از درستی رابطه به‌دست آمده است. برای دستیابی به ارتباط قوی‌تر بین شاخص NDVI و تراکم سطح زمین، در اطراف نقاط نمونه‌برداری اقدام به تشکیل بافر و به تدریج افزایش اندازه آن برای نقاط گردید. اندازه بافرها شامل ۳۰ متر، ۵۰ متر، ۶۰ متر، ۶۵ متر، ۷۰ متر، ۱۰۰ متر و ۲۰۰ متر بود. در هر مرحله پس از تشکیل بافر، رگرسیون‌گیری بین NDVI و تراکم سطح زمین تا دست یافتن به یک رابطه قوی بین این دو تکرار شد. پس از تعیین اندازه بهینه محدوده ارتباط NDVI و تراکم سطح زمین، داده‌های NDVI استخراج شدند (۲۲). زمین مرجع کردن و بررسی آلودگی اتمسفری تصاویر در نرم‌افزار ERDAS Imagine 8.4 انجام شد. سپس، جهت تعیین الگوی تراکم پوشش، شاخص NDVI توسط نرم‌افزار IDRISI Kilimanjaro 14.0 محاسبه شد. رویکرد مورداستفاده در این پژوهش برای تحلیل الگوی مکانی جانداران خاکزی، مطالعه به‌وسیله ترانسکت است که نمونه‌ها روی آن با نظم و فاصله معین واقع می‌شوند (۲۴).

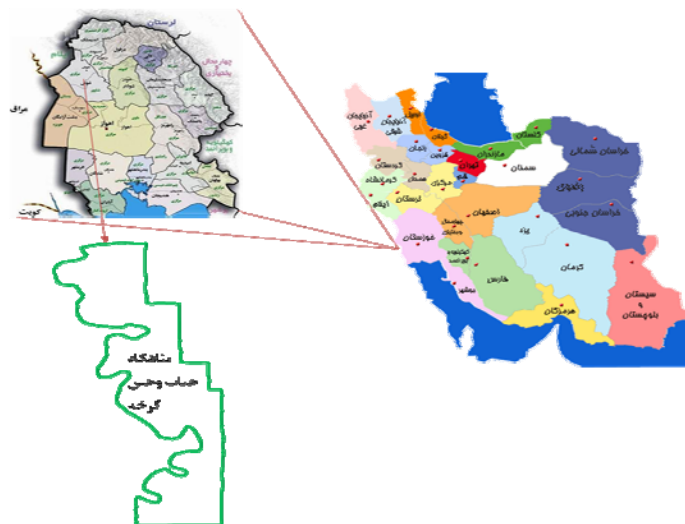
حداکثر، انحراف معیار، ضریب تغییرات و چولگی برای هر متغیر تعیین شد. نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف بررسی شد. علاوه بر آن ضریب هم‌بستگی پیرسون بین جانداران خاکزی و شاخص NDVI (به‌عنوان شاخص تراکم پوشش گیاهی) تعیین گردید.

قبل از کاربرد تجزیه و تحلیل‌های زمین آماری، ناهمسانگردی هر متغیر با ترسیم واریوگرام رویه‌ای مورد بررسی قرار گرفت (۴). برای واریوگرام ایده‌آل، سه پارامتر را می‌توان به‌صورت اثر قطعه‌ای، حد آستانه (سقف) و دامنه تأثیر بیان کرد. درجه وابستگی مکانی متغیرها بر اساس تقسیم واریانس اثر قطعه‌ای به حد آستانه (واریانس کل) ضرب در ۱۰۰ به‌دست می‌آید. چنان‌چه این نسبت کمتر از ۲۵٪ باشد هم‌بستگی قوی، ۲۵-۷۵٪ هم‌بستگی متوسط و بیشتر از ۷۵٪ هم‌بستگی ضعیف خواهد بود (۳۹). بررسی هم‌بستگی مکانی و تحلیل ساختار مکانی با استفاده از واریوگرام از طریق نرم افزار VARIOWIN 2.21 انجام شد (۳۲). اعتبارسنجی واریوگرام‌ها با استفاده از روش جک‌نایف برای تعیین مناسب‌ترین شعاع جست‌وجو و تعداد نقاط همسایه برای به حداقل رساندن خطای تخمین کریجینگ به‌وسیله نرم‌افزار GEOEASE انجام شد (۳۷). با توجه به مقادیر مشاهده شده و برآورد شده، اریب (ME) ودقت (RMSE) محاسبه شد. خطای تخمین کریجینگ بایستی دارای میانگین صفر بوده و ریشه میانگین مجذور خطای تخمین، بایستی حتی الامکان کوچک باشد. معمولاً هرچه مقدار این دو شاخص کمتر باشد دقت روش بیشتر است. بعد از کنترل اعتبار پارامترهای کریجینگ و به‌دست آوردن مناسب‌ترین پارامترها جهت میان‌یابی متغیرها، اقدام به پهنه‌بندی و تهیه نقشه‌های کریجینگ شد. بدین منظور، میان‌یابی به‌روش کریجینگ بلوکی با استفاده از نرم افزار SURFER 8 صورت گرفت (۱۷). برای بررسی ارتباط بین جانداران خاکزی و تراکم پوشش گیاهی آنالیز هم‌بستگی و بررسی ارتباط مکانی از طریق تجزیه و تحلیل‌های زمین آماری انجام گرفت.

۲۵). برای انجام این تحقیق، نمونه‌برداری روی ترانسکت‌هایی موازی با فاصله ۵۰۰ متر از یکدیگر و عمود بر رودخانه کرخه و در یک سمت آن انجام گرفت. فاصله ۵۰۰ متر به‌عنوان فاصله حداکثر و پایه نمونه‌برداری در نظر گرفته شد. برای دستیابی به تعداد جفت نمونه‌های زیادتر در چند فاصله (lag) اول که نقش تعیین‌کننده‌ای در رسم واریوگرام و تعیین پارامترهای آن دارند و در نهایت سبب تخمین دقیق‌تر کریجینگ می‌شوند، در فواصل کمتر (۱، ۲، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۵۰ متر) نیز به‌عنوان سلسله مراتبی در مقیاس نمونه‌برداری روی ترانسکت‌ها در محل‌های مختلف، به‌صورت تصادفی و هدف‌مدار، نمونه‌های جانداران خاکزی جمع‌آوری شدند. در کل، تعداد نمونه‌ها ۲۰۰ نمونه بود (شکل ۲).

جمع‌آوری جانداران خاک (جاندارانی که با چشم دیده می‌شوند (۴۱) به‌روش دستی، در قطعه نمونه‌هایی به ابعاد ۵۰ × ۵۰ سانتی‌متر تا عمق ۲۵ سانتی‌متر در اواخر زمستان که از لحاظ شرایط آب و هوایی و رطوبتی، مطلوب‌ترین شرایط برای فعالیت اکثر جانداران در این منطقه است، انجام گرفت. برای این‌کار در هر قطعه نمونه، جانداران خاکزی به‌صورت دستی از خاک جدا و در کیسه‌های پلاستیکی با برچسب مشخص قرار داده شد (۱۹). جانداران پس از انتقال به آزمایشگاه، تا سطح خانواده شناسایی و تعدادشان ثبت شد (۱۲). سپس، فراوانی (تعداد کل جانداران خاکزی مشاهده شده در هر قطعه نمونه) و شاخص‌های تنوع زیستی جانداران خاکزی شامل یکنواختی (شاخص Sheldon)، تنوع (شاخص Shannon H') و غنا (شاخص Menhinick) با نرم افزار PAST 1.39 محاسبه شدند. اندازه‌گیری معیارهای غنا، یکنواختی و تنوع توسط شاخص‌هایی صورت می‌گیرد که مهم‌ترین آنها شاخص‌های ذکر شده می‌باشند (۸).

توصیف آماری داده‌ها به‌منظور دستیابی به خلاصه اطلاعات آماری هر ویژگی، با استفاده از نرم افزار SPSS 17 انجام گرفت. شاخص‌های آماری میانگین، میانه، حداقل،



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه

داد که توزیع داده‌ها در مورد شاخص NDVI و شاخص‌های تنوع زیستی جانداران خاک از توزیع نرمال پیروی نمی‌کنند. به‌خصوص توزیع داده‌های فراوانی دارای چولگی زیاد در جهت مثبت است.

از آنجا که هرگاه چولگی زیاد نباشد نیازی به تبدیل داده‌ها نیست (۵) با توجه به مقادیر پایین چولگی در مورد NDVI (جدول ۲) که نمایانگر انحراف کم این متغیر از توزیع نرمال است، هم‌چنین نزدیک بودن میانگین و میانه آن (جدول ۲) که باز هم می‌تواند بیانگر توزیع نسبتاً نرمال آن باشد، کلیه تحلیل‌های زمین‌آماری در مورد این شاخص برحسب داده‌های اصلی صورت گرفت.

اگرچه توزیع نرمال داده‌ها شرط لازم و ضروری پردازش‌های زمین‌آماری نمی‌باشد، لیکن در صورت نرمال بودن داده‌ها، تخمین‌های زمین‌آماری می‌توانند از دقت بالاتری برخوردار باشند (۶). به همین دلیل سعی بر نرمال کردن داده‌های جانداران خاکزی گردید. داده‌ها به‌صورت لگاریتم پایه طبیعی تبدیل شدند. با این‌حال، از آنجا که در بعضی نقاط نمونه‌برداری، مشاهدات صفر بودند تبدیل به‌صورت $\ln(1+x)$ انجام گرفت (۵، ۳۰ و ۳۵).

با مقایسه واریوگرام‌های متغیرها در دو حالت تبدیل شده و

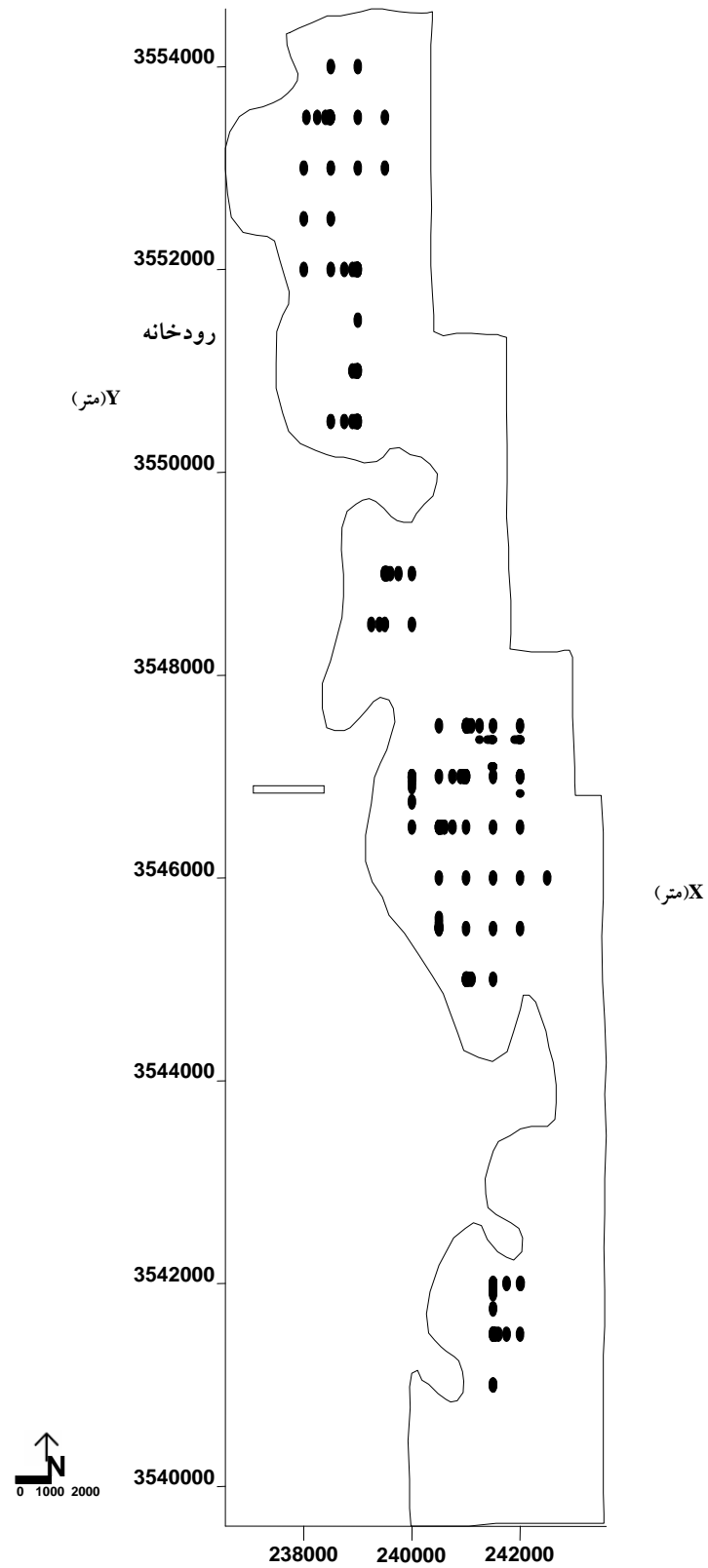
نتایج و بحث

با بررسی جدول ارزش‌های تصویر و استفاده از تکنیک تعدیل هیستوگرام، اثر اتمسفری در باندهای تصویر مشاهده نشد.

ضرایب رگرسیون (r^2) بین شاخص NDVI و داده‌های تراکم زمینی در هر مرحله پس از تشکیل بافر، در جدول ۱ آمده است. نتایج نشان می‌دهند که در محدوده نقاط اصلی نمونه‌برداری، بدون تشکیل بافر، بیشترین ارتباط وجود دارد. بنابراین، داده‌های NDVI در نقاط اصلی نمونه‌برداری با ارائه رابطه قوی‌تر با داده‌های برداشت زمینی، گویای تراکم پوشش گیاهی بوده و به‌عنوان شاخص تراکم پوشش گیاهی مورد استفاده قرار گرفتند.

ماکروفون موجود در منطقه نیز شامل حلزون (*Gastropoda*)، کرم خاکی (*Lumbricidae*) و بندپایان (خرخاکی (*Isopoda*)، مورچه (*Ant*)، عنکبوت (*Aranea*)، پادمان و صدپا (*Millipedes*) و سوسک (*Coleoptera*)) با میانگین فراوانی ۴۳/۱ در هر متر مربع بودند. خلاصه آماری داده‌های NDVI، فراوانی، یکنواختی (شاخص Sheldon)، تنوع (شاخص Shannon H') و غنای جانداران خاک (شاخص Menhinick) در جدول ۲ آمده است.

نتایج حاصل از جدول خلاصه آماری و آزمون نرمال، نشان



شکل ۲. الگوی نمونه‌برداری و موقعیت نمونه‌ها در منطقه مورد مطالعه

جدول ۱. ضرایب رگرسیون (r^2) بین شاخص NDVI و داده‌های تراکم زمینی

اندازه بافر (متر)							
بدون بافر	۳۰	۵۰	۶۰	۶۵	۷۰	۱۰۰	۲۰۰
۰/۴۶۷	۰/۴۳۶	۰/۴۳۵	۰/۴۴۸	۰/۴۴۵	۰/۴۴۶	۰/۳۶۹	۰/۳۶۷

جدول ۲. خلاصه آماری داده‌های شاخص NDVI، فراوانی، تنوع، غنا و یکنواختی جانداران خاکزی

شاخص	میانگین	میانه	انحراف معیار	ضریب تغییرات (%)	حداقل	حداکثر	چولگی
شاخص NDVI	۰/۰۹	۰/۰۷	۰/۰۷	۷۷	۰/۰۰	۰/۲۶	۰/۴۲۲
فراوانی (قبل از تبدیل)	۴۳/۱	۱۶	۷۳/۹۷	۱۷۱	۰	۴۸۰	۳/۷
(تعداد در متر مربع)							
فراوانی (بعد از تبدیل)	۲/۶۶	۲/۸۳	۱/۷	۷۶	۰	۶/۱۸	۰/۸۴
تنوع	۰/۵۶	۰/۵۷	۰/۵۱	۹۳	۰	۱/۹۳	۰/۳۸۹
غنا	۰/۷۱	۰/۷۲	۰/۵۷	۸۰	۰	۲	۰/۱۵۴
یکنواختی	۰/۶۵	۰/۷۹	۰/۳۷	۵۷	۰	۱	-۰/۸۴۲

مشاهده نگردید. بنابراین، با توجه به همسانگرد بودن متغیرهای مورد بررسی، واریوگرام‌های همه‌جهته‌ی آنها تهیه و مدل مناسب برازش داده شد (شکل ۳).

مطالعه این واریوگرام‌ها نشان می‌دهد که توزیع داده‌ها در مورد همه فاکتورها در سطح منطقه به گونه‌ای است که نشانگر وجود روند در هر شاخص نمی‌باشد و واریوگرام‌ها حضور هم‌بستگی مکانی را نشان می‌دهند. شایان ذکر است که الگوی پراکنش مکانی NDVI و ویژگی‌های مورد بررسی جانداران خاکزی، همگی از مدل کروی تبعیت نموده‌اند.

در تحقیق حاضر، میزان اثر قطعه‌ای در مورد شاخص تراکم پوشش گیاهی ۱۹٪، فراوانی جانداران خاکزی ۵۲٪، یکنواختی (Sheldon) ۳۵٪، غنا (Menhinick) ۵۳٪ و تنوع (Shannon H') ۵۵٪ حد آستانه می‌باشد (جدول ۴). در کل شاخص‌های جانداران خاکزی دارای هم‌بستگی متوسط بودند و اثر قطعه‌ای در واریوگرام‌ها بالاست.

دامنه تأثیر واریوگرام در مورد تراکم پوشش گیاهی ۱۹۷۷ متر، فراوانی جانداران خاکزی ۱۷۲۴ متر، یکنواختی ۱۴۵۰ متر،

بدون تبدیل (داده‌های اصلی) مشخص شد که ساختار مکانی واریوگرام‌ها در حالتی که از داده‌های اصلی استفاده شود بهتر و دارای شکل هنجارتری است. اما در مورد داده‌های فراوانی، تبدیل باعث بهبود وضعیت شد. بنابراین، در مورد شاخص‌های تنوع زیستی جانداران خاکزی کلیه تحلیل‌های زمین‌آماري برحسب داده‌های اصلی صورت گرفت. در تحقیقات دیگری نیز محققان مختلف پس از برخورد با چنین وضعیتی از داده‌های اصلی استفاده کرده‌اند (۱).

هم‌بستگی جانداران خاکزی با تراکم پوشش گیاهی

نتایج بیانگر این است که فراوانی و شاخص‌های تنوع زیستی جانداران خاکزی، هم‌بستگی مثبت و معنی‌داری با شاخص NDVI دارند (جدول ۳). فراوانی جانداران خاکزی، هم‌بستگی بیشتری با تراکم پوشش گیاهی نشان می‌دهد.

ساختار تغییرات مکانی

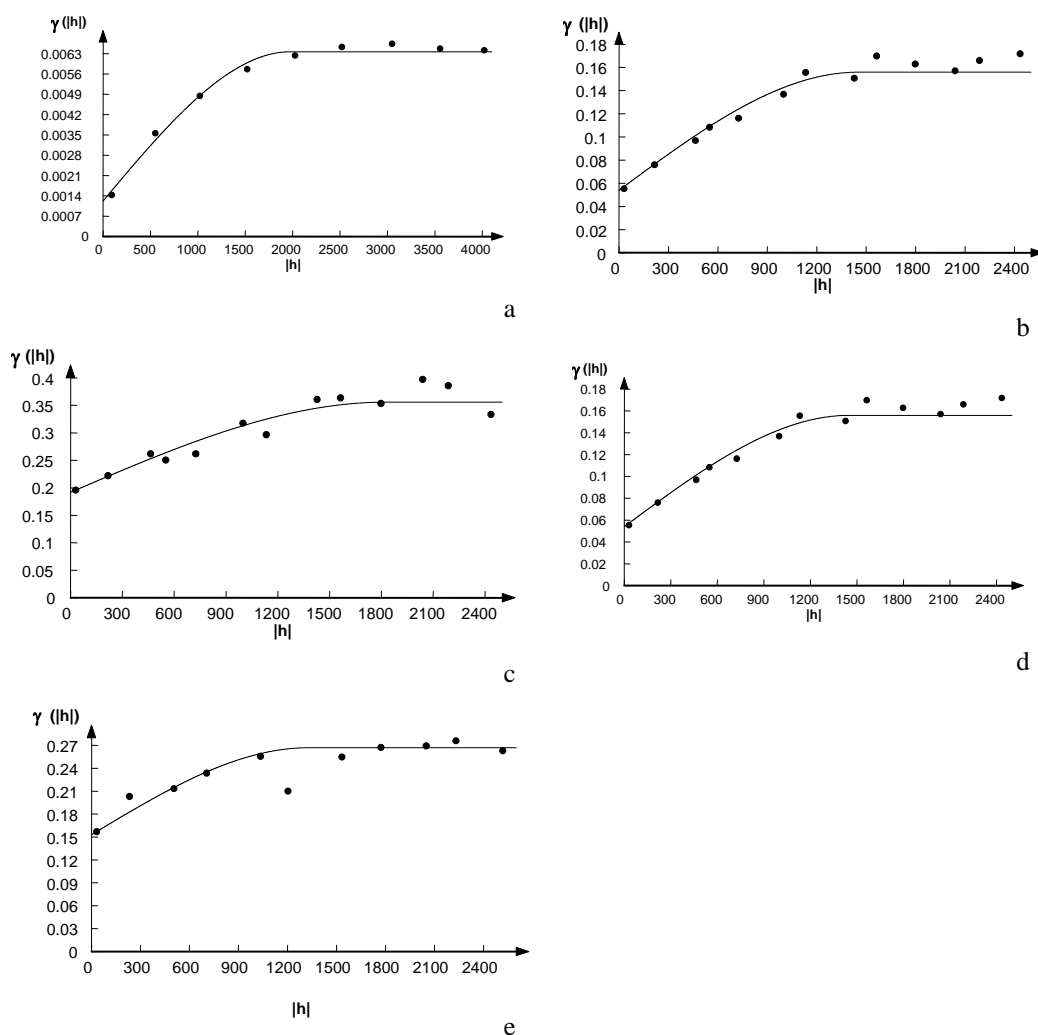
با بررسی واریوگرام‌های روبه‌ای، ناهمسانگردی مشخصی

جدول ۳. ضریب هم‌بستگی پیرسون (r) بین فراوانی، غنا، یکنواختی و تنوع جانداران

خاکزی و شاخص NDVI

شاخص NDVI	متغیر
۰/۴**	فراوانی
۰/۲۵*	یکنواختی
۰/۳۲**	غنا
۰/۳۵**	تنوع

** : معنی‌داری در سطح ۱ درصد و * : معنی‌داری در سطح ۵ درصد



شکل ۳. واریوگرام تجربی و مدل برازش داده شده به داده‌های (a) NDVI، (b) فراوانی، (c) غنا، (d) یکنواختی و (e) تنوع مقدار واریوگرام ($\gamma(h)$) به ازای فاصله (h) روی نمودارها آمده است.

جدول ۴. پارامترهای مدل برازش داده شده بر واریوگرام‌های تجربی شاخص NDVI، فراوانی و شاخص‌های تنوع زیستی جانداران خاکزی

متغیر	مدل	اثر قطعه‌ای	حد آستانه	دامنه تاثیر (متر)	اثر قطعه ای / حد آستانه (%)	کلاس هم‌بستگی	میانگین خطا (ME)	ریشه میانگین مجذور خطا (RMSE)
NDVI	کروی	۰/۰۰۱۲	۰/۰۰۶۴	۱۹۷۷	۱۹	قوی	۰/۰۰۰۹	۰/۰۰۹۷
فراوانی	کروی	۰/۰۵۹	۱/۱۳	۱۷۲۴	۵۲	متوسط	۳/۴	۱/۸
یکنواختی	کروی	۰/۰۵۴	۰/۱۵۶	۱۴۵۰	۳۵	متوسط	۰/۶۷	۰/۴۵
غنا	کروی	۰/۱۹۲	۰/۳۵۶	۱۸۲۵	۵۳	متوسط	۰/۶۴	۰/۸
تنوع	کروی	۰/۱۵۳	۰/۲۶۵	۱۳۲۶	۵۵	متوسط	۰/۳۹	۰/۶۲

محصول و تراکم آن بسیار مناسب است. هم‌چنین فلاین و همکاران (۱۴) برای تخمین و ارزیابی زیتوده و حضور پوشش گیاهی از شاخص NDVI استفاده کردند. نتایج آنها حاکی از هم‌بستگی قوی NDVI و داده‌های پوشش زمینی بود. آنها بیان می‌کنند که ویژگی‌های مکانی پوشش گیاهی می‌تواند از شاخص NDVI منتج شود و برای ارزیابی شرایط سیمای سرزمین مناطق دارای پوشش گیاهی مورد استفاده قرار گیرد. در تحقیق دیگری، لیون و گراس (۲۷) شاخص NDVI را برای بیان تغییرات پوشش گیاهی، بهترین معرفی کرده‌اند.

در مورد جانداران خاکزی، چولگی تمامی شاخص‌های مورد بررسی به‌غیر از یکنواختی به سمت راست می‌باشد که بیانگر آن است که فراوانی، غنا و تنوع عمدتاً دربرگیرنده مقادیر کمتر هستند. میزان ضریب تغییرات شاخص‌های تنوع زیستی زیاد است. این موضوع می‌تواند ناشی از ویژگی ذاتی متحرک بودن جانداران خاکزی باشد. هم‌چنین، در نواحی حاشیه رودخانه، ویژگی‌های خاک، روند تجزیه و محتوای غذایی بسیار متغیر است و در فواصل کوتاه، تغییرات زیادی رخ می‌دهد که می‌تواند عامل مهمی در افزایش ضریب تغییرات باشد (۴۰).

ساختار تغییرات مکانی

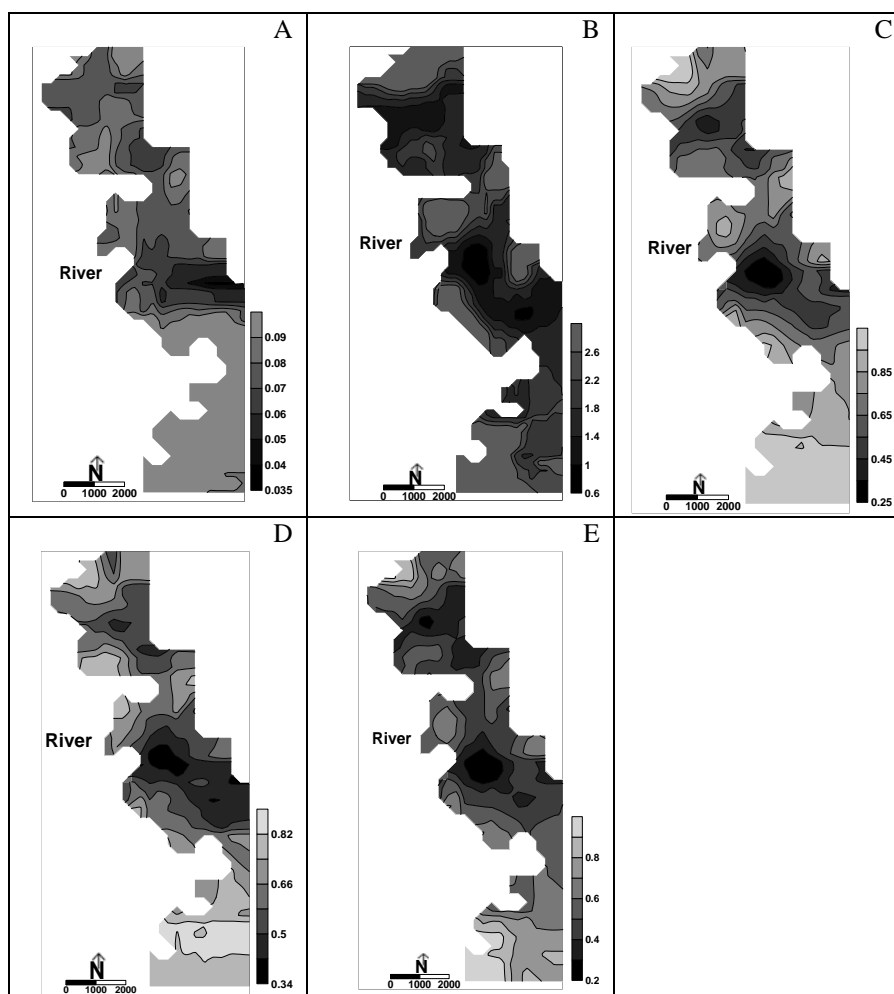
با بررسی واریوگرام‌های رویه‌ای، در مورد همه متغیرها ناهمسانگردی مشخصی مشاهده نگردید. این واقعیت نمایانگر آن است که تغییرپذیری این متغیرها در جهات مختلف، یکسان است. این موضوع می‌تواند به دلیل تغییرات اندک عوامل مؤثر

تنوع ۱۳۲۶ متر و غنا ۱۸۲۵ متر است (جدول ۴). مقادیر میانگین خطای تخمین متغیرها، کم بوده و بیانگر ناریب بودن تخمین‌ها در روش کریجینگ است (جدول ۴). پایین بودن مقادیر ریشه میانگین مجذور خطا نیز می‌تواند نمایانگر دقت قابل قبول تخمین باشد. بنابراین، می‌توان اظهار داشت که نتایج کنترل اعتبار کریجینگ، بیانگر متناسب بودن پارامترهای مربوط به آن است که سبب کاهش در خطای تخمین می‌شوند. پس از انجام محاسبات کریجینگ بر روی داده‌ها (در مورد فراوانی نتایج از حالت لگاریتمی به حالت اولیه برگشت داده شدند) نقشه توزیع تهیه شد (شکل ۴).

این نقشه‌ها نشان می‌دهند که تراکم پوشش گیاهی و جانداران خاکزی الگوی تصادفی نداشته و دارای الگوی پراکنش مکانی مشابه هستند. مناطقی با پوشش متراکم‌تر، عمدتاً نزدیک رودخانه واقع شده‌اند. هم‌چنین تعداد جانداران خاکزی، یکنواختی و تنوع آنها به‌طور کلی کنار رودخانه بیشتر است.

بحث

بر اساس نتایج به‌دست آمده، داده‌های NDVI گویای تراکم سطح زمین بوده و به‌عنوان شاخص تراکم پوشش گیاهی مورد استفاده قرار گرفتند. در راستای این نتایج، جیشانکر و همکاران (۲۳) با مقایسه شاخص‌های مختلف پوشش گیاهی برای ارزیابی ویژگی‌های پوشش، نتیجه گرفتند که شاخص NDVI بیشترین ارتباط را با پوشش گیاهی دارد. در نتایج مشابهی سینگ و همکاران (۳۸) نیز بیان می‌کنند که این شاخص برای تخمین



شکل ۴. نقشه های کریچینگ (a) تراکم پوشش (NDVI)، (b) فراوانی جانداران خاکزی، (c) غنای جانداران خاکزی، (d) یکنواختی جانداران خاکزی و (e) تنوع جانداران خاکزی

هستند (۳۵).

دامنه تأثیر واریوگرام در مورد شاخص تراکم پوشش گیاهی ۱۹۷۷ متر، فراوانی جانداران خاکزی ۱۷۲۴ متر، یکنواختی ۱۴۵۰ متر، تنوع ۱۳۲۶ متر و غنا ۱۸۲۵ متر است (جدول ۴). هم‌بستگی مکانی مشاهدات شاخص تراکم پوشش گیاهی در فاصله بیشتری رخ می‌دهد که نشان‌دهنده یکسان بودن بیشتر شرایط در مورد این شاخص است. دامنه تأثیر بزرگ دلالت بر ساختار مکانی گسترده‌تر، پراکنش یکنواخت‌تر و در حقیقت پیوستگی مکانی بیشتر در مقادیر متغیر مورد نظر دارد (۲)

با بررسی واریوگرام‌ها و نقشه‌های توزیع، فراوانی و

روی توزیع جمعیت جانداران خاکزی و تراکم پوشش گیاهی در جهات مختلف باشد (۱۵).

بررسی واریوگرام تراکم پوشش، بیانگر ساختار مکانی این متغیر به صورت مدل کروی و هم‌بستگی مکانی قوی است. مشابه با این نتایج، فلاین و همکاران (۱۴) با بررسی الگوی مکانی شاخص NDVI به وسیله واریوگرام، حضور هم‌بستگی مکانی را بیان کردند. در این تحقیق نیز مشابه تحقیق ما الگوی پراکنش مکانی NDVI با مدل کروی سازگاری داشت.

در تحقیق حاضر، شاخص‌های جانداران خاکزی دارای هم‌بستگی متوسط بودند و اثر قطعه‌ای در واریوگرام‌ها بالاست. عمدتاً این ساختارها دارای یک واریانس قطعه‌ای در واریوگرام

نتیجه گیری

تراکم پوشش گیاهی و تنوع زیستی جانداران خاکزی در جنگل‌های حاشیه رودخانه کرخه دارای الگوی توزیع مکانی مشخص با مدل کروی هستند. با توجه به شباهت در دامنه تأثیر فراوانی و شاخص‌های تنوع زیستی جانداران خاکزی با تراکم پوشش گیاهی و ضریب هم‌بستگی مثبت و معنی‌دار بین آنها می‌توان اظهار داشت که تغییرپذیری مکانی تراکم پوشش گیاهی، الگوی پراکنش جانداران خاکزی را تحت تأثیر قرار می‌دهند. در منطقه مورد مطالعه با توجه به الگوی توزیع ویژگی‌های مختلف مورد بررسی، عمدتاً با دور شدن از رودخانه، پوشش جنگلی کاهش پیدا کرده و تنوع زیستی کم شده است. این موضوع اهمیت مدیریت و حفاظت جنگل‌های حاشیه رودخانه و جلوگیری از تخریب و کاهش کیفیت پوشش گیاهی را برای افزایش تنوع زیستی جانداران خاکزی و بهبود شرایط پوشش گیاهی تأیید می‌نماید. از نتایج کلی دیگر این‌که به‌جای استفاده از اندازه معمول ۱۰۰ متر برای منطقه امن یا ضربه‌گیر رودخانه در مطالعات محیط زیست که از مطالعات خارج از ایران برگرفته شده است، می‌توان بر اساس شرایط محلی آن را تعیین کرد و برای رودخانه کرخه با توجه به دامنه تأثیر شاخص تراکم پوشش گیاهی (NDVI)، شاخص‌های تنوع زیستی و ارتباط مکانی آنها اندازه‌های بزرگ‌تر تا حدود ۱۸۰۰ متر را در نظر گرفت. بدیهی است این مرزبندی اولیه و تنها براساس جانداران خاکزی است و باید در مطالعات آینده رابطه میان رودخانه و گیاهان و جانوران آب دوست و وابسته به آن نیز بررسی شود تا عدد درست‌تری برای بافر رودخانه کرخه به‌دست آید. تکرار این مطالعه برای رودخانه‌های دیگر با شرایط متفاوت نیز یکی دیگر از نیازهای مطالعاتی آینده است.

شاخص‌های تنوع زیستی جانداران خاکزی از نظر الگوی مکانی با شاخص NDVI (تراکم پوشش گیاهی) شباهت بسیار دارند. دامنه تأثیر آنها نزدیک و ساختار مکانی این متغیرها به‌صورت مدل کروی می‌باشد. اما الگوی مکانی غنای جانداران خاکزی، با شاخص NDVI (تراکم پوشش گیاهی) شباهت بیشتری دارد. دامنه تأثیر آن (۱۸۲۵ متر) نزدیک‌تر به دامنه تأثیر NDVI (۱۹۷۷ متر) است. تحلیل هم‌بستگی نیز ارتباط مثبت و ویژگی‌های موردبررسی جانداران خاکزی با تراکم پوشش گیاهی را تأیید می‌نماید. با بررسی نقشه‌های توزیع، تشابه در الگوی تغییرات مکانی آنها دیده می‌شود. نقشه‌های توزیع نشان می‌دهند که مناطقی با پوشش متراکم‌تر و تنوع بیشتر جانداران خاکزی، عمدتاً نزدیک رودخانه واقع شده‌اند.

از آنجا که پوشش گیاهی در وضعیت میکرواقلیم و میزان دسترسی به مواد غذایی تأثیر دارد، بنابراین توزیع مکانی موجودات خاکزی از پوشش گیاهی متأثر می‌شود (۲۳ و ۳۶). ماتیو و همکاران (۲۹ و ۳۰) نیز نتیجه گرفتند که تراکم پوشش گیاهی اثر عمده‌ای روی جانداران خاکزی داشته است. به‌طوری‌که غنای جانداران خاکزی با افزایش پوشش گیاهی، زیاد شده و با افزایش فاصله در گیاهان، کاهش می‌یابد. در این تحقیق تأکید شده که تنوع زیستی جانداران خاکزی از تغییرات تراکم پوشش گیاهی تأثیر می‌پذیرد که می‌تواند به‌دلیل ایجاد تغییرات در درجه حرارت محیط، کاهش تبخیر، تغییر در ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و انتشار کربن آلی باشد. در تحقیق دیگری کامپانا و همکاران نیز (۱۱) گزارش کردند که حضور و عدم حضور پوشش گیاهی و تغییرات آن روی ترکیب جوامع کرم خاکی و غنای آن تأثیر می‌گذارد.

منابع مورد استفاده

۱. افشار، ح.، م. ح. صالحی، ج. محمدی و ع. محنت کش. ۱۳۸۸. تغییرپذیری مکانی ویژگی‌های خاک و عملکرد گندم در یک نقشه تناسب کمی (مطالعه مورد: منطقه شهرکیان، استان چهارمحال و بختیاری). مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی) ۲۳(۱): ۱۷۲-۱۶۱.
۲. حسنی‌پاک، ع. ۱۳۷۷. زمین‌آمار. انتشارات دانشگاه تهران.
۳. درویش صفت، ع. ا. ۱۳۸۵. اطلس مناطق حفاظت شده ایران. انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست.

۴. محمدی، ج. ۱۳۷۷. مطالعه تغییرات مکانی شوری خاک در منطقه رامهرمز (خوزستان) با استفاده از نظریه ژئواستاتیسیتیک، ۱- کریجینگ. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۲(۴): ۴۹-۶۳.
۵. محمدی، ج. ۱۳۸۵. الف. پدومتری- جلد اول: آمار کلاسیک (تک‌متغیره و چندمتغیره). انتشارات پلک، تهران.
۶. محمدی، ج. ۱۳۸۵. ب. پدومتری- جلد دوم: آمار مکانی (ژئواستاتیسیتیک). انتشارات پلک، تهران.
۷. محمدی، ج. ۱۳۸۶. پدومتری- جلد هفتم: پردازش رقومی داده‌های سنجش از دور. انتشارات پلک، تهران.
۸. مصداقی، م. ۱۳۸۰. بوم‌شناسی گیاهی، انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد.
9. Aubert, M., M. Hedde, T. Decaens, F. Bureau, P. Margerie and D. Alard. 2003. Effects of tree canopy composition on earthworms and other macro-invertebrates in beech forests of upper Normandy (France). *Pedobiologia* 47: 904-912.
10. Barrios, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 24(2): 269-285.
11. Campana, C., S. Gauvin and J. F. Ponge. 2002. Influence of ground cover on earthworm communities in an unmanaged beech forest: linear gradient studies. *European Journal of Soil Biology* 38: 213-224.
12. Coleman, D. C., D. A. Crossley and P. F. Hendrix. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*. Elsevier Academic Press. 386 p.
13. Dale, M. R. T. 1999. *Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology*. Cambridge University Press, 324 p.
14. Flynn, E. S., C. T. Dougherty and O. Wendroth. 2008. Assessment of pasture biomass with normalized difference vegetation index from active ground-based sensors. *Agronomy Journal* 100(1):114-121.
15. Gaston, K. J. and J. I. Spicer. 1998. *Biodiversity: An Introduction*. Blackwell Science, MA, USA.
16. Giese, L. A., W. M. Aust, C. C. Trettin and R. K. Kolka. 2000. Spatial and temporal patterns of carbon storage and species richness in three South Carolina coastal plain riparian forests. *Ecological Engineering* 15: S157-S17.
17. Golden Software Inc, 2002. *Surface Mapping System, Surfer 8*, Colorado, USA.
18. Gonglanski, K. B., F. A. Savin, A. D. Pokarzhevskii and Z. V. Filimonova. 2005. Spatial distribution of isopods in an oak-beech forest. *European Journal of soil Biology* 41: 117-122
19. Gonglanski, K. B., I. A. Gorshkova, A. I. Karpov and A. D. Pokarzhevskii. 2008. Do boundaries of soil animal and plant communities coincide? A case study of a Mediterranean forest in Russia. *European journal of Soil Biology* 44:355-363.
20. Goovaerts, P. 1999. Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma* 89: 1-45.
21. Gringarten, E. and C. V. Deutsch. 2001. Teacher's aide, Variogram interpretation and modeling. *Mathematical Geology* 33(4):507-534.
22. Hawes, E. and M. Smith. 2005. Riparian buffer zones: functions and recommended widths. Yale School of Forestry and Environmental Studies for the Eightmile River wild and Scenic study Committee. 15 p.
23. Jaishanker, R., T. Senthivel and V. N. Sridhar. 2005. Comparison of vegetation indices for practicable homology. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 33(3):395-404.
24. Jimenez, J. J., J. P. Rossi and P. Lavelle. 2001. Spatial distribution of earthworm in acid-soil savannas of the eastern plains of Colombia. *Applied Soil Ecology* 17: 267-278.
25. Joschko, M., C. A. Fox, P. Lentzsch, J. Kiesel, W. Hierold, S. Kruck and J. Timmer. 2006. Spatial analysis of earthworm biodiversity at the regional scale. *Agriculture Ecosystem and Environment* 112: 367-380.
26. Joschko, M., R. Gebbers, D. Barkusky, J. Rogasik, W. Hohn, W. Hierold, C. A. Fox and J. Timmer. 2009. Location-dependency of earthworm response to reduced tillage on sand soil. *Soil and Tillage Research* 102: 55-66.
27. Lyon, J. and N. M. Gross. 2005. Patterns of plant diversity and plant-environmental relationship across three riparian corridors. *Forest Ecology and Management* 204: 267-278.
28. Leitao, A. B. and J. Ahern. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape And Urban Planning* 59: 65-93.
29. Mathieu, J., J. Rossi, M. Grimaldi, Ph. Mora, P. Lavelle and C. Rouland. 2004. A multi-scale study of soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. *Biology and Fertility of Soil* 40: 300-305.
30. Mathieu, J., M. Grimaldi, P. Jouquet, C. Rouland, P. Lavelle, T. Desjardins and J. P. Rossi. 2009. Spatial pattern of grasses influence soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 586-593.
31. Nielson, D. R. and O. Wendroth. 2003. Spatial and temporal statistics, sampling field soils and their vegetation. Geosciences Pub., 398 p.
32. Pannatier, Y. 1996. *VARIOWIN: Software for Spatial Data Analysis in 2D. Statistics and computing series*, Springer-Verlag, New York.
33. Pospiech, N. and T. Skalski. 2006. Factors influencing earthworm communities in post-industrial area of Krakow

Soda Works. *European Journal of Soil Biology* 42: S278-S283.

34. Rossi, J. P., P. Lavelle and J. E. Tondoh. 1995. Statistical tool for soil biology X. Geostatistical analysis. *European Journal of Soil Biology* 31(4):173-181.
35. Rossi, J. P. 2003a. Clusters in earthworm spatial distribution. *Pedo Biologia* 47: 490-496.
36. Rossi, J. P. 2003b. Short-range structures in earthworm spatial distribution. *Pedo Biologia* 47: 582-587.
37. Sparks, A. 1991. GeoEAS (Geostatistical Environmental Assessment Software). U.S Environmental Protection Agency.
38. Singh, S., O. Bishnoi, R. Niwas and M. Singh. 2001. Relationship of wheat grain yield with spectral indices. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 29(1):93-96.
39. Sun, B., S. Zhou and Q. Zhao. 2003. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. *Geoderma* 115: 85-99.
40. Verry, E. S., J. W. Hornbeck and C. A. Dolloff. 2000. Riparian management in forests of the continental eastern United States. Lewis Pub., USA. 403 p.
41. Warren, M. W. and X. Zou. 2002. Soil Macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 170: 161-171.