

## مروری تحلیلی بر چگونگی اندازه‌گیری پیوستگی اکولوژیکی به منظور حفاظت از تنوع‌زیستی در شهرها

فاطمه پودات<sup>۱</sup>، شهین دخت برق جلوه<sup>۲</sup>، سید حامد میرکریمی<sup>۳</sup>

۱ استادیار، گروه معماری، دانشکده مهندسی، دانشگاه شهید چمران اهواز  
۲ دانشیار، گروه برنامه‌ریزی و طراحی محیط‌زیست، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی  
۳ استادیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده شیلات و محیط‌زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۹/۱۰؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۱۰/۲۴)

### چکیده

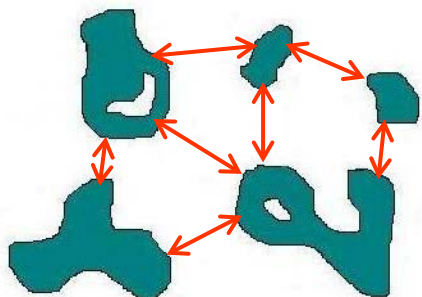
بر اثر رشد و توسعه در مناطق شهری، ساختار زیستگاه‌های بسیاری از جانوران تغییر کرده و زیستگاه‌ها تکه تکه و مجزا شده‌اند. پیوستگی بین زیستگاه‌های شهری برای بقای بسیاری از جانوران حیاتی و در حرکت گونه‌های جانوری از مکانی به مکان دیگر موثر است. حرکت جانوران در سطح شهر سبب جابه‌جایی ژن‌ها و در نتیجه بهبود تنوع زیستی و حمایت از جمعیت‌های جانوری بزرگ‌تر در مقیاس کلان می‌شود. تاکنون، روش‌های متعددی جهت ارزشیابی پیوستگی تدوین شده است. با وجود این، انتخاب مناسب‌ترین روش برای کاربرد در سیمای سرزمین شهری هنوز به‌عنوان یک مسأله باقی است. هدف از این تحقیق، ارائه روشی اصلاح جهت ارزشیابی پیوستگی در منطقه شهری به منظور حمایت از تنوع زیستی جانوران است. به همین منظور، ابتدا ماهیت و چیستی پیوستگی بررسی شده و تعریفی مشخص از پیوستگی ارائه خواهد شد. سپس، با مرور بررسی‌های مرتبط، معیارهای لازم جهت ارزشیابی پیوستگی مشخص خواهد شد. همچنین، روش‌هایی که تاکنون جهت ارزشیابی پیوستگی به کار برده شده است، مرور و دسته‌بندی می‌شود. با سنجش روش‌های مرور شده با معیارهای لازم، قابلیت‌های روش‌های مختلف به بحث گذاشته می‌شود و روش اصلاح انتخاب می‌شود. به‌عنوان نتیجه این مطالعه، کاربرد توانان تئوری گراف و مدل‌سازی حداقل هزینه، در نظر گرفتن ویژگی‌های حرکتی جانوران مختلف در مطالعه پیوستگی را ممکن می‌سازد و بیشتر معیارهای لازم برای بررسی پیوستگی را برآورده می‌سازد. این چارچوب، به عنوان الگویی جهت ارزشیابی پیوستگی اکولوژیکی و شناخت اولویت‌های حفاظت و مرمت پیوستگی در منطقه شهری پیشنهاد می‌شود.

**کلید واژه‌ها:** پیوستگی اکولوژیکی، شبکه زیستگاهی، تئوری گراف، مدل‌سازی با حداقل هزینه، سیمای سرزمین شهری، حفاظت تنوع‌زیستی

## سرآغاز

رشد و توسعه شهری، ارزش‌های اکولوژیک سیمای سرزمین را کاهش داده است و از بین می‌برد. ساخت و سازهای انسانی به‌طور عمده‌ای زیستگاه‌های جانوری را از نظر شکل، اندازه و چینش فضایی تحت تاثیر قرار داده است به‌طوری‌که، در مواردی زیستگاه‌ها کاملاً از بین رفته‌اند (Young & Alberti, 2004; Jarvis, 2001). بر اثر چنین روندی منظرهای شهری اغلب ساختاری نامتجانس متشکل از پوشش‌های گیاهی تکه تکه و پراکنده در ماتریس غیر زیستگاهی پیدا می‌کنند (شکل ۱). جدا شدن زیستگاه‌ها از یکدیگر فرایندهای زیستی چون پراکنش جانوران در سطح منطقه شهری را مختل می‌کند. این اختلال سبب افت جمعیت‌های جانوری شده و در نهایت، منجر به انقراض گونه‌های جانوری و زیستگاه‌های آن‌ها در سطح شهر خواهد شد. پیوسته بودن تکه‌های زیستگاهی در منظر از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Crooks & Sanjayan, 2006; Bennett, 2003; Hough, 2004). این ویژگی ساختاری منظر برای حفاظت از تنوع زیستی (Noss et al., 2012) و سلامت اکوسیستم ضروری است (Farina, 2000). پیوستگی موجب تسهیل در حرکت جانوران (Goodwin, 2003; Fahrig & Merriam, 1985)، بهبود تنوع زیستی (Wheater, 1999; Calabrese & Fagan, 2004)، حفظ و تقویت ابرجمعیت‌ها (Fahrig & Merriam, 1994; Soulé et al., 2004)، اسکان دوباره در زیستگاه‌های منزوی (Bennett, 2003; Hanski, 2001; Turner et al., 1994)، و تطبیق گونه‌های جانوری با تغییرات اقلیمی (Thomas et al., 2004; Wilby & Perry, 2006; Hobbs & Hopkins, 1991; Heller & Zavaleta, 2009) می‌باشد. حفظ و بهبود پیوستگی اکولوژیکی یکی از راه‌کارهای علم حفاظت حیات وحش جهت حمایت تنوع‌زیستی در سیمای سرزمین شهری است.

مطالعه و بررسی پیوستگی اکولوژیکی سبب شناسایی مناطقی دارای اولویت جهت حفاظت از وضع موجود پیوستگی و شناسایی قسمت‌هایی که قابلیت تقویت پیوستگی سیمای سرزمین شهری را دارند، می‌شود. تا کنون، روش‌های متعددی جهت مطالعه و اندازه‌گیری پیوستگی اکولوژیکی تدوین شده است. با وجود این، انتخاب مناسب‌ترین روش برای کاربرد در سیمای سرزمین شهری هنوز به عنوان یک مساله باقی است. انتخاب مناسب‌ترین روش یا روش اصلاح نیاز به تعریف صحیح از پیوستگی و داشتن



شکل (۱): مدلی مفهومی از تکه‌های زیستگاه جانوران در منظر شهری که به‌صورت مجزا از یکدیگر قرار گرفته‌اند. لکه‌ها، زیستگاه‌های گونه‌های جانوری و فلش‌ها امکان حرکت و جابه‌جایی جانوران در بین زیستگاه‌هایشان را نشان می‌دهد (Poodat, 2013).

رویکرد صحیح نسبت به آن متناسب با هدف تحقیق دارد. هدف این مطالعه، تعیین روش اصلاح جهت مطالعه پیوستگی اکولوژیکی به منظور حفاظت از تنوع جانوری در سیمای سرزمین شهری است. به همین منظور، ابتدا پیوستگی با دیدگاهی عملکردی به طور مشخص تعریف شده است. سپس، روش‌های به‌کار برده شده در اندازه‌گیری و ارزشیابی پیوستگی اکولوژیکی مرور می‌شود. بر اساس روش‌های موجود و تعریف مشخص از پیوستگی، معیارهایی جهت روش منتخب تعیین می‌شود. روش‌های مختلف موجود با معیارهای تعیین شده، سنجیده و روش بهتر انتخاب می‌شود.

## تعریف پیوستگی

نقش اساسی پیوستگی برای تنوع زیستی و اکوسیستم و شناخت شفاف از ضرورت آن باعث رشد قابل ملاحظه مطالعات در این زمینه شده است (Goodwin, 2012; ISI web of science, 2003). به‌طور کلی پیوستگی تاکنون با در نظر گرفتن دو رویکرد کلی ساختاری و عملکردی تعریف شده است (Goodwin, 2003). توضیح بیشتر در مورد این رویکردها در مطالعه پودات و همکاران (۱۳۹۲) آمده است. بر اساس آن مطالعه و به‌منظور حفاظت و تقویت حرکت گونه‌های جانوری در سیمای سرزمین شهری، این تحقیق نیز رویکردی عملکردی برای تعریف پیوستگی و مطالعه آن‌را مناسب می‌داند. براساس آن مشابه تعریف تیلور و همکاران (Taylor et al., 1993)،

## معیارهای لازم برای ارزشیابی پیوستگی در منظر شهری

با مرور مطالعات مرتبط با هدف این مطالعه و بر اساس تعریف پیوستگی، تعدادی معیار جهت انتخاب روش اصلح مشخص شده است. این معیارها ویژگی‌ها و یا متغیرهایی هستند که باید هنگام ارزشیابی پیوستگی در نظر گرفته شوند. بعضی از متغیرها به ساختار منظر اشاره دارد و برخی به ویژگی‌های گونه جانوری تحت مطالعه مربوط می‌شود. مرور مطالعات گذشته نشان داد که ویژگی‌های ساختاری منظر همچون اندازه، شکل و فاصله لکه‌های زیستگاهی، توپولوژی و چیدمان فضایی لکه‌ها نسبت به یکدیگر، و ویژگی‌های عملکردی همچون ویژگی‌های حرکتی جانوران و ترجیحات زیستگاهی آنها باید در اندازه‌گیری پیوستگی اکولوژیکی در نظر گرفته شود. علاوه بر متغیرهای ذکر شده، پیوستگی باید با رویکرد چندین جانوری اندازه‌گیری شود تا نتایج هم‌خوان به‌دست آید که بر اساس آن اولویت‌های فعالیت‌های حفاظت حیات‌وحش در منطقه شهری مشخص شود. این معیارها در ادامه شرح داده شده است.

### • ویژگی‌های ساختاری لکه‌های زیستگاهی

هنگام بررسی پیوستگی، در نظر گرفتن ارزش‌های اکولوژیکی لکه‌های زیستگاهی منفرد همچون مساحت و کیفیت ضروری می‌باشد (Hodgson et al., 2009; e.g. Hanski & Ovaskainen, 2000; Urban & Keitt, 2001; Bunn et al., 2000). مساحت و کیفیت لکه می‌تواند به‌عنوان نشانه‌ای از وجود منابع مورد نیاز جانور به‌حساب آید. از دست دادن یک لکه بزرگ و با کیفیت بالای زیستگاهی برای منظر با ساختار فضایی مشخص، آثار منفی بیشتری نسبت به از دست دادن یک زیستگاه کوچک و با ارزش‌های اکولوژیک پایین داشته باشد. یک زیستگاه کوچک منابع غذایی و انرژی اندکی دارد و به‌دلیل پناهگاه‌های محدودش، جانور به آسانی در خطر تهدید گونه‌های شکارچی قرار می‌گیرد. به‌علاوه، اندازه و مساحت زیستگاه‌های مقصد حرکت جانوران<sup>(۴)</sup>، عاملی کلیدی در نرخ مهاجرت و اسکان دوباره در آن لکه به‌شمار می‌آید (Hanski, 1997; Moilanen & Nieminen, 2002). میزان جریان‌ات زیستی<sup>(۵)</sup> بین دو زیستگاه تابعی از مساحت زیستگاه مقصد است (Urban & Keitt, 2001). همچنین، مساحت یک لکه از نظر ساختاری در درون خود پیوسته است و میزان پیوستگی در سیمای سرزمین را

پیوستگی را به‌عنوان ویژگی ساختاری از منظر تعریف می‌کند که موجب تسهیل در حرکت جانوران در بین زیستگاه‌هایشان در سطح شهر می‌شود.

بر اساس بینش عملکردی، پیوستگی ویژگی مخصوص یک گونه جانوری می‌باشد (Doerr et al., 2010; Crooks & Sanjayan, 2006; Poodat et al., 2011). یعنی یک منظر مشخص می‌تواند برای یک گونه جانوری پیوسته و برای دیگری ناپیوسته باشد. این می‌تواند به دو دلیل عمده باشد. اول، از آنجا که جانوران نیازهای زیستگاهی متفاوتی دارند، زیستگاه‌های متفاوتی را برای زندگی درون منظر شهری برمی‌گزینند. این پیوستگی بین زیستگاه‌های مخصوص آن گونه جانوری است که می‌تواند شرایط زیستی آن گونه را بهبود بخشد. دوم، گونه‌های مختلف جانوری، ویژگی‌های حرکتی (حرکت بر روی زمین و یا پرواز)، توانایی جابه‌جایی و متوسط مسافت طی شده<sup>(۱)</sup>، توانایی حرکت در ماتریس شهری<sup>(۲)</sup> و طول عمر<sup>(۳)</sup> متفاوتی دارند. به‌طور مثال یک فاصله مشخص بین دو لکه زیستگاهی که برای یک پستاندار بزرگ پیوسته به نظر می‌رسد ممکن است برای یک دوزیست کوچک با توانایی حرکتی کمتر و عمر کوتاه‌تر ناپیوسته باشد. همچنین یک پوشش سرزمینی که به نظر می‌رسد حرکت گونه جانوری خاصی را تسهیل می‌کند، ممکن است مانع حرکت گونه‌های جانوری دیگر شود و آنها را در خطر از بین رفتن قرار دهد. برای مثال یک نهر آب با جریان آرام که زیستگاهی مناسب برای رشد بعضی از دوزیستان به‌شمار می‌رود، ممکن است باعث سد کردن حرکت یک پستاندار کوچک شود. این به این معناست که یک منظر شهری می‌تواند درجه‌های متفاوتی از پیوستگی را برای گونه‌های مختلف جانوری داشته باشد (پودات و همکاران، ۱۳۹۰) و بنابراین هنگام مطالعه پیوستگی در نظر گرفتن این ویژگی ضروری است.

با وجود گونه‌های جانوری مختلف در منظر شهری و زیستگاه‌های متفاوت آنها، ممکن است شبکه‌های زیستگاهی مختلفی برای گونه‌های جانوری در منظر وجود داشته باشد. مجموعه زیستگاه‌های یک گونه جانوری در منظر و پیوستگی بین آن زیستگاه‌ها، شبکه زیستگاهی جانور شناخته می‌شود (Poodat et al., 2011). این تقویت پیوستگی در هر یک از آن شبکه‌های زیستگاهی است که می‌واند شرایط زیستی بهتری را برای گونه‌های جانوری در شهر بوجود آورد و شرایط زیست بلند مدت آن گونه را در محیط شهری بهبود بخشد.

است. همچنین، پوشش گیاهی متراکم مناسب جهت پناهگاه یا منابع غذایی برای جانور کافی نیست. در مقایسه با فاصله اقلیدسی، هزینه حرکت به‌عنوان متغیری بهتر جهت پیش‌بینی توانایی حرکت جانوران در سیمای سرزمین شناخته شده است (O'Brien et al., 2006). به‌دلیل ساختار نامتناجس ماتریس شهری، در نظر گرفتن هزینه حرکت جانور در اندازه‌گیری پیوستگی لازم و ضروری است. هزینه حرکت نشانه پاسخ حرکتی جانور ضمن حرکت در اجزای مختلف سیمای سرزمین می‌باشد. به‌طور کلی، هزینه حرکت بر اساس مقاومت منظر<sup>(۱۳)</sup> نسبت به حرکت جانور (Beier et al., 2009; Adriaensen et al., 2003)، دریافت حسی جانور از محیط<sup>(۱۴)</sup> (Palmer et al., 2003; Schooley & Wiens, 2011)، رفتار جانور در انتخاب زیستگاه مناسب<sup>(۱۵)</sup> (O'Brien et al., 2006; Gardner & Gustafson, 2004) و یا ترکیبی از این مفاهیم (Petit & Burel, 1998) اندازه‌گیری شده است. مقاومت منظر به سختی حرکت جانور درون منظر برمی‌گردد و انرژی که جانور هنگام حرکت درون سیمای سرزمین صرف می‌کند. پوشش زمین، ساختار گیاهی، ارتفاع و تراکم گیاهی، نوع کاربری، توپوگرافی و شیب زمین، اقلیم و باد غالب همگی عوامل بالقوه‌ای هستند که در مقاومت سرزمین دخالت دارند. خطر مرگ و میر<sup>(۱۶)</sup> را می‌توان به‌عنوان عاملی موثر در مقاومت سرزمین به‌شمار آورد. برای مثال، حضور حیوانات خانگی و شکارچی در بعضی از انواع کاربری‌ها سبب خطر بالای مرگ‌ومیر برای جانوران در حال حرکت در آن قسمت از سیمای سرزمین می‌شود و بنابراین مقاومت سرزمین برای حرکت جانور را افزایش می‌دهد.

یکی از روش‌های معمول برای دخالت دادن پاسخ حرکتی جانوران ضمن حرکت، تهیه یک لایه مقاومت<sup>(۱۷)</sup> برای سیمای سرزمین است. لایه مقاومت، شبیه‌سازی منظر به‌صورت یک فایل رستر<sup>(۱۸)</sup> در محیط GIS است به‌طوری‌که، هر پیکسل از رستر نشان‌دهنده مقاومت منظر نسبت به گونه جانوری خاص در آن نقطه است. ارزش<sup>(۱۹)</sup> هر پیکسل از طریق مطالعات تجربی از حرکت جانور در منظر به‌دست می‌آید (e.g. in Richard & Armstrong, 2010). در صورتی‌که، بررسی‌های تجربی دقیقی در این زمینه وجود نداشته باشد، اغلب از نظر متخصصان درباره نحوه حرکت جانور در ساخت لایه مقاومت استفاده خواهد شد (Eycott et al., 2011; Cushman et al., 2009; Epps et al., 2007).

افزایش می‌دهد؛ حتی اگر آن لکه به‌طور کامل از زیستگاه‌های دیگر مجزا باشد (Pascual-Hortal & Saura, 2006; Ferrari et al., 2007; Fall et al., 2007).

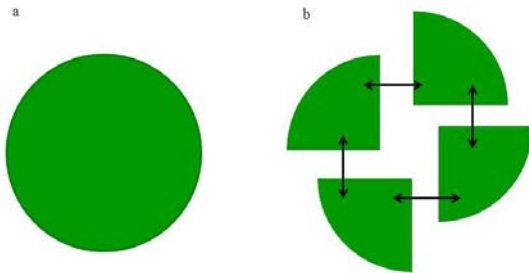
### • فاصله اقلیدسی لکه‌های زیستگاهی

احتمال پراکنش گونه‌های جانوری بین زیستگاه‌هایشان تابعی از فاصله اقلیدسی بین آن زیستگاه‌هاست (Hanski, 1994). فاصله اقلیدسی بین دو لکه، معیار مهمی است که در روش‌های مختلف ارزشیابی پیوستگی به‌کار گرفته شده است (Pither & Taylor, 1998; Petit & Burel, 1998; Bunn et al., 2000). برای مثال، پیوستگی بر اساس معکوس سنجه گسستگی لکه<sup>(۶)</sup> که همان فاصله لکه با لکه هم‌جوارش هست، اندازه‌گیری شده است (Calabrese & Fagan, 2004). مثال دیگر سنجه نزدیک‌ترین همسایه<sup>(۷)</sup> می‌باشد که همان فاصله اقلیدسی یک لکه خاص با نزدیک‌ترین لکه همسایه‌اش است. مثال دیگر، سنجه‌های ابرجمعیتی<sup>(۸)</sup> همچون احتمال اسکان<sup>(۹)</sup> و احتمال پراکنش<sup>(۱۰)</sup> است (Hanski, 1994; Hanski & Ovaskainen, 2000)، که مکرراً در اندازه‌گیری پیوستگی به‌کار رفته‌اند. در چنین شاخص‌هایی نیز فاصله اقلیدسی تا لکه مجاور یکی از متغیرهای در نظر گرفته شده است. معیار فاصله به‌تنهایی، قادر نیست ویژگی‌های حرکتی و توانایی‌های پراکنش گونه‌های منفرد را در اندازه‌گیری پیوستگی دخالت دهد (Calabrese & Fagan, 2004). با این همه در نظر گرفتن این متغیر ضروری است. زیرا، تحقیقات نشان داده که احتمال پراکنش جانور بین دو لکه زیستگاهی به‌طور تصاعدی با کاهش فاصله بین آن دو لکه، افزایش می‌یابد (Hanski, 1994).

### • هزینه حرکت برای جاندار

حرکت جانوران در سیمای سرزمین شهری تابعی از فاصله اقلیدسی بین لکه‌ها (Hanski, 1994) و هزینه حرکت<sup>(۱۱)</sup> گونه‌ای خاص می‌باشد (Palmer et al., 2011; Hokit et al., 2010; Stevens et al., 2006; Tischendorf & Fahrig, 2000) برای مثال، فارغ از فاصله اقلیدسی طی‌شده، هزینه حرکت برای گونه جانوری بندیکوت<sup>(۱۲)</sup> زمانی که در مناطق مسکونی در حال حرکت می‌باشد بیشتر است از زمانی که جانور در حال حرکت در بیشه‌زار و مرتع می‌باشد. در مناطق مسکونی جانور در معرض تهدید حیوانات شکارچی چون گربه و روباه

مورد نیاز است، تعیین می‌شود. در بررسی‌هایی که تاکنون انجام شده، ارتباط توپولوژیکی بین زیستگاه‌ها بر اساس ارتباط لکه با نزدیک‌ترین لکه هم‌جواریش (Fall et al., 2007)، با سایر لکه‌های هم‌جواری (McRae & Kavanagh, 2011) و یا با تمامی لکه‌های موجود در منظر (Mastisziw & Murray, 2009) تعیین شده است. زمانی که ارتباط توپولوژیکی بر مبنای ماتریس همسایگی تعیین شد، پیوستگی سیمای منظر می‌تواند بر اساس مجموع پیوستگی جفت‌های زیستگاه اندازه‌گیری شود (Mastisziw & Murray, 2009). برای مثال، روش‌های تئوری گراف (Urban & Keitt, 2001)، ماتریس‌های جفتی (Tischendorf & Fahrig, 2000)، و روش‌های وکتوری (Hanski, 1994) و روش‌های وکتوری (Tischendorf & Fahrig, 2000) پیوستگی را بر اساس توپولوژی بین لکه‌ها اندازه‌گیری و ارزشیابی می‌کنند. این گونه روش‌ها از تناقضی فریبنده<sup>(۲۹)</sup> رنج می‌برند. (شکل ۲) به این صورت که هر چه منظر بیشتر گسسته باشد، میزان پیوستگی محاسبه شده از طریق چنین روش‌هایی بالاتر خواهد بود (Moilanen & Hanski, 2001; Tischendorf & Fahrig, 2000) (شکل ۲). برای جلوگیری از چنین تناقضی، پاسکال هورتال و ساورا (2006) پیشنهاد می‌کنند که پیوستگی درون لکه<sup>(۳۰)</sup> علاوه بر پیوستگی بین لکه‌ها<sup>(۳۱)</sup> در محاسبه پیوستگی در نظر گرفته شود.



شکل (۲): تناقض فریبنده پیوستگی: شکل a و b سهم برابر از زیستگاه دارند با این تفاوت که شکل a پیوسته‌تر از شکل b می‌باشد. در روش‌های توپولوژیکی ممکن است میزان پیوستگی شکل b بیشتر از شکل a محاسبه شود (Poodat, 2013).

#### • وجود زیستگاه‌ها و پیوستگی درون زیستگاهی

مساحت یک لکه و پیوستگی که درون لکه‌های منفرد زیستگاهی وجود دارد، ممکن است برای بررسی‌های حفاظتی مهم‌تر و کاربردی‌تر از پیوستگی بین لکه‌ها و در محیط

کمی کردن لایه مقاومت گاهی اوقات با نامعلومی<sup>(۳۰)</sup> همراه است و شاخص اندازه‌گیری پیوستگی ممکن است به‌طور معکوسی از میزان هزینه‌ای که به هر پیکسل اختصاص داده شده متاثر شود (Rayfield et al., 2010). برای بالا بردن صحت نتایج، می‌توان اطلاعات چند لایه<sup>(۳۱)</sup> مختلف را تجمیع کرد و لایه نهایی مقاومت زمین را به‌دست آورد (Spear et al., 2010). در اینجا، هر لایه یک لایه ویژگی<sup>(۳۲)</sup> است که اطلاعاتی را در مورد رفتار حرکتی جانور فراهم می‌کند. همچون لایه مقاومت، لایه‌های ویژگی به‌صورت فایل‌های رستری در محیط GIS کمی می‌شوند. بسته به منظر و جانور تحت مطالعه، تعدادی از ویژگی‌های منظر که حرکت جانور مورد مطالعه را تحت تاثیر قرار می‌دهند، انتخاب و بر اساس مقاومتشان نسبت به حرکت جانور کمی می‌شوند. سپس، با روی هم گذاشتن لایه‌های مختلف پیکسل به پیکسل با هم ترکیب می‌شوند. به این ترتیب، مقاومت کل هر پیکسل در یک لایه مقاومت نهایی، برابر مجموع مقاومت آن پیکسل در لایه‌های مختلف ویژگی محاسبه می‌شود.

#### • توپولوژی و چینش فضایی لکه‌ها نسبت به یکدیگر

برای درک تاثیر چیدمان فضایی زیستگاه‌ها بر پراکنش جانوران، کمی کردن ارتباط توپولوژیکی بین لکه‌ها ضروری است. توپولوژی به ارتباط فضایی<sup>(۳۳)</sup> بین لکه‌ها، چیدمان فضایی آن‌ها نسبت به یکدیگر و همسایگی<sup>(۳۴)</sup> آن‌ها مربوط می‌شود (Chou, 1997). اهمیت شناخت این ارتباطات فضایی بین زیستگاه‌ها به این دلیل است که این ارتباط می‌تواند منجر به پیش‌بینی صحیح‌تر از تمایلات حرکتی جانور و مسیرهای حرکت در منظر شود. با داشتن چنین شناختی، لکه‌های زیستگاهی که پیوستگی بین آن‌ها اهمیت بیشتری دارد، از میان سایر زیستگاه‌های شهری شناسایی می‌شوند. توپولوژی به شناخت لکه‌های هم‌جواری و لکه‌هایی که در حین حرکت جانور قابل دسترس‌تر خواهند بود، کمک می‌کند. این لکه‌های مهم، در روانی حرکت<sup>(۳۵)</sup> جانور در منظر موثرترند (Urban & Keitt, 2001; Bodin & Norberg, 2007). با حذف چنین لکه‌هایی از منظر، پراکنش جانور در مقایسه با حذف لکه‌هایی که از نظر توپولوژی دارای چنین اهمیتی نیستند، به میزان زیادی تحت تاثیر قرار می‌گیرد. سنجه‌های مرکزگرایی<sup>(۳۶)</sup> بر همین اساس ساخته شده‌اند. ارتباط توپولوژیکی لکه‌های زیستگاهی بر مبنای ماتریس همسایگی متشکل از جفت لکه‌های زیستگاهی که پیوستگی بین آن‌ها

مطالعه را با سایر برنامه‌ها در سطح منظر تجمیع کنیم، باید پیوستگی یک منظر با دیدگاه چندین جانوری و با مطالعه تمامی جانوران ذی‌نفع در منظر بررسی شود. مطالعات پیوستگی در منظر تاکنون به مطالعه یک جانور منفرد (Vesas et al., 2009)، مطالعه جانورانی که در زیستگاه‌های مشابهی زندگی می‌کنند (Bunn et al., 2000) و یا فقط آنالیز کلی از پیوستگی ساختاری بدون در نظر گرفتن گونه‌ای خاص (Marulli & Mallarach, 2005) محدود شده است. تعداد انگشت شماری رویکرد چندین جانوری را در پیش گرفته‌اند که در آن پیوستگی در ارتباط با چند گونه جانوری مورد مطالعه قرار گرفته است (Rothley & Rae, 2005; Saura et al., 2011; Zetterberg et al., 2010; Carroll et al., 2012) یک رویکرد چندین جانوری، پیوستگی را با در نظر گرفتن تمامی انواع گونه‌های جانوری که برای حیات و بقای خود به پیوستگی احتیاج دارند، بررسی می‌کند. گاهی ممکن است از نظر عملی بررسی پیوستگی برای تمام جانوران عملی و ممکن نباشد. در این صورت، انتخاب جانوران حساسی که ممکن است در صورت فقدان پیوستگی منقرض شوند، جانورانی که از نظر علم حفاظت در اولویت هستند و یا انتخاب جانورانی حساس که نماینده‌ای از انواع زیستگاه‌های موجود در سطح شهر باشند، می‌تواند راه‌کارهایی برای یک آنالیز موثر باشد (Noss, 2007). مطالعه پیوستگی با اتخاذ رویکرد چندین جانوری می‌تواند تکرارها و تضادها را در تصمیم‌های مدیریتی کاهش دهد و در دراز مدت منابع مالی مورد نیاز برای چنین پروژه‌هایی را به‌طور موثری کاهش دهد. داشتن یک رویکرد چندین جانوری برای ارزشیابی پیوستگی به‌طور بالقوه منجر به برنامه‌ریزی‌های منطبق‌تر و هماهنگ‌تر می‌شود.

### پیشینه روش‌های مطالعه پیوستگی

پیوستگی مفهومی است که به‌طور فراوانی در علوم مختلف به‌کار برده شده و در نتیجه به توسعه روش‌ها و شاخص‌های متعدد برای مطالعه جوانب مختلف پیوستگی منتهی شده است. روش و سنجه منتخب برای مطالعه پیوستگی می‌تواند در محاسبه و برآورد ما از پیوستگی منظر تاثیر بگذارد (Kindlmann & Burel, 2008). یک منظر می‌تواند میزان‌های مختلفی از پیوستگی را با استفاده از روش‌های مختلف، در محاسبه از خود نشان دهد (Goodwin & Fahrig, 2002). بنابراین، یافتن

غیرزیستگاهی باشد. پیوستگی درون فضای زیستگاهی جانوران به پیوستگی درون لکه‌ای شناخته شده است (Saura & Pascual-Hortal, 2007). با وجود چنین فضای شاخصی، بررسی‌های پیوستگی گاه بدون توجه به پیوستگی درون لکه‌ای، فقط پیوستگی بین لکه‌ها را در نظر می‌گیرند. در چنین بررسی‌هایی حذف لکه‌های ناپیوسته از سیمای سرزمین بدون در نظر گرفتن اندازه و کیفیت آن‌ها، در میزان پیوستگی محاسبه شده از چنین روش‌هایی تغییری ایجاد نخواهد کرد. زیستگاه‌ها براساس میزان پیوستگی درونی خود ارزش اکولوژیک بیشتری پیدا می‌کنند. در نظر گرفتن پیوستگی درون لکه‌ای در اندازه‌گیری پیوستگی از تناقض فریبنده جلوگیری کرده و دیدگاهی حقیقی‌تر از مجموع ظرفیت منظر برای تسهیل حرکت جانوران ارایه می‌دهد.

### • ویژگی‌های خاص هر گونه جانوری و ترجیحات زیستگاهی جانور

برای بررسی دقیق‌تر از ظرفیت منظر در حمایت از پراکنش گونه‌های جانوری، پیوستگی منظر برای هر گونه باید به‌طور جداگانه و بر اساس ویژگی‌های حرکتی و به‌گزینی زیستگاهی جانور اندازه‌گیری شود. سطح دانش درباره توانایی حرکتی جانوران مورد مطالعه مهم است و باید در مطالعه پیوستگی مدنظر قرار گیرد. میانگین، حداکثر و حداقل توانایی پراکنش یک جانور در یک زیستگاه می‌تواند برآوردی از فاصله مناسب زیستگاه‌ها فراهم کند به‌طوری‌که، جانور قادر باشد آن فاصله را با موفقیت طی کند و به زیستگاه هدف برسد. به‌علاوه زیستگاه، یک مکان متعلق به یک گونه جانوری خاص است و برای هر جانوری پیوستگی بین زیستگاه‌های مناسبش مورد نظر است. در حقیقت، در سیمای سرزمین شهری شبکه‌های زیستگاهی متعددی وجود دارد که تقویت پیوستگی در هر یک از آن شبکه‌ها می‌تواند شرایط زیست جانور متعلق به آن‌را در منطقه شهری بهبود بخشد و به حفظ و ارتقای تنوع‌زیستی منجر شود.

### • دیدگاه چندین جانوری نسبت به تنوع‌زیستی یک منطقه شهری

مدیریت موثر، نیاز به یک رویکرد چندین‌جانوری برای تعیین مناسب بودن و جامع بودن منظر برای حمایت از تنوع زیستی دارد (Hokit et al., 1999). برای این که نتایج حاصل از

روشی اصلاح برای چنین مطالعه‌ای ضروری است. بررسی‌های انگشت‌شماری به‌طور مقایسه‌ای، دقت و ظرفیت واقعی روش‌ها و شاخص‌های پیوستگی را مورد بررسی قرار دادند (Pascual-Hortal & Saura, 2006; Saura & Pascual-Hortal, 2007). نداشتن چنین دیدگاهی تحلیلی، انتخاب روش اصلاح برای بافت شهری را مشکل می‌کند. هنگام مطالعه روش‌های مختلف دریافتیم که می‌توان روش‌های پیوستگی را تحت سه گروه عمده شامل: روش‌های تجربی، مدل‌سازی ساختاری و مدل‌سازی عملکردی دسته‌بندی کرد. هر یک از سه گروه در ادامه، توضیح داده شده است و برای هر دسته چند روش به‌طور نمونه آورده شده است.

**• روش‌های تجربی**

روش‌های تجربی برای بررسی پیوستگی، مربوط به آزمایش‌های صحرایی و مشاهده مستقیم حرکت جانوران می‌باشد. بررسی‌های تجربی با استفاده از روش‌های رادیو تلمتری<sup>(۳۳)</sup> (Gillis & Krebs, 2000)، روش‌های نمونه‌گذاری جانوران تحت عنوان علامت‌گذاری - آزادسازی - دوباره‌گیری<sup>(۳۴)</sup> (Hokit et al., 1999; Pither & Taylor, 1998; Haddad, 1999) و مطالعه تفاوت‌های ژنتیکی جمعیت‌های جانوران<sup>(۳۴)</sup> در زیستگاه‌های مجزا انجام می‌گیرد. علامت‌گذاری تعداد مشابهی از جانوران، آزادسازی جانوران در لبه یک زیستگاه خاص و دوباره‌گیری و به دام‌اندازی آن‌ها در زیستگاه‌های همسایه، سبب شناخت فراوانی حرکت جانور، میزان حرکت‌های موفق، اشغال زیستگاه‌های همسایه و نرخ مرگ‌ومیر جانور ضمن حرکت در منظر می‌شود. با استفاده از روش رادیو تلمتری طی زیستگاه‌های مجزا، حرکت جانور و نرخ مرگ و میر اندازه‌گیری می‌شود. تعقیب مستقیم حرکت جانوران شناخت پراکنش بین زیستگاه‌ها و تعیین مسیر حقیقی یا کریدور عملکردی<sup>(۳۵)</sup> را که مورد استفاده جانور است، ممکن می‌سازد (Schooley & Wiens, 2003). مطالعه تفاوت ژنتیکی جمعیت‌های زیستی بین دو یا چند لکه زیستگاهی نیز به‌منظور مطالعه تغییرات تاریخی ژنتیکی در جمعیت‌های جانوری و امکان جابه‌جایی جانوران بین آن لکه‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد.

**• مدل‌های ساختاری**

مدل‌های ساختاری، دومین گروه بزرگ از روش‌های مطالعه

پیوستگی را در بر می‌گیرد. چنین روش‌هایی فقط بر اساس ویژگی‌های ساختاری منظر و بدون توجه به رفتارها و ویژگی‌های حرکتی جانور در پاسخ به ساختار منظر، پیوستگی را ارزشیابی می‌کند (With et al., 1997). به‌عنوان نمونه‌هایی از این دسته روش‌ها می‌توان به سنج‌های ساختاری (Wu et al., 2006; Gustafson, 1998; Cushman et al., 2008; Riitters et al., 1995)، وجود اجزای ساختاری پیوستگی همچون زیستگاه‌ها و کریدورها و روش تئوری گرف (Keitt et al., 1997)، اشاره کرد. در این روش‌ها، ساختار پیچیده منظر با تعیین لکه‌هایی که پیوستگی بین آن‌ها مدنظر مطالعه است، در محیط GIS شبیه‌سازی می‌شود. مدل‌سازی ساختاری بر اساس نقشه کاربری‌ها و نقشه‌های پوشش زمین<sup>(۳۶)</sup> و انتخاب قسمت‌هایی از آن نقشه‌ها که دارای ارزش‌های اکولوژیکی هستند، انجام می‌گیرد (Young & Jarvis, 2001)، و یا بر اساس داده‌های سنجش از دور و تکنیک‌های تفسیر عکس هوایی و تصویر ماهواره‌ای، پوشش‌های زمین دارای ارزش اکولوژیکی انتخاب می‌شوند (Parker et al., 2008). هنگامی که ساختار لکه‌ای منظر مدل شد، پیوستگی با به‌کار بردن سنج‌های ساختاری اندازه‌گیری می‌شود (Wu et al., 2006; Gustafson, 1998). شبیه‌سازی بر اساس تئوری گرف یک گام جلوتر می‌رود و ماتریس همسایگی اجزای منظر را مشخص می‌کند. به طوری که، بر اساس آن بین هر لکه با سایر لکه‌های منظر ارتباطی در نظر گرفته می‌شود. پیوستگی در یک مدل گرف (شبکه) اغلب تابعی از فاصله بین لکه‌ها (Urban & Keitt, 2001) و چیدمان فضایی آن‌ها نسبت به یکدیگر است (Bodin & Norberg, 2007). پس از ساخته شدن مدل گرف، با استفاده از سنج‌های توپولوژیکی و اکولوژیکی پیوستگی بین زیستگاه‌ها اندازه‌گیری می‌شود.

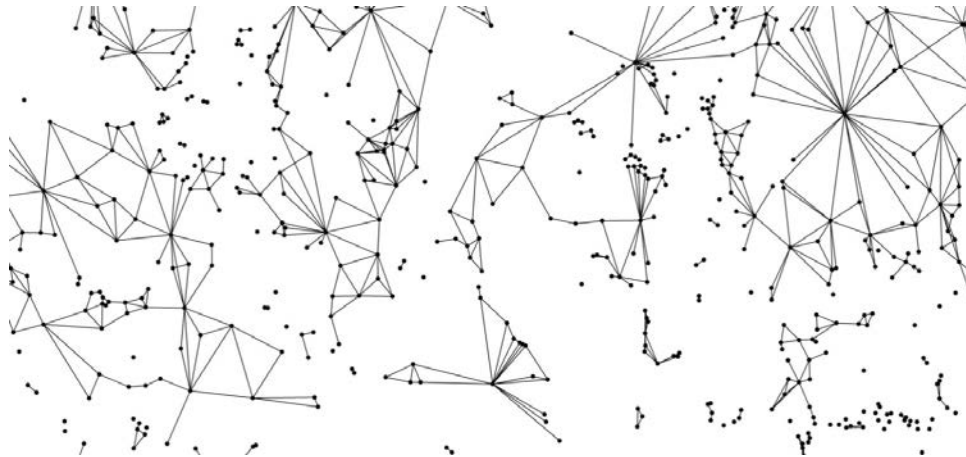
تئوری گرف مفهومی ریاضی است که برای مدل کردن رابطه بین عناصر منفرد استفاده می‌شود. تئوری گرف متشکل از تعداد زیادی نقطه و اتصال است (Harary, 1969)، به طوری که نقاط نماینده عناصر و اتصالات نشان دهنده ارتباط بین آن‌ها می‌باشد (شکل ۳). تئوری گرف در علم اکولوژی حفاظت و به خصوص ارزشیابی پیوستگی در بررسی‌های مختلف به‌کار برده شده است. کیت و همکاران (Keitt et al., 1997)، اولین تحقیق را در زمینه کاربرد این تئوری برای کمی کردن پیوستگی به منظور حفاظت حیات وحش انجام دادند. ساختار گرف مناسب ساختار

پیوستگی را در بر می‌گیرد. چنین روش‌هایی فقط بر اساس ویژگی‌های حرکتی جانور در پاسخ به رفتارها و ویژگی‌های حرکتی جانور در پاسخ به ساختار منظر، پیوستگی را ارزشیابی می‌کند (With et al., 1997). به‌عنوان نمونه‌هایی از این دسته روش‌ها می‌توان به سنج‌های ساختاری (Wu et al., 2006; Gustafson, 1998; Cushman et al., 2008; Riitters et al., 1995)، وجود اجزای ساختاری پیوستگی همچون زیستگاه‌ها و کریدورها و روش تئوری گرف (Keitt et al., 1997)، اشاره کرد. در این روش‌ها، ساختار پیچیده منظر با تعیین لکه‌هایی که پیوستگی بین آن‌ها مدنظر مطالعه است، در محیط GIS شبیه‌سازی می‌شود. مدل‌سازی ساختاری بر اساس نقشه کاربری‌ها و نقشه‌های پوشش زمین<sup>(۳۶)</sup> و انتخاب قسمت‌هایی از آن نقشه‌ها که دارای ارزش‌های اکولوژیکی هستند، انجام می‌گیرد (Young & Jarvis, 2001)، و یا بر اساس داده‌های سنجش از دور و تکنیک‌های تفسیر عکس هوایی و تصویر ماهواره‌ای، پوشش‌های زمین دارای ارزش اکولوژیکی انتخاب می‌شوند (Parker et al., 2008). هنگامی که ساختار لکه‌ای منظر مدل شد، پیوستگی با به‌کار بردن سنج‌های ساختاری اندازه‌گیری می‌شود (Wu et al., 2006; Gustafson, 1998). شبیه‌سازی بر اساس تئوری گرف یک گام جلوتر می‌رود و ماتریس همسایگی اجزای منظر را مشخص می‌کند. به طوری که، بر اساس آن بین هر لکه با سایر لکه‌های منظر ارتباطی در نظر گرفته می‌شود. پیوستگی در یک مدل گرف (شبکه) اغلب تابعی از فاصله بین لکه‌ها (Urban & Keitt, 2001) و چیدمان فضایی آن‌ها نسبت به یکدیگر است (Bodin & Norberg, 2007). پس از ساخته شدن مدل گرف، با استفاده از سنج‌های توپولوژیکی و اکولوژیکی پیوستگی بین زیستگاه‌ها اندازه‌گیری می‌شود.

تئوری گرف مفهومی ریاضی است که برای مدل کردن رابطه بین عناصر منفرد استفاده می‌شود. تئوری گرف متشکل از تعداد زیادی نقطه و اتصال است (Harary, 1969)، به طوری که نقاط نماینده عناصر و اتصالات نشان دهنده ارتباط بین آن‌ها می‌باشد (شکل ۳). تئوری گرف در علم اکولوژی حفاظت و به خصوص ارزشیابی پیوستگی در بررسی‌های مختلف به‌کار برده شده است. کیت و همکاران (Keitt et al., 1997)، اولین تحقیق را در زمینه کاربرد این تئوری برای کمی کردن پیوستگی به منظور حفاظت حیات وحش انجام دادند. ساختار گرف مناسب ساختار

مدل‌های ساختاری، دومین گروه بزرگ از روش‌های مطالعه

توسط مرکز جغرافیایی لکه و یا روش‌های دقیق دیگر که برای درآوردن نقاط از لکه‌ها در محیط فضایی استفاده شده به نمایش گذاشته می‌شوند (Farmer et al., 2011; Deakin & Bird, 2002; Poodat et al., 2011).



شکل (۳): یک شبکه در منظر شهری مربوط به یک نوع خاص گونه جانوری: نقاط نماینده موقعیت جغرافیایی زیستگاه‌های جانوری و اتصالات نماینده امکان پراکنش موفق بین زیستگاه‌ها می‌باشد (Poodat, 2013)

یک لایه مقاومت انجام می‌گیرد تعیین هزینه حرکت در هر واحد از منظر به اندازه‌گیری فاصله موثر<sup>(۳۷)</sup> بین زیستگاه‌ها کمک می‌کند (Adriaensen et al., 2003). فاصله موثر هم فاصله اقلیدسی و هم مقاومت منظر را شامل می‌شود، بنابراین برآورد بهتری از امکان پراکنش بین لکه‌ها فراهم می‌نماید. فاصله موثر جمع هزینه حرکت در هر سلول در طول مسیر حرکت جانور از لکه‌ای به لکه دیگر است ( $Effective\ Distance = \sum [cost\ of\ travel\ in\ each\ pixel]$ ) (شکل ۴). هزینه حرکت در هر لکه نیز با ضرب مقاومت هر پیکسل در مسافتی که جانور در سلول طی کرده به دست می‌آید  $cost\ of\ travel\ in\ each\ pixel = [resistance] \times [Euclidian\ distance]$  در برخی بررسی‌ها فاصله موثر به تنهایی به عنوان شاخص اندازه‌گیری پیوستگی به کار برده شده است (Petit & Burel, 1998).

محاسبه فاصله موثر عامل اصلی در ارزشیابی پیوستگی بر اساس روش عملکردی است. یکسری روش‌ها برای محاسبه فاصله موثر وجود دارد. دو روش معروف در این دسته، تئوری حرکت تصادفی<sup>(۳۸)</sup> و مدل‌سازی حداقل هزینه<sup>(۳۹)</sup> است. این روش‌ها به طور فراوانی برای مناطق مطالعاتی وسیع برای محاسبه پیوستگی و برای مکان‌یابی و طراحی کریدورهای واقعی در منظر به کار

منظر شهری به شدت تغییر یافته و تکه تکه می‌باشد (Minor & Urban, 2008; Moilanen, 2011; Galpern et al., 2011). در کاربرد اکولوژیک از تئوری گراف، نقاط در مدل گراف، نماینده موقعیت جغرافیایی جمعیت‌های زیستی یا زیستگاه‌های بالقوه‌ای هستند که جمعیت‌های جانوری در آن‌ها زیست می‌کنند. در یک محیط GIS، لکه‌های زیستگاهی به طور کلی،

اتصالات، از طرف دیگر، نشان‌دهنده ارتباطات توپولوژیک بین نقاط در محیط GIS است که امکان حرکت جانوران بین زیستگاه‌ها و جمعیت‌هایشان را به نمایش می‌گذارد. لینک‌ها همچنین ارتباط توپولوژیکی بین نقاط را به نمایش می‌گذارند. با داشتن یک رویکرد دوگانه نسبت به ارزشیابی پیوستگی، دو نقطه در یک شبکه، پیوسته و یا ناپیوسته می‌باشند. با یک رویکرد احتمالی، دو نقطه کسری از پیوستگی را دارا هستند. فاصله از نقطه‌ای تا نقطه‌ی دیگر اندازه‌گیری می‌شود و یا از لکه‌های زیستگاه‌های مربوط به نقاط اندازه‌گیری می‌شود. بر اساس تئوری گراف مدل‌های ساختاری قادرند پیوستگی را در منظر برای یک یا مجموعه‌ای از جانوران به نمایش بگذارند.

### • مدل‌های عملکردی

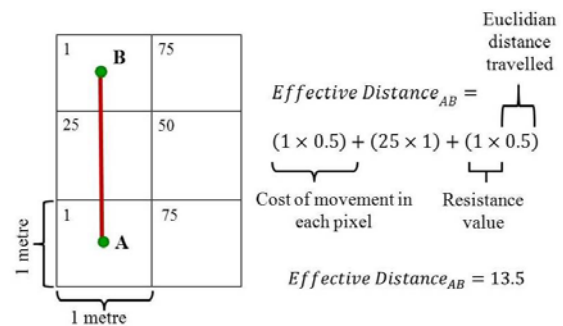
مدل‌های عملکردی، ویژگی‌ها و پاسخ‌های حرکتی جانور ضمن جابه‌جایی درون منظر را در ارزشیابی پیوستگی تاثیر می‌دهند. آن‌ها پراکنش جانور در ماتریس غیر زیستگاهی و نقش ماتریس را در پیوستگی منظر در نظر می‌گیرند. مشارکت دادن پاسخ‌های حرکتی جانور در ارزشیابی عملکردی از پیوستگی اغلب با ساخت



داده شده با هزینه مسیر (*cwdist*) یا مسیرهای با حداقل هزینه قرار داده می‌شود. مدل‌سازی با حداقل هزینه، پردازش کامپیوتری سنگینی را می‌طلبد و در مواردی که آنالیز برای داده‌های وسیعی در حال انجام است، ممکن است با توجه به امکانات و تسهیلات کامپیوتری موجود انجام‌پذیر نباشد (Urban et al., 2009; Moilanen, 2011). نقد معمول در روش حداقل هزینه این است که یک مسیر منفرد قادر نیست منعکس‌کننده حرکت حقیقی یک گونه جانوری خاص باشد. این امر به دلیل موقعیت آن مسیر است که جانور همیشه قادر به شناسایی آن نمی‌باشد (Moilanen, 2011). برای بهبود کاربرد الگوریتم حداقل هزینه، مسیرهای کوتاه مکرر به جای یک مسیر حداقل هزینه پیشنهاد شده است (Urban et al., 2009; Beier et al., 2009; Pinto & Keitt, 2009). نتوبالد (Theobald, 2006) تولید یک چهارم مسیرهای با حداقل هزینه را برای ارزشیابی پیوستگی پیشنهاد می‌کند. جهت تاثیر پاسخ‌های حرکتی جانوران در ارزشیابی پیوستگی منظر، همچنین ویژگی‌های ساختاری منظر، روش‌های عملکردی می‌توانند با روش‌های ساختاری به صورت توأمان استفاده شوند. کاربرد توأمان مدل‌سازی حداقل هزینه با تئوری گرف از این دست روش‌هاست. در چنین روش‌هایی، اتصالات موجود در شبکه به جای فاصله اقلیدسی با فاصله موثر وزن داده می‌شوند. مدل کردن اتصالات با فاصله موثر نسبت به مدل کردن آن‌ها با فاصله اقلیدسی، مدل گرف را از جنبه فرایندهای زیستی پرمعنا تر می‌کند و می‌تواند روش‌های ساختاری را به روش‌های مدل کردن عملکردی مربوط کند.

### بحث و انتخاب روش اصلاح جهت مطالعه پیوستگی در محیط شهری

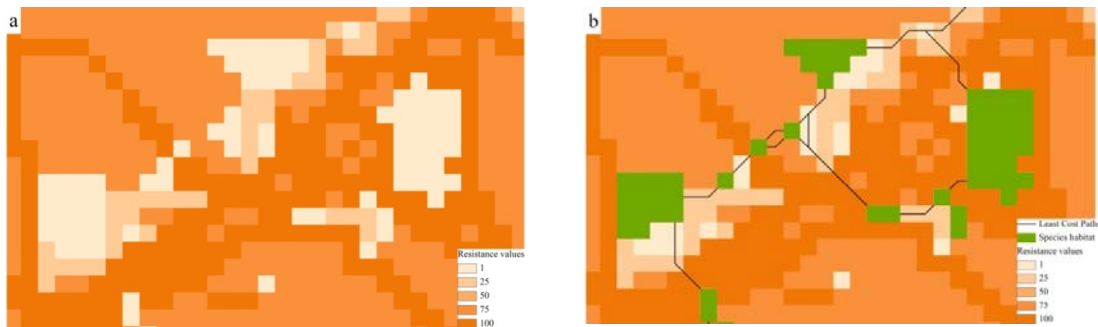
در این بخش، روش‌های مختلف مطالعه پیوستگی با توجه به معیارهای لازم جهت بررسی آن منظر شهری به بحث گذاشته و مقایسه می‌شود. جدول (۱)، نتیجه این مقایسه را نشان می‌دهد. برخی بر این اعتقاد هستند که بررسی‌های صحرایی و مشاهده مستقیم حرکت جانوران در منظر، تنها برآورد صحیح از پیوستگی واقعی منظر می‌باشد (Calabrese & Fagan, 2004). با وجود این، بررسی‌های تجربی در مساحت منطقه مورد مطالعه، بازه زمانی مورد مطالعه و تعداد گونه تحت مطالعه محدود عمل می‌کنند و برای مقیاس تمام سیمای سرزمین عملی



### شکل (۴): محاسبه فاصله موثر در طول یک مسیر هنگامی که جانور مورد مطالعه در حال حرکت است: فاصله موثر برابر جمع هزینه حرکت در هر واحد منظر است (Poodat, 2013)

برده شده‌اند. برای مثال اول، فاصله موثر می‌تواند با به کار بردن تئوری حرکت تصادفی (Skellam, 1951) محاسبه شود، به طوری که تمامی مسیرهای کوتاه<sup>(۴۰)</sup> ممکن بین دو لکه شبیه سازی می‌شوند (Palmer et al., 2011). با کاربرد تئوری مدار<sup>(۴۱)</sup> در شبیه‌سازی حرکت تصادفی، مکری و همکاران (McRae et al., 2008) پیشنهاد دادند که فاصله موثر نهایی بین یک جفت لکه، هنگامی که چند مسیر مختلف موجود است، تابعی از فاصله وزن داده شده با هزینه<sup>(۴۲)</sup> و تعداد مسیرهایی باشد که شبیه‌سازی شده‌اند. اساس این روش، بر اساس قانون‌های تئوری مدار است که بر اساس آن مقاومت بین یک جفت لکه کم می‌شود هنگامی که مسیرهای بیشتری بین زیستگاه‌ها وجود داشته باشد. درون یک سیمای سرزمین واقعی، وجود مسیرهای متعدد بین دو زیستگاه، امکان پراکنش جانوران را افزایش می‌دهد. بر اساس این رویکرد با افزایش تعداد مسیرها، فاصله موثر نهایی کاهش می‌یابد.

دومین مثال، برای محاسبه فاصله موثر با استفاده از مدل‌سازی حداقل هزینه است. بر اساس این روش یک مسیر منفرد (Adriaensen et al., 2003) و یا تعدادی مسیر (Theobald, 2006) با حداقل هزینه جمعی بین زیستگاه‌های جانور بر اساس یک لایه مقاومت در محیط GIS تولید می‌شود. این‌ها مسیرهای دارای حداقل هزینه<sup>(۴۳)</sup> (LCP) نامیده می‌شوند. با بهینه‌سازی<sup>(۴۴)</sup> فاصله وزن داده شده با هزینه (*cwdist*) از میان تمامی مسیرهای کوتاه بین لکه‌ها، یک مسیر با حداقل فاصله مشخص می‌شود (شکل ۵). فاصله موثر، سپس برابر فاصله وزن



شکل (۵): مدل‌سازی با حداقل هزینه بین لکه‌های زیستگاهی جانور: (a) یک لایه مقاومت تهیه شده که نشان‌دهنده مقاومت منظر نسبت به حرکت جانور است (b) مسیرهای با حداقل هزینه (LCP) که بین زیستگاه‌های جانور تولید شده است. LCP ها طی قسمت‌های با هزینه پایین در منظر به وجود آمده اند (Poodat, 2013).

جدول (۱): ارزشیابی کاربرد روش‌های موجود پیوستگی برای کاربرد در منظر شهری با مقایسه آن‌ها با معیارهای انتخاب شده در این تحقیق

معیارها								روش‌ها		
قابلیت گنجاندن حجم زیاد اطلاعات در یک مقیاس کلان	دیدگاه چندین جانوری نسبت به تنوع زیستی	هزینه حرکت جانور	ویژگی خاص هر گونه جانوری و ترجیحات زیستگاهی جانور	وجود زیستگاه‌ها و پیوستگی درون زیستگاهی	توپولوژی و پیش‌فرضی لکه‌ها نسبت به یکدیگر	فاصله اقلیدسی لکه‌های زیستگاهی	ویژگی‌های ساختاری لکه‌های زیستگاهی (مساحت، کیفیت)			
✓		✓	✓				رادپو تلمتری		روش‌های تجربی	
		✓	✓				علامت‌گذاری-آزادسازی-دوباره‌گیری			
		✓	✓				بررسی تفاوت‌های ژنتیکی جمعیت‌های جانوری			
✓						✓	✓		استفاده از سنج‌های ساختاری	روش‌های مدل‌سازی ساختاری
✓				✓			✓		بررسی وجود زیستگاه و نسبت زیستگاه به کریدور در منظر	
						✓			اندازه‌گیری فاصله اقلیدسی تا نزدیک‌ترین لکه هم‌جوار	
✓	✓			✓	✓	✓	✓		تئوری گرف	روش‌های مدل‌سازی عملکردی
		✓	✓			✓			اندازه‌گیری فاصله موثر	
		✓	✓			✓		اندازه‌گیری فاصله موثر تا نزدیک‌ترین همسایه		
✓	✓	✓	✓			✓		تئوری حرکت تصادفی و تئوری مدارهای الکتریکی	روش‌های مدل‌سازی عملکردی	
✓		✓	✓	✓		✓		مدل‌سازی حداقل هزینه		
✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	تئوری گرف و مدل‌سازی حداقل هزینه		

گرفتن تمامی معیارهای لازم برای مطالعه پیوستگی در مناطق شهری را ممکن می‌سازد.

از میان روش‌های مختلف موجود در این دسته، استفاده توامان تئوری گراف و مدل‌سازی حداقل هزینه می‌تواند تمامی معیارهای لازم برای بررسی پیوستگی اکولوژیکی در محیط شهری را برآورده سازد (جدول ۱). یک شبکه وزن داده شده با فاصله موثر بین زیستگاه‌ها می‌تواند برآورد صحیح‌تری را از پیوستگی در مقایسه با روش‌های ساختاری صرف ارائه دهد و به این ترتیب هزینه حرکت جانور در ماتریس غیرزیستگاهی شهر در مطالعه در نظر گرفته خواهد شد. کاربرد توامان مدل‌سازی حداقل هزینه با تئوری گراف نمونه‌ای از پل زدن بین روش‌های مدل‌سازی ساختاری و عملکردی است (Bunn et al., 2000). استفاده توامان از تئوری گراف و روش حداقل هزینه به‌عنوان روش بهتر برای ارزشیابی پیوستگی در مقیاس منطقه شهری به منظور حفاظت از پراکنش جانوران پیشنهاد می‌شود.

### نتیجه‌گیری

پیوستگی بین لکه‌های زیستگاهی جانوران، عاملی مهم برای بقای جانوران در سطح شهر و حمایت از تنوع زیستی است. به دلیل اهمیت نقش پیوستگی در بهبود فرایندهای اکولوژیکی، تاکنون تعاریف و رویکردهای مختلفی از جمله رویکردهای ساختاری و عملکردی جهت مطالعه پیوستگی تدوین شده است. به دلیل ساختار نامتجانس منطقه شهری، رویکردهای عملکردی از نظر فراهم آوردن میزان شناخت از امکان حرکت گونه‌های جانوری در سیمای سرزمین، واقع بینانه‌تر هستند. بر اساس رویکرد عملکردی پیوستگی اکولوژیکی یک ویژگی ساختاری از منظر شهری است که امکان حرکت گونه‌های جانوری را بین زیستگاه‌هایشان فراهم می‌کند. از آن جا که هرگونه جانوری نیازهای زیستگاهی و توانایی و ویژگی‌های حرکتی منحصر به فرد دارد، لازم است پیوستگی به عنوان ویژگی منحصر به نوع خاصی از گونه‌ها شناخته و مطالعه شود. به این ترتیب، یک منظر ممکن است درجه‌های متفاوتی از پیوستگی برای جانداران مختلف داشته باشد. در حقیقت، درون یک منظر شهری شبکه‌های زیستگاهی مختلفی برای گونه‌های جانوری وجود دارد که تقویت پیوستگی هر یک از آن شبکه‌ها می‌تواند شرایط زیستی بهتری را برای گونه‌ای خاص در شهر فراهم کند. در این مطالعه، معیارهای لازم جهت بررسی پیوستگی با چنین رویکردی

نیست (Calabrese & Fagan, 2004). بررسی‌های تجربی اغلب پیوستگی را مورد یک گونه خاص جانوری مطالعه می‌کنند (Hokit et al., 1999; Petit & Burel, 1998; Haddad, ) 1999 این روش‌ها، فقط می‌توانند برای نمونه‌ای از لکه‌های زیستگاهی مجاور به کار روند، ولی قادر نیستند برای تمام منطقه شهری استفاده شوند.

از طرف دیگر، روش‌های مدل‌سازی ساختاری قادر هستند ویژگی‌های ساختاری منظر و اجزای منظر همچون ارزش‌های اکولوژیک زیستگاه‌ها، هم‌جواری و توپولوژی را در نظر گیرند. ولی به دلیل این که ویژگی‌های حرکتی و پاسخ‌های حرکتی جانور نسبت به ساختار منظر را در مطالعه در نظر نمی‌گیرند، این روش‌ها قادر نیستند برآوردهای دقیقی از پیوستگی حقیقی منظر ارائه دهند (Calabrese & Fagan, 2004). روش‌های ساختاری عمدتاً براساس این فرض هستند که الگوهای ساختاری منظر بر پراکنش جانوران تاثیرگذار است (Calabrese & Fagan, 2004) و تاثیر ماتریس شهری را بر پراکنش جانور دست‌کم می‌گیرند (Kindlmann & Burel, 2008). این دسته از روش‌ها، زمانی می‌توانند پیوستگی را دقیق محاسبه کنند که حرکت جانور فقط در درون زیستگاه‌ها انجام شود (Goodwin, ) 2003). درحالی‌که، برای جانورانی با توانایی بالاتر حرکتی، تاثیر ماتریس غیرزیستگاهی بر حرکت جانوران به مراتب بیشتر است. زیرا، حرکت آن‌ها محدود به درون زیستگاه‌ها نیست و در ماتریس شهری هم حرکت می‌کنند. حرکت جانور می‌تواند از ساختار شهری همچون زیرساخت‌ها و ساختارهای شهری نفوذ ناپذیر یا بسته به جانور مورد مطالعه توسط سایر ساختارهای بازدارنده مثل نور و صدا متاثر شود، این در حالی است که مدل‌های ساختاری به‌تنهایی قادر به چنین شناختی نیست.

نحوه تقابل حرکتی جانوران با ساختار منظر در گروه سوم از روش‌های پیوستگی یعنی مدل‌سازی عملکردی دیده شده است. روش‌های عملکردی قادرند پاسخ‌های حرکتی جانوران به ساختار منظر را با کمی کردن هزینه حرکت بر اساس لایه مقاومت در نظر بگیرند. هر دو روش‌های ساختاری و عملکردی، بیشتر برای مقیاس منطقه‌ای کاربرد دارند. در مقایسه با اطلاعات تجربی و مشاهده مستقیم نحوه حرکت جانور، مدل‌های عملکردی می‌تواند دیدگاه‌ها و پیش‌بینی‌های بالقوه نسبت به ظرفیت منظر برای حرکت جانوران به‌دست آورد (Goodwin, ) 2003). کاربرد توامان مدل‌های عملکردی و ساختاری، در نظر

2. Gap crossing ability
3. Longevity
4. Target patch
5. Biological flux
6. Patch isolation
7. Nearest neighbour measure
8. Metapopulation indices
9. Probability of colonisation
10. Probability of Dispersal
11. Cost of movement
12. Bandicoot
13. Resistance of the landscape
14. species perceptual ranges
15. species habitat selection behaviour
16. Mortality risk
17. Resistance layer
18. Raster
19. Value
20. Uncertainty
21. Multivariate surfaces
22. Attribute layer
23. Spatial relationship
24. Adjacency
25. Traversability
26. Centrality metrics
27. Pair-wise matrices
28. Vector-based methods
29. Deceptive paradox
30. Intra-patch connectivity
31. Inter-patch connectivity
32. Radio-telemetry
33. Mark-release-recapture
34. Genetic variation of biological population
35. Functional corridor
36. Land cover
37. Effective distance
38. Random walk theory
39. Least-cost modelling
40. Short paths
41. Circuit theory
42. Cost-weighted distance
43. Least-cost modelling
44. Optimisation

مشخص شده است. این تحقیق مشخص کرد که ویژگی‌های ساختاری منظر مانند: اندازه، شکل و فاصله لکه‌های زیستگاهی، توپولوژی و چیدمان فضایی لکه‌ها نسبت به یکدیگر، و ویژگی‌های عملکردی همچون ویژگی‌های حرکتی جانوران و به‌گزین زیستگاهی آن‌ها، باید در اندازه‌گیری پیوستگی اکولوژیکی در نظر گرفته شود. علاوه بر متغیرهای ذکر شده، پیوستگی باید با رویکرد چندین جانوری اندازه‌گیری شود تا نتایج هم‌خوان به‌دست آید که بر اساس آن بتوان اولویت‌های فعالیت‌های حفاظت حیات‌وحش را در منطقه شهری مشخص کرد. هنگام مرور روش‌های مختلف، دریافتیم که می‌توان روش‌های پیوستگی را تحت سه گروه عمده شامل: روش‌های تجربی، مدل‌سازی ساختاری و مدل‌سازی عملکردی دسته‌بندی کرد. با مقایسه روش‌ها با معیارهای مشخص شده دریافتیم که استفاده توأمان روش تئوری گرف و مدل‌سازی حداقل هزینه قادر است تمامی معیارهای مشخص شده جهت بررسی پیوستگی را برآورده سازد. چنین رویکردی، اساس ساخت چارچوبی عملیاتی برای بررسی پیوستگی در سیمای سرزمین شهری و تعیین اولویت‌های حفاظت و مرمت پیوستگی است. گام بعدی این تحقیق، می‌تواند کاربرد این چارچوب در یک نمونه مطالعاتی شهری و تدقیق روش کار باشد.

### تقدیر و تشکر

این تحقیق، بخشی از مبانی نظری پایان‌نامه دکتری است که در دانشگاه آر. ام. آی. تی. استرالیا تحت راهنمایی دکتر کالین ارواسمیت و مشاوره دکتر دیوید فریزر و دکتر اسلین گوردن انجام شده است. از وزارت علوم، تحقیقات و فن‌آوری برای حمایت مالی از این تحقیق قدردانی می‌شود.

### یادداشت‌ها

1. Mean dispersal distance

### فهرست منابع

- پودات، ف.؛ برق‌جلوه، ش.؛ و اروسمیت، ک. ۱۳۹۲. تحلیلی بر پیوستگی اکولوژیکی به منظور حفاظت حیات وحش در منظر شهری. اولین کنفرانس بین‌المللی اکولوژی سیمای سرزمین، دانشگاه صنعتی اصفهان، ایران.
- پودات، ف.؛ برق‌جلوه، ش.؛ و شرفی، س. م. ۱۳۹۰. کاربرد تئوری گرف در ارزیابی اثرات اکولوژیکی. پنجمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط‌زیست، دانشگاه تهران، ایران.

- Adriaensen, F.; Chardon, J. P.; De Blust, G.; Swinnen, E.; Villalba, S.; Gulink, H. & Matthysen, E. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64: 233-247.
- Alberti, M. 2004. Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystems*, 7: 241-265.
- Beier, P.; Majka, D. R. & Newell, S. L. 2009. Uncertainty analysis of least-cost modeling for designing wildlife linkages. *Ecological Applications*, 19: 2067-2077.
- Bennett, A. 2003. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bodin, O. & Norberg, J. 2007. A network approach for analyzing spatially structured populations in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, 22: 31-44.
- Bunn, A. G.; Urban, D. L. & Keitt, T. H. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59: 265-278.
- Calabrese, J. M. & Fagan, W. F. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2.
- Carroll, C.; McRae, B. H. & Brookes, A. 2012. Use of linkage mapping and centrality analysis across habitat gradients to conserve connectivity of Gray Wolf population in Western North America. *Conservation Biology*, 26: 78-87.
- Chou, Y.-H. 1997. *Exploring Spatial Analysis in Geographic Information Systems*, New York, OnWord Press.
- Crooks, K. R. & Sanjayan, M. (eds.) 2006. *Connectivity Conservation*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Cushman, S. A.; McGarigal, K. & Neel, M. C. 2008. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*, 8: 691-703.
- Deakin, R. E. & Bird, S. C. 2002. The Centroid? Where would you like it to be? *Cartography*, 31: 153-167.
- Doerr, V. A. J.; Doerr, E. D. & Davies, M. J. 2010. Does structural connectivity facilitate dispersal of native species in Australia's fragmented terrestrial landscapes? *Systematic Review No. 44*.
- Epps, C. W.; Wehausen, J. D.; Bleich, V. C.; Torres, S. G. & Brashares, J. S. 2007. Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. *Journal of Applied Ecology*, 44: 714-724.
- Eycott, A. E.; Marzano, M. & Watts, K. 2011. Filling evidence gaps with expert opinion: The use of Delphi analysis in least-cost modelling of functional connectivity. *Landscape and Urban Planning*, 103: 400-409.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66: 1762-1768.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8: 50-59.
- Fall, A.; Fortin, M.-J.; Manseau, M. & O'Brien, D. 2007. Spatial graphs: Principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems*, 10: 448-461.
- Farina, A. 2000. *Landscape Ecology in Action*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Farmer, E.; Jones, S. D. & Deakin, R. E. 2011. Derivations of a resilient polygon centroid for natural resource management applications. *International Journal of Geographical Information Science*, 25: 1545-1558.
- Ferrari, J. R.; Lookingbill, T. R. & Neel, M. C. 2007. Two measures of landscape-graph connectivity: assessment across gradients in area and configuration. *Landscape Ecology*, 22: 1315-1323.
- Galpern, P.; Manseau, M. & Fall, A. 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation*, 144: 44-55.

- Gardner, R. H. & Gustafson, E. J. 2004. Simulating dispersal of reintroduced species within heterogeneous landscapes. *Ecological Modelling*, 171: 339-358.
- Gillis, E. A. & Krebs, C. J. 2000. Survival of dispersing versus philopatric juvenile snowshoe hares: Do dispersers die? *Oikos*, 90: 343-346.
- Goodwin, B. J. 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology*, 18: 687-699.
- Goodwin, B. J. & Fahrig, L. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos*, 99: 552-570.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, 1: 143-156.
- Haddad, N. M. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: A landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications*, 9: 612-622.
- Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 63: 151-162.
- Hanski, I. 1997. Predictive and practical metapopulation models: the incidence function approach. *In: Tilman, D. & Kareiva, P. (eds.) Spatial ecology*. Princeton, USA: Princeton University Press.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404: 755-758.
- Harary, F. 1969. *Graph Theory*, Addison-Wesley Reading Mass.
- Heller, N. E. & Zavaleta, E. S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142:14-32.
- Hobbs, R. J. & Hopkins, A. J. M. 1991. The role of conservation corridors in a changing climate. *Nature conservation 2: the role of corridors*, 281-290.
- Hodgson, J. A.; Thomas, C. D.; Wintle, B. A. & Moilanen, A. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: Back to basics. *Journal of Applied Ecology*, 46: 964-969.
- Hokit, D. G.; Ascunce, M.; Ernst, J.; Branch, L. C. & Clark, A. M. 2010. Ecological metrics predict connectivity better than geographic distance. *Conservation Genetics*, 11: 149-159.
- Hokit, D. G.; Stith, B. M. & Branch, L. C. 1999. Effects of landscape structure in florida scrub: a population perspective. *Ecological Application*, 9: 124-134.
- Hough, M. 2004. *Cities & Natural Process: A Basis for Sustainability*, London ,Routledge.
- ISI web of science. 2012. *Citation report* [Online]. Thomson Reuters. Available: [http://apps.webofknowledge.com/summary.do?SID=W1HhecJnbaa1Ip5bobN&product=WOS&qid=6&search\\_mode=GeneralSearch](http://apps.webofknowledge.com/summary.do?SID=W1HhecJnbaa1Ip5bobN&product=WOS&qid=6&search_mode=GeneralSearch).
- Keitt, T. H.; Urban, D. L. & Milne, B. T. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology*, 1: 4.
- Kindlmann, P. & Burel, F. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*, 23: 879-890.
- Marulli, J. & Mallarach, J. M. 2005. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning*, 71: 243-262.
- Mastisziw, T. C. & Murray, A. T. 2009. Connectivity change in habitat networks. *Landscape Ecology*, 24: 89-100.
- McRae, B. H.; Dickson, B. G.; Keitt, T. H & .Shah, V. B. 2008. Using Circuit Theory To model Connectivity in Ecology. *Ecology*, 89: 2712-2724.

- McRae, B. H. & Kavanagh, D. M. 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software [Online]. Seattle WA: The Nature Conservancy. Available: <http://www.circuitscape.org/linkagemappe>.
- Minor, E. S. & Urban, D. L. 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology*, 22: 297-307.
- Moilanen, A. 2011. On the limitations of graph-theoretic connectivity in spatial ecology and conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1543-1547.
- Moilanen, A. & Hanski, I. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos*, 95: 147-155.
- Moilanen, A. & Nieminen, M. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, 2002, 1131-1145.
- Noss, R. F. 2007. Focal Species for Determining Connectivity Requirements in Conservation Planning. *In*: Hobbs, R. J. & Lindenmayer, D. B. (eds.) *Managing and designing landscapes for conservation: Moving from perspectives to principles*. London: Zoological Society of London.
- Noss, R. F.; Dobson, A. P.; Baldwin, R.; Beier, P.; Davis, C. R.; Dellasala, D. A.; Francis, J.; Locke, H.; Nowak, K.; Lopez, R.; Reining, C.; Trombulak, S. C. & Tabor, G. 2012. Bolder Thinking for Conservation. *Conservation Biology*, 26: 1-4.
- O'Brien, D.; Manseau, M.; Fall, A. & Fortin, M. J. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation*, 13:70-83.
- Palmer, S. C. F.; Coulon, A. & Travis, J. M. J. 2011. Introducing a 'stochastic movement simulator' for estimating habitat connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*, 2: 258-268.
- Parker, K.; Head, L.; Chisholm, L. A. & Feneley, N. 2008. A conceptual model of ecological connectivity in the Shellharbour Local Government Area, New South Wales, Australia. *Landscape and Urban Planning*, 86: 47-59.
- Pascual-Hortal, L. & Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21: 959-967.
- Petit, S. & Burel, F. 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 69: 243-252.
- Pinto, N. & Keitt, T. H. 2009. Beyond the least-cost path: Evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology*, 24: 253-266.
- Pither, J. & Taylor, P. D. 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos*, 83: 166-174.
- Poodat, F. 2013. Assessment of ecological connectivity for urban environments: a multispecies approach. PhD, RMIT University.
- Poodat, F.; Arrowsmith, C. & Farmer, E. 2011. Modelling Habitat Networks Using the Concept of Graph Theory. *Spatial Sciences & Surveying Biennial Conference 2011*. Wellington, New Zealand.
- Rayfield, B.; Fortin, M. J. & Fall, A. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology*, 25: 519-532.
- Richard, Y. & Armstrong, D. P. 2010. Cost distance modelling of landscape connectivity and gap-crossing ability using radio-tracking data. *Journal of Applied Ecology*, 47: 603-610.
- Riitters, K. H.; O'Neill, R. V.; Hunsaker, C. T.; Wickham, J. D.; Yankee, D. H.; Timmins, S. P.; Jones, K. B. & Jackson, B. L. 1995. A factor analysis pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 10: 23-39.
- Rothley, K. D. & Rae, C. 2005. Working backwards to move forwards: Graph-based connectivity metrics for reserve network selection. *Environmental Modelling and Assessment*, 10: 107-113.

- Saura, S.; Estreguil, C.; Mouton, C. & Rodríguez-Freire, M. 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). *Ecological Indicators*, 11: 407-416.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application of case study. *Landscape and Urban Planning*, 83: 91-103.
- Schooley, R. L. & Wiens, J. 2003. Finding habitat patches and directional connectivity. *Oikos*, 102: 559-570.
- Skellam, J. G. 1951. Random dispersal in theoretical populations. *Biometrika*, 38: 196-218.
- Soulé, M. E.; Mackey, B. G.; Recher, H. F.; Williams, J. E.; Woinarski, J. C. Z.; Driscoll, D.; Dennison, W. C. & Jones, M. E. 2004. The role of connectivity in Australian conservation. *Pacific Conservation Biology*, 10: 266-279.
- Spear, S. F.; Balkenhol, N.; Fortin, M. J.; McRae, B. H. & Scribner, K. 2010. Use of resistance surfaces for landscape genetic studies: Considerations for parameterization and analysis. *Molecular Ecology*, 19: 3576-3591.
- Stevens, V. M.; Verkenne, C.; Vandewoestijne, S.; Wesselingh, R. A. & Baguette, M. 2006. Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. *Molecular Ecology*, 15: 2333-2344.
- Taylor, P. D.; Fahrig, L.; Helein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68: 571-573.
- Theobald, D. M. 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In: Crooks, K. R. & Sanjayan, M. (eds.) *Connectivity Conservation*. New York: Cambridge University Press.
- Thomas, C. D.; Cameron, A.; Green, R. E.; Bakkenes, M.; Beaumont, L. J.; Collingham, Y. C.; Erasmus, B. F. N.; Ferreira De Siqueira, M.; Grainger, A.; Hannah, L.; Hughes, L.; Huntley, B.; Van Jaarsveld, A. S.; Midgley, G. F.; Miles, L.; Ortega-Huerta, M. A.; Peterson, A. T.; Phillips, O. L. & Williams, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145-148.
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90: 7-19.
- Turner, M. G.; Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*, New York, Springer.
- Urban, D. & Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82: 1205-1218.
- Urban, D. L.; Minor, E. S.; Treml, E. A. & Schick, R. S. 2009. Graph model of habitat mosaics. *Ecology Letters*, 12: 260-273.
- Vesas, V.; Magura, T.; Jordan, F. & Tothmeresz, B. 2009. Graph theory in action: evaluating planned highway tracks based on connectivity measures. *Landscape Ecology*, 24: 581-586.
- Wheater, P. C. 1999. *Urban Habitats*, London, Routledge.
- Wilby, R. L. & Perry, G. L. W. 2006. Climate change, biodiversity and the urban environment: A critical review based on London, UK. *Progress in Physical Geography*, 30: 73-98.
- Wu, Q.; Hu, D.; Wang, R.; Li, H.; He, Y.; Wang, M. & Wang, B. 2006. A GIS-based moving window analysis of landscape pattern in the Beijing metropolitan area, China. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 13: 419-434.
- Young, H. & Jarvis, P. J. 2001. Measuring urban habitat fragmentation: an example from Black Country, UK. *Landscape Ecology*, 16: 643-658.
- Zetterberg, A.; Mörtberg, U. M. & Balfors, B. 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape and Urban Planning*, 95: 181-191.