

Rede ecológica urbana

Marina Pannunzio Ribeiro

Pós-graduanda do Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis - PPGPUR, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), *Campus* Sorocaba, Sorocaba (SP), Brasil
marinapannunzio@gmail.com

Kaline de Mello

Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo (SP), Brasil
kaline.mello@usp.br

Roberta Aversa Valente

Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), *Campus* Sorocaba, Sorocaba (SP),
Brasil
roavalen@ufscar.br

RESUMO

As Unidades de Conservação (UCs) têm sido implantadas para preservar os remanescentes de vegetação nativa, possuindo papel fundamental para conservação da biodiversidade. Para que UCs sejam potencialmente eficientes devem estar conectadas a demais UCs e/ou demais fragmentos na paisagem antrópica, sendo a permeabilidade da matriz também fator imperativo na dispersão de espécies, sementes e pólenes. O objetivo do estudo foi delinear uma rede ecológica entre UCs inseridas em uma paisagem urbana. Técnicas de geoprocessamento e da Teoria dos Grafos foram utilizadas para avaliação da conectividade funcional entre as UCs. A espécie-focal utilizada foi de aves florestais endêmicas da Mata Atlântica. Informações de suas capacidades de dispersão provieram da consulta às especialistas e resultaram em uma matriz de impedância. A simulação do movimento da espécie-focal na paisagem resultou nos caminhos das ligações-ótimas (CLOs) que desenharam a rede ecológica urbana. Os CLOs foram caracterizados considerando uma faixa de 100m de largura. Os valores de impedância atribuídos pelos especialistas foram os mais baixos (iguais a 1) creditados aos remanescentes protegidos de floresta nativa. Foram 136 ligações compostas majoritariamente por remanescentes florestais (61,3%) e campos antrópicos de vegetação pioneira (21%). As zonas ripárias formam corredores naturais que muitas vezes fazem parte dos CLOs. A promoção da conectividade entre UCs em paisagem antrópica depende de ações não só de conservação, mas de restauração e/ou mudanças na permeabilidade da matriz. A conexão entre UCs, feita por redes ecológicas, deve ser implementada como estratégia de conservação nas cidades frente à atual era de expansão urbana.

PALAVRAS-CHAVE: Unidades de Conservação; Planejamento urbano; Teoria dos Grafos.

1 INTRODUÇÃO

As modificações na configuração do *habitat* e na composição da matriz devido à fragmentação e expansão do uso da terra, resultam na diminuição da conectividade, e consequentemente, no declínio da biodiversidade (FAHRIG, 2003). As Unidades de Conservação (UCs) têm sido utilizadas como estratégias globais de conservação, de modo a minimizar as perdas de biodiversidade (WULDER *et al.*, 2018; VIEIRA; PRESSEY; LOYOLA, 2019), sobretudo, em regiões tropicais como a Mata Atlântica brasileira (LAURANCE *et al.*, 2012). No entanto, a conectividade das UCs com a paisagem adjacente e com outras UCs é de extrema importância para a persistência de populações de fauna e flora nativas, considerando a constante conversão da paisagem natural em ambientes antrópicos (SANTINI; SAURA; RONDININI, 2016; SAURA *et al.*, 2018). Assim, a conectividade entre as áreas florestais remanescentes nas paisagens antropizadas tornou-se cada vez mais importante para minimizar os efeitos negativos da fragmentação de *habitats* sobre a biodiversidade (HOFMAN *et al.*, 2018).

A rápida expansão urbana no mundo todo, em especial, tem provocado a perda, fragmentação e degradação intensa dos ecossistemas naturais (TANNIER *et al.*, 2016). As cidades crescem, se expandem e se espalham em consequência do crescimento populacional e os subsequentes e inevitáveis desenvolvimentos habitacionais (ESPINDOLA; CARNEIRO; FAÇANHA, 2017; WOLFF *et al.*, 2017). Os resultados negativos da expansão urbana sobre os ecossistemas, que afetam a conectividade ecológica, os serviços ecossistêmicos, a biodiversidade, além da qualidade de vida da população que vive nas cidades, têm ganhado atenção nas últimas décadas (MCDONALD; KAREIVA; FORMAN, 2008; VIMAL *et al.*, 2012; DUPRAS *et al.*, 2016; DUPRAS; PARCERISAS; BRENNER, 2016; KONDO *et al.*, 2018). Na Mata Atlântica, cresce a preocupação com o impacto das áreas urbanas sobre os ecossistemas naturais, visto que as maiores cidades do país concentram-se neste bioma, como São Paulo e Rio de Janeiro, e onde mais de 65% da população vive (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019; ISSII *et al.*, 2020).

As UCs de forma geral contribuem para a proteção de espécies e habitats ameaçados de extinção, armazenamento de carbono, prestação de serviços ecossistêmicos entre outras funções (MARGULES; PRESSEY, 2000). As UCs urbanas se distinguem ainda porque promovem a saúde e o bem-estar humanos, reforçam a resiliência das cidades diante das mudanças climáticas, contribuem para uma infraestrutura verde dentro das cidades, e podem ainda contribuir para a economia local com a renda do turismo (TRZYNA, 2014). Contudo, a conservação dessas áreas naturais no ambiente urbano dependem, além de proteção, da conexão com a paisagem (LOVEJOY; WILSON, 2015).

Estudos sobre a conectividade de áreas protegidas em ambientes urbanos vem ganhando destaque no mundo, principalmente nesse ano de 2020, quando o tema “biodiversidade” se destaca (RUTZ *et al.*, 2020). A pandemia mundial do COVID trouxe para o centro das discussões as décadas de perdas da biodiversidade, fazendo o mundo repensar caminhos mais sustentáveis que amparem a tríade de desenvolvimentos: social, econômico e ambiental (MCELWEE *et al.*, 2020).

Assim, as conexões entre UCs por meio de corredores ecológicos e matrizes permeáveis vêm sendo estabelecidas como estratégias de planejamento ambiental nas cidades (XUN *et al.*, 2014; HUANG *et al.*, 2018; WHEELER *et al.*, 2020; WOOD; GILBERT; LACHER, 2020). Os corredores ecológicos são um meio eficaz de alcançar a conectividade da paisagem criando conexões entre áreas protegidas (WOOD; GILBERT; LACHER, 2020). Os sistemas de áreas protegidas bem projetados e conectados protegem a biodiversidade e ecossistemas, promovem fluxos e funções ecológicas, movimento de animais, sementes e pólen, além de fornecer serviços ecossistêmicos essenciais aos seres humanos (TAYLOR *et al.*, 1993; CDB, 2010; WATSON *et al.*, 2014; DE LA FUENTE *et al.*, 2018).

Para traçar esses corredores ecológicos, metodologias baseadas nos caminhos da dispersão de espécies vêm sendo utilizadas (SAURA *et al.*, 2017; THOMPSON; GONZALEZ, 2017). A identificação desses caminhos de dispersão, chamados aqui de caminhos de ligações-ótimas (CLOs), resultados é o resultado de um modelo de dispersão de espécies, ponderado por valores de impedância à paisagem existente (PINTO; KEITT, 2009). Os valores de impedância são atribuídos aos diferentes tipos de uso e cobertura do solo, e consiste nas dificuldades ou facilidades impostas por cada uso do solo à movimentação das espécies-alvo quando estas se deslocam pela paisagem antrópica (LOMOLINO; PERAULT, 2001; PINTO; KEITT, 2009).

A Teoria dos Grafos fornece a base para modelos de conectividade funcional, incluindo a teoria das ligações-ótimas (URBAN; KEITT, 2001). Através de seu algoritmo matemático, a Teoria dos Grafos proporciona uma visão espacial da matriz e permite a inclusão de dados biológicos nas modelagens espaciais (URBAN; KEITT, 2001; SAURA; TORNÉ, 2009). A visualização das redes ecológicas na forma de mapas espaciais é uma ferramenta essencial na investigação técnico-científica da conectividade da paisagem (POCOCK *et al.*, 2016).

A maneira como planejamos e construímos nossas cidades define nossa qualidade de vida, a qualidade dos nossos espaços públicos, nossos sistemas de transporte, e ainda mais importante, o ar que respiramos e a água que bebemos, entre outros serviços essenciais à vida (UN-HABITAT AND WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2020). Dessa forma, atualmente, pensar em planejamento urbano é pensar uma agenda que priorize a relação entre o solo urbano, os recursos naturais e a saúde humana, tornando as cidades mais resilientes (KONDO *et al.*, 2018;

UN-HABITAT AND WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2020), em contraponto à visão do passado de que a cidade é um ambiente isolado, dissociado do meio ambiente e da paisagem adjacente.

Estudos da conectividade de UCs em paisagens urbanas, com priorização de espaços verdes, o planejamento de corredores ecológicos, a conservação de fragmentos florestais urbanos, a restauração de áreas e remanescentes e ações para aumentar a permeabilidade da matriz são essenciais à perpetuação das espécies, incluindo dos seres humanos (DALLIMER *et al.*, 2012; TAMBOSI *et al.*, 2014; SALVATI *et al.*, 2017; MÜLLER *et al.*, 2018). A vida na Terra prospera quando os ecossistemas são saudáveis e ecologicamente conectados (HILTY *et al.*, 2020).

2 OBJETIVOS

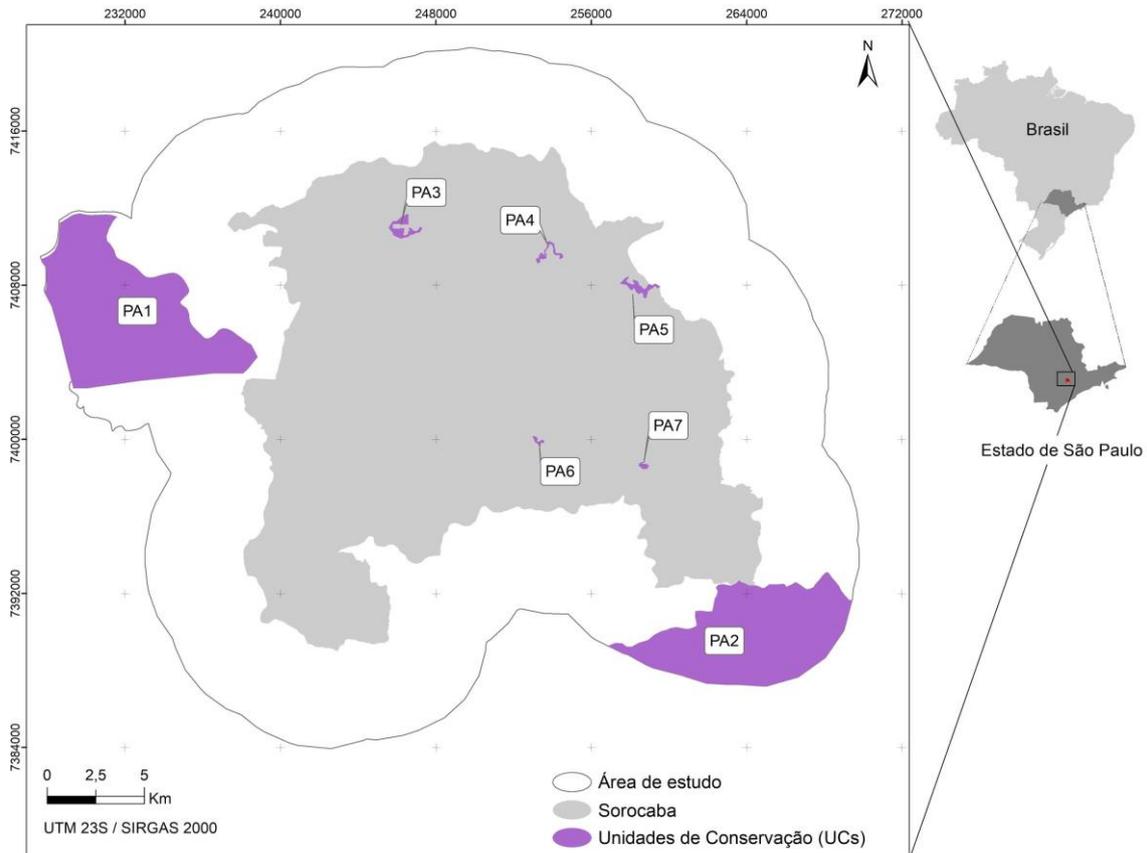
O objetivo principal deste trabalho foi delinear uma rede ecológica entre UCs inseridas em uma paisagem urbana. Os objetivos específicos foram: (1) avaliar a permeabilidade da matriz numa paisagem predominantemente urbana, (2) identificar os possíveis caminhos de ligações entre as UCs; (3) avaliar os padrões de uso e cobertura do solo dos caminhos de ligações entre as UCs, contribuindo para o estabelecimento de uma rede ecológica eficiente e representativa no ambiente urbano.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

Localizada na porção sul da Mata Atlântica brasileira, a área de estudo é formada pelo município de Sorocaba e uma faixa em seu entorno que possui cerca de 5 km de largura (Figura 1). A extensão total da área é de 109.560,0 ha, sendo caracterizada como uma paisagem urbanizada e altamente fragmentada, com remanescentes florestais pequenos e, muitas vezes, pouco conectados (MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016; RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020).

Figura 1: Localização de Sorocaba e entorno, Estado de São Paulo, Brasil e suas Unidades de Conservação.



Fonte: Autoras (2019).

A área de estudo possui duas Unidades de Conservação (UC) protegidas em níveis federal e estadual, sendo respectivamente, a Floresta Nacional (FLONA) de Ipanema (UC1 - 5.069,73 ha) (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2010) e a Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga (UC2 - 93.356,75 ha) (SÃO PAULO, 2003), porém, somente 4.170 ha estão presentes na área de estudo. Ambas UCs são de uso sustentável.

A cidade de Sorocaba possui cinco Unidades de Conservação em nível municipal, registradas no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação do Brasil (<https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>) de proteção integral. São elas: Parque Natural Municipal de Corredores da Biodiversidade (UC3 - 62,5 ha), Estação Ecológica Municipal do Pirajibu (UC4 - 45 ha), Estação Ecológica Governador Mário Covas (UC5 - 50 ha), Estação Ecológica Bráulio Guedes da Silva (UC6 - 8,9 ha), Parque Natural Municipal de Brigadeiro Tobias (PA7 - 11,7 ha).

3.2 MAPA DIGITAIS

O mapa de uso e cobertura do solo utilizado neste estudo foi produzido por Ribeiro, Mello e Valente (2020). Este mapa foi produzido pelo método de classificação supervisionada multivariada de máxima verossimilhança (MAXVER) e finalizado no Sistema de Informação Geográfica (SIG). Para tanto, foram utilizadas imagens do satélite CBERS-4 (resolução espacial

de 10m; bandas espectrais: verde, vermelho e infravermelho próximo, ano: 2016) fornecidas gratuitamente pelo INPE. O mapa apresentou uma exatidão global de 93,23%.

A rede hidrográfica utilizada neste estudo foi obtida no *site* da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb – <http://cetesb.sp.gov.br>), sendo oriunda do projeto desenvolvido pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). Já as malhas viária e ferroviária foram obtidas no *site* do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT – <http://dnit.gov.br>). Ambos os mapas estavam na escala 1:50.000 e ambos disponíveis gratuitamente.

Os limites das UCs foram adquiridos gratuitamente no site do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (<https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>) na escala de 1: 50.000.

Todos os arquivos vetoriais foram posteriormente convertidos para o *Datum* Sirgas 2000, projeção UTM e padronizados para a execução da metodologia proposta.

3.3 PERMEABILIDADE DA MATRIZ

O movimento das espécies pela paisagem somente acontece se suas características biológicas possibilitarem seus deslocamentos através dos diferentes elementos da paisagem, tolerando os diferentes tipos de uso e cobertura do solo (RIBEIRO *et al.*, 2017). A percepção da paisagem pela espécie-focal ou espécies-focais, em avaliações de conectividade funcional, são frequentemente representadas por valores de impedância à dispersão, atribuídos aos diferentes usos e coberturas do solo (METZGER, 2006).

Nesse estudo, a permeabilidade da matriz foi avaliada com base numa matriz de impedância, que gera valores de resistência de cada uso do solo ao movimento de determinada espécie focal. A matriz de impedância da paisagem foi construída sob a ótica das aves florestais endêmicas da Mata Atlântica, uma espécie definida como guarda-chuva, de maiores demandas ambientais (METZGER, 2006), como por exemplo *P.leucoptera* (Thamnophilidae), *Thamnophilus caerulescens* (Thamnophilidae) e *Basileuterus culicivorus* (Parulidae) (AWADE; METZGER, 2008; CORNELIUS *et al.*, 2017).

Foram consultados oito especialistas que conheciam a região, além de serem profissionais que desenvolvem trabalhos semelhantes com espécies animais. Eles estabeleceram valores de impedância (entre 1 e 100) à dispersão das aves florestais endêmicas da Mata Atlântica, impostos por cada tipo de uso do solo presente na paisagem. Os valores de impedância atribuídos ao uso e coberturas do solo são decorrentes da média aritmética dos valores estabelecidos pelos especialistas, sendo os valores discrepantes (*outlier*) descartados.

3.4 CAMINHOS DE LIGAÇÕES-ÓTIMAS ENTRE AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Os CLOs são os trajetos de dispersão resultantes de um modelo de dispersão de espécies, ponderado por valores de impedância (PINTO; KEITT, 2009). O traçado das redes ecológicas entre as UCs foi feito com a aplicação da Teoria dos Grafos, e não foi estipulado um limite de distância para a dispersão da espécie estudada (aves florestais endêmicas da Mata Atlântica). Quando determinado o caminho mais eficiente entre dois remanescentes florestais

tem-se estabelecida a ligação-ótima entre eles (PINTO; KEITT, 2009; URBAN *et al.*, 2009; FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012).

Para a caracterização dos corredores ecológicos formados pelos CLOs foi estabelecida uma faixa de 100 m de largura, sendo 50m de cada lado em relação aos eixos dos caminhos, para a avaliação quantitativa do uso e cobertura do solo. A largura do corredor foi baseada na resolução CONAMA n.º 09, de 24 de outubro de 1996, que estabelece critérios para definição de corredores ecológicos. O Art. 3 dessa resolução define que "a largura dos corredores será fixada previamente em 10% (dez por cento) do seu comprimento total, sendo que a largura mínima será de 100m" (BRASIL, 1996).

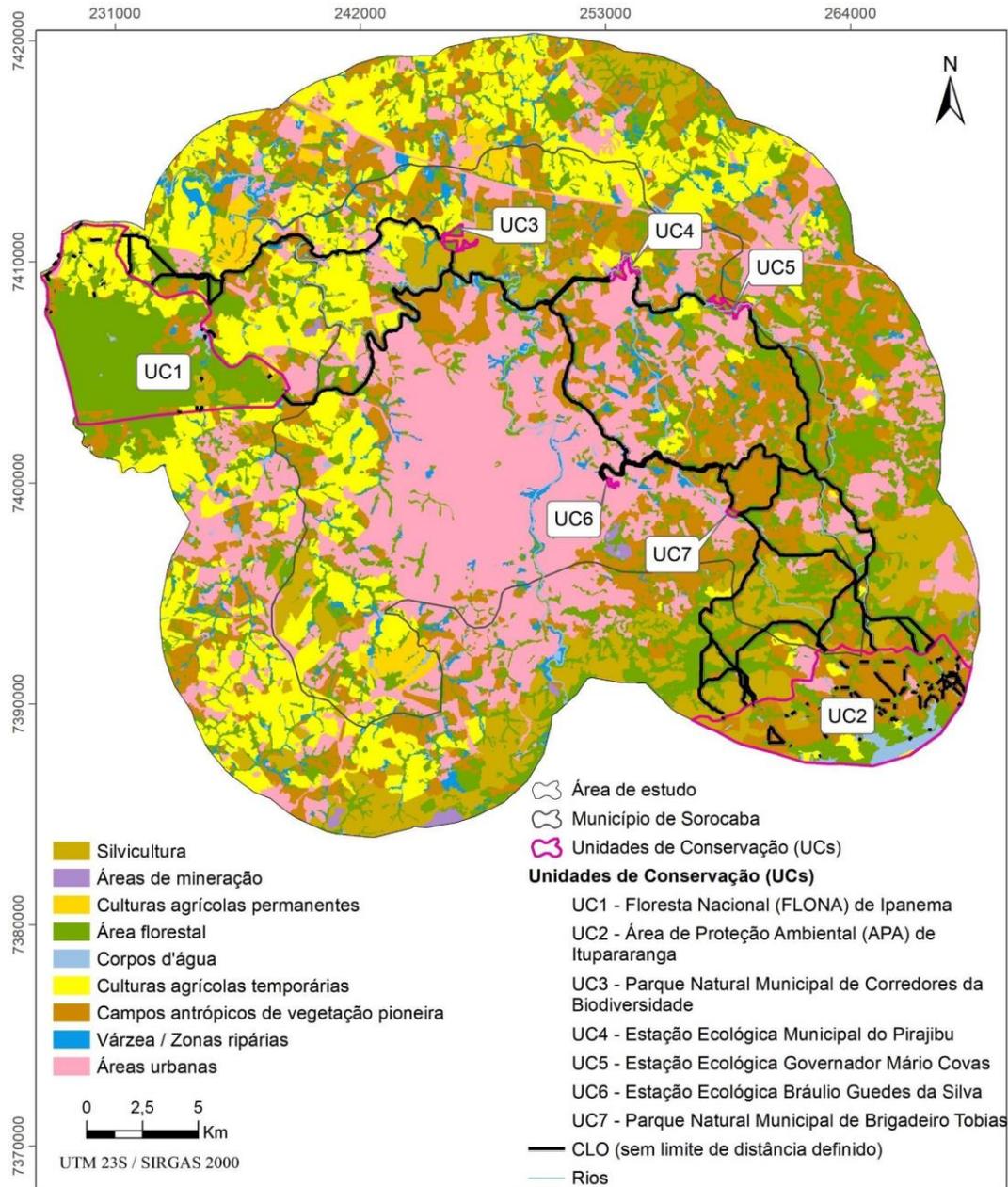
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de impedância foram ajustados para aves endêmicas da Mata Atlântica. Os valores de impedância aumentaram quando a dispersão das aves florestais ocorreram fora dos *habitats* considerados como ideais, particularmente nesse estudo, fora das áreas florestais nativas localizadas dentro das UCs (que apresentam valores de impedância igual a 1), atingindo valores de até 100 (valor máximo representando uma barreira ao movimento das espécies) para as áreas urbanizadas e áreas de mineração (GOULART *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2017; DE LA FUENTE *et al.*, 2018; HOFMAN *et al.*, 2018). Os valores médios de impedância atribuídos ao uso e coberturas do solo pelos especialistas foram: (1) fragmentos florestais dentro das UCs, (2) área florestal, (65) silvicultura, (70) Culturas agrícolas temporárias, (30) Campos antrópicos de vegetação pioneira, (50) Culturas agrícolas permanentes, (10) Várzea / Zonas ripárias, (100) Áreas urbanas, (100) Áreas de mineração, (70) Corpos d'água, (50) Rios, (90) Malha Viária e ferroviária.

Nesse estudo, o uso de cenários de dispersão de espécies permitiu identificar os corredores ecológicos prioritários para efetiva conectividade entre as UCs. Entende-se que a melhor maneira de modelar a conectividade funcional para uma determinada espécie, em uma paisagem antropizada, é considerando os vários tipos de uso do solo na paisagem e a capacidade das espécies em transpor esses ambientes. Uma grande vantagem da Teoria dos Grafos são os poucos requisitos de dados biológicos (ETHERINGTON, 2016) e os algoritmos matemáticos que minimizam as subjetividades dos modelos (HOFMAN *et al.*, 2018).

A rede ecológica delineada entre as UCs da paisagem, a qual considerou a matriz de impedância para a espécie de aves florestais previamente selecionadas (i.e., aves endêmicas da Mata Atlântica) é apresentada na Figura 1. Identificou-se 136 ligações-ótimas, as quais são responsáveis pela interconexão entre os fragmentos presentes dentro das UCs com a paisagem do entorno, delineando, dessa forma, a nossa proposta de rede ecológica urbana para a área de estudo. Todas as UCs foram conectadas em razão das ligações entre UCs não possuírem ponderação de limite de distância para a dispersão de espécies, forçando dessa forma, a ligação entre elas.

Figura 1: Caminhos de ligações-ótimas sobrepondo o mapa de uso e cobertura do solo de Sorocaba e entorno, Estado de São Paulo, Brasil, para o ano de 2019.



Fonte: Adaptado de Ribeiro, Mello e Valente (2020).

Observa-se que a UC1 (FLONA) e a UC2 (APA) são as maiores áreas protegidas na paisagem e reúnem em seus entornos variados caminhos que podem ser percorridos pela espécie-focal até as reservas florestais protegidas. As UCs municipais, essencialmente urbanas, podem não possuir áreas suficientes para manutenção de espécies (áreas variam entre 9 ha e 62,5 ha), e dessa forma o estabelecimento de redes ecológicas eficazes entre essas áreas protegidas é uma solução para aumentar os fluxos biológicos na paisagem (CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2011). As redes ecológicas promovem a ligação entre diferentes áreas florestais e contribuem para o deslocamento de animais, a dispersão de sementes e o aumento da vegetação nativa (BRASIL, 2002; GUZMÁN WOLFHARD; RAEDIG, 2019).

Os CLOs delineados são compostos majoritariamente por florestas nativas (61,3%), que representam 22,9% da paisagem (RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020). Nessa matriz urbana os corredores traçados ocorrem em grande parte entre fragmentos com áreas menores de dez (10) ha, visto que estes representam cerca de 83% do total dos remanescentes da paisagem (RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020). Ainda que com essas características, esses remanescentes constituíram-se a melhor alternativa para a conexão entre as UCs, considerando o grupo de fauna selecionado. Funcionando como trampolins ecológicos, os pequenos remanescentes podem ser incapazes de manter populações de espécies nativas a longo prazo, mas são de grande importância para os animais migratórios (BAUM *et al.*, 2004; BARBOSA *et al.*, 2017; MARTENSEN; SAURA; FORTIN, 2017).

Nos CLOs traçados, observa-se que muitos deles seguem caminhos próximos aos cursos d'água, se utilizando das Áreas de Preservação Permanente (APPs), mostrando que as zonas ripárias têm uma importância notável na conectividade dos *habitats* florestais em ambientes urbanos, incluindo a conexão entre UCs. Esse importante papel de conector promovido pelas zonas ripárias em regiões tropicais é evidenciado e citado por autores como Sekercioglu (2009), Cruz e Piratelli (2011) e Şekercioglu *et al.* (2015), que através de pesquisas empíricas mostram que em ambientes fragmentados, os remanescentes florestais, especialmente os corredores ripários, desempenham um papel fundamental na dispersão de espécies de aves de floresta.

Ações de restauração das redes ripárias e várzeas dos rios do município de Sorocaba, são estratégias de manejo necessárias para a região (RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020). Esse tipo de ação pode trazer além de melhorias para a qualidade das águas (MELLO *et al.*, 2018), potencialização da conectividade entre UCs as municipais e dessas com as demais UCs da paisagem, aumentando a biodiversidade da região, visto que as zonas ripárias são corredores ecológicos naturais na paisagem (VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017; MELLO *et al.*, 2018).

A segunda classe de maior representatividade nos CLOs são os campos antrópicos de vegetação pioneira (21,0%), encontrados com frequência na área de estudo, representando 20,40% da paisagem (RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020). As quebras na conexão contínua entre fragmentos de floresta, fazendo com que as espécies necessitem transpassar áreas abertas, os expõe a riscos de predação e estresse físico (BÉLISLE, 2005). No entanto, essas áreas de campos antrópicos de vegetação pioneira podem representar uma alternativa para as espécies que não conseguem transpor áreas com maiores valores de impedância (como áreas urbanas), sendo as ações de restauração ou enriquecimento uma alternativa para potencializar o uso dessas áreas pelas espécies nativas (LATAWIEC *et al.*, 2015). Além das florestas nativas (61,3%) e campos antrópicos (21,0%), os CLOs utilizaram para o trajeto áreas com mais altos valores de impedância, como culturas agrícolas temporárias (3,9%), várzea/zonas ripárias (3,6%), silvicultura (3,4%), áreas urbanas (3,3%) e culturas agrícolas permanentes (0,28%) que compõem a paisagem da área estudo.

A urbanização traz como uma de suas maiores consequências a fragmentação dos *habitats* naturais e a perda da biodiversidade (GRIMM *et al.*, 2008). Nesse estudo, a paisagem está dominada por áreas urbanas e campos antrópicos de vegetação pioneira, que circundam os pequenos fragmentos florestais, na grande maioria, pertencem a propriedades particulares (aproximadamente 80%) e o restante são áreas protegidas (i.e. UCs) (RIBEIRO; MELLO; VALENTE,

2020). Assim, ações para o incentivo da conservação de vegetação nativa em propriedades particulares são necessárias para garantir a manutenção das florestas urbanas (GUZMÁN WOLFHARD; RAEDIG, 2019).

Ações que resultem no aumento da permeabilidade da matriz são, também, estratégias de manejo importantes em paisagens altamente modificadas como da área de estudo (UMETSU; PAUL METZGER; PARDINI, 2008; METZGER *et al.*, 2009). Sendo a processo de urbanização um forte impulsionador das modificações no uso e cobertura do solo (GRIMM *et al.*, 2008; SALVATI *et al.*, 2018), a transformação das áreas não urbanizadas, inseridas no contexto urbano, em ambientes construídos e superfícies impermeabilizadas (LA ROSA *et al.*, 2014), modificam e comprometendo a conectividade paisagística e a manutenção da biodiversidade (LA ROSA *et al.*, 2014; SAURA *et al.*, 2018).

Esforços para a conexão de UCs em regiões tropicais como a da área de estudo são soluções baseadas na natureza para promoção da biodiversidade, serviços ecossistêmicos, mitigação climática e a resiliência das cidades, e são estratégias benéficas diretas e indiretas para a saúde pública (LAURANCE *et al.*, 2012; UN-HABITAT AND WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2020). Dessa forma, o planejamento territorial é um facilitador para a promoção da saúde e o bem-estar das populações nas cidades (DWEVEDI; KRISHNA; KUMAR, 2018). A rede ecológica urbana proposta neste estudo é uma solução baseada na natureza que pode proporcionar a curto-prazo o aumento de fluxos biológicos na paisagem urbana, a mitigação da poluição do ar e das ilhas de calor e colaborar efetivamente com melhorias na qualidade da água, além de proporcionar melhores experiências ao ar livre para a população urbana (METZGER, 2006; RICHARDS; EDWARDS, 2017; MELLO *et al.*, 2020; WHEELER *et al.*, 2020; XIE; BULKELEY, 2020).

5 CONCLUSÃO

A rede ecológica proposta para Sorocaba e entorno foi delineada por 136 ligações-ótimas, proporcionando a ligação de todas as UCs presentes na paisagem. As conexões entre UCs foram compostas em sua maioria por remanescentes florestais, que são áreas de baixa impedância para aves endêmicas tropicais. As zonas ripárias, funcionando como corredores ripários, apresentaram um papel fundamental para a conexão entre UCs e os campos antrópicos de vegetação pioneira apareceram como a segunda classe de maior representatividade nos CLOs, evidenciando-se como áreas potenciais para projetos de restauração que beneficiaram a conectividade entre UCs.

Frente a atual era da expansão urbana, a conexão entre UCs através de redes ecológicas promovem a manutenção da biodiversidade, garantindo a persistência das espécies na paisagem e, assim, a efetividade das áreas protegidas, além de proporcionar aos habitantes das cidades serviços ecossistêmicos, mitigação da poluição do ar e das ilhas de calor e melhorias na qualidade da água, afetando direta e indiretamente a saúde da população urbana.

Com a identificação de uma rede ecológica significativa para a conectividade florestal entre UCs é possível direcionar esforços para o desenvolvimento de ações de gestão da paisagem, como a conservação e/ou restauração de fragmentos florestais, incentivos de conservação para remanescentes localizados em propriedades privadas, a restauração ou

enriquecimento de áreas como os campos antrópicos de vegetação pioneira, presentes abundantemente na área de estudo, ou mesmo, ações de conservação e/ou restauração de zonas ripárias e ações para promoção do aumento da permeabilidade da matriz.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral ecology**, v. 33, n. 7, p. 863–871, Nov. 2008.
- BARBOSA, K. V. DE C. *et al.* Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42–46, Jan. 2017.
- BAUM, K. A. *et al.* The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671–2676, Oct. 2004.
- BRASIL. **Corredores Ecológicos**. [S. l.], 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/corredores-ecologicos>>. Acesso em: 8 jan. 2019.
- BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996. Publicada no DOU no 217, de 7 de novembro de 1996, Seção 1, páginas 23069-23070**. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>><<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>>. Acesso em: 13 jan. 2019.
- BÉLISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, v. 86, n. 8, p. 1988–1995, Aug. 2005.
- CDB. **Convenção da Diversidade Biológica (CDB)**. Disponível em: <<https://www.cbd.int/>>. Acesso em: 11 mar. 2019.
- CORNELIUS, C. *et al.* Habitat fragmentation drives inter-population variation in dispersal behavior in a Neotropical rainforest bird. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 3–9, Jan. 2017.
- CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELE, C. E. DE V. Applying Graph Theory to Design Networks of Protected Areas: Using Inter-Patch Distance for Regional Conservation Planning. **Natureza & Conservação**, v. 9, n. 2, p. 219–224, 2011.
- CRUZ, B. B.; PIRATELLI, A. J. Avifauna associada a um trecho urbano do rio Sorocaba, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 4, p. 255–264, Dec. 2011.
- DALLIMER, M. *et al.* Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. **Diversity and Distributions**, v. 18, n. 8, p. 742–753, Aug. 2012.
- DE LA FUENTE, B. *et al.* Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. **Land Use Policy**, v. 75, n. 75, p. 429–441, Jun. 2018.
- DUPRAS, J. *et al.* The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. **Environmental Science & Policy**, v. 58, p. 61–73, Apr. 2016.
- DUPRAS, J.; PARCERISAS, L.; BRENNER, J. Using ecosystem services valuation to measure the economic impacts of land-use changes on the Spanish Mediterranean coast (El Maresme, 1850–2010). **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 4, p. 1075–1088, Apr. 2016.
- DWEVEDI, R.; KRISHNA, V.; KUMAR, A. Environment and big data: role in smart cities of india. **Resources**, v. 7, n. 4, p. 64, 9 Oct. 2018.
- ESPINDOLA, G. M. DE; CARNEIRO, E. L. N. DA C.; FAÇANHA, A. C. Four decades of urban sprawl and population growth in Teresina, Brazil. **Applied Geography**, v. 79, p. 73–83, Feb. 2017.
- ETHERINGTON, T. R. Least-Cost Modelling and Landscape Ecology: Concepts, Applications, and Opportunities. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 1, n. 1, p. 40–53, Mar. 2016.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, Nov. 2003.
- FOLTÊTE, J.-C.; CLAUZEL, C.; VUIDEL, G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software**, v. 38, p. 316–327, Dec. 2012.
- GOULART, F. F. *et al.* Where matrix quality most matters? Using connectivity models to assess effectiveness of matrix conversion in the Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 47–53, Jan. 2015.

- GRIMM, N. B. *et al.* Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, n. 5864, p. 756–760, 8 Feb. 2008.
- GUZMÁN WOLFHARD, L. V.; RAEDIG, C. Connectivity conservation management: linking private protected areas. In: NEHREN, U. *et al.* (Eds.). **Strategies and Tools for a Sustainable Rural Rio de Janeiro**. Springer series on environmental management. Cham: Springer International Publishing, 2019. p. 155–171.
- HILTY, J. *et al.* **Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors**. Gland, Switzerland: IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2020.
- HOFMAN, M. P. G. *et al.* Enhancing conservation network design with graph-theory and a measure of protected area effectiveness: Refining wildlife corridors in Belize, Central America. **Landscape and Urban Planning**, v. 178, p. 51–59, Oct. 2018.
- HUANG, Y. *et al.* Simulating urban expansion and its impact on functional connectivity in the Three Gorges Reservoir Area. **The Science of the Total Environment**, v. 643, p. 1553–1561, 1 Dec. 2018.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Floresta Nacional de Ipanema**. [S. l.], 2010. Disponível em: <http://icmbio.gov.br/flonaipanema/>. Acesso em: 18 maio 2019.
- ISSII, T. M. *et al.* The role of legal protection in forest conservation in an urban matrix. **Land Use Policy**, v. 91, p. 104366, Feb. 2020.
- KONDO, M. C. *et al.* Urban green space and its impact on human health. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 3, 3 Mar. 2018.
- LATAWIEC, A. E. *et al.* Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 4, p. 211–218, May 2015.
- LAURANCE, W. F. *et al.* Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290–294, 13 Sep. 2012.
- LA ROSA, D. *et al.* Agriculture and the city: A method for sustainable planning of new forms of agriculture in urban contexts. **Land Use Policy**, v. 41, p. 290–303, Nov. 2014.
- LOMOLINO, M. V.; PERAULT, D. R. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, n. 2, p. 113–132, Mar. 2001.
- LOVEJOY, T. E.; WILSON, E. O. The Opinion Pages: A Mojave Solar Project in the Bighorns Way. **The New York Times**, v. 12, 2015.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 11 May 2000.
- MARTENSEN, A. C.; SAURA, S.; FORTIN, M.-J. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in ecology and evolution / British Ecological Society**, v. 8, n. 10, p. 1253–1264, Oct. 2017.
- MCDONALD, R. I.; KAREIVA, P.; FORMAN, R. T. T. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1695–1703, Jun. 2008.
- MCELWEE, P. *et al.* Ensuring a Post-COVID Economic Agenda Tackles Global Biodiversity Loss. **One Earth**, v. 3, n. 4, p. 448–461, Oct. 2020.
- MELLO, K. DE; TOPPA, R. H.; CARDOSO-LEITE, E. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between atlantic forest and cerrado. **CERNE**, v. 22, n. 3, p. 277–288, Sep. 2016.
- MELLO, K. DE *et al.* Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **CATENA**, v. 167, p. 130–138, Aug. 2018.
- MELLO, K. DE *et al.* Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110879, Sep. 2020.
- METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11–23, 1 Oct. 2006.
- METZGER, J. P. *et al.* Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, Jun. 2009.
- MÜLLER, A. *et al.* ‘Wild’ in the city context: Do relative wild areas offer opportunities for urban biodiversity? **Landscape and Urban Planning**, v. 170, p. 256–265, Feb. 2018.
- PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy

using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, v. 24, p. 253–266, 1 Jan. 2009.

POCOCK, M. J. O. *et al.* The visualisation of ecological networks, and their use as a tool for engagement, advocacy and management. In: **Ecosystem services: from biodiversity to society, part 2**. Advances in ecological research. [s.l.] Elsevier, 2016. v. 54p. 41–85.

RIBEIRO, J. W. *et al.* LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in ecology and evolution / British Ecological Society**, v. 8, n. 11, p. 1425–1432, Nov. 2017.

RIBEIRO, M. P.; MELLO, K. D.; VALENTE, R. A. Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 3, p. 819–834, 1 Sep. 2020.

RICHARDS, D. R.; EDWARDS, P. J. Using water management infrastructure to address both flood risk and the urban heat island. **International Journal of Water Resources Development**, v. 34, n. 4, p. 1–9, 22 Aug. 2017.

RUTZ, C. *et al.* COVID-19 lockdown allows researchers to quantify the effects of human activity on wildlife. **Nature Ecology & Evolution**, v. 4, n. 9, p. 1156–1159, 2020.

SALVATI, L. *et al.* Do spatial patterns of urbanization and land consumption reflect different socioeconomic contexts in Europe? **The Science of the Total Environment**, v. 625, p. 722–730, 1 Jun. 2018.

SANTINI, L.; SAURA, S.; RONDININI, C. Connectivity of the global network of protected areas. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 2, p. 199–211, Feb. 2016.

SÃO PAULO. **APA Itupararanga**. São Paulo: Sistema Ambiental Paulista, 2003. Disponível em: <http://ambiente.sp.gov.br/apa-itupararanga/>. Acesso em: 13 maio 2019.

SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, n. 1, p. 135–139, Jan. 2009.

SAURA, S. *et al.* Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? **Ecological indicators**, v. 76, p. 144–158, May 2017.

SAURA, S. *et al.* Protected area connectivity: Shortfalls in global targets and country-level priorities. **Biological conservation**, v. 219, p. 53–67, Mar. 2018.

SEKERCIOGLU, C. H. Tropical ecology: riparian corridors connect fragmented forest bird populations. **Current Biology**, Cambridge, v. 19, n. 5, p. R210–R213, mar. 2009.

ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. *et al.* Tropical countryside riparian corridors provide critical habitat and connectivity for seed-dispersing forest birds in a fragmented landscape. **Journal of ornithology / DO-G**, v. 156, n. S1, p. 343–353, Dec. 2015.

SOS MATA ATLÂNTICA. **SOS Mata Atlântica**. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/>>. Acesso em: 7 aug. 2020.

TAMBOSI, L. R. *et al.* A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, Mar. 2014.

TANNIER, C. *et al.* Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models and landscape graphs. **Land Use Policy**, v. 52, p. 76–91, Mar. 2016.

TAYLOR, P. D. *et al.* Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos (Copenhagen, Denmark)**, v. 68, n. 3, p. 571, Dec. 1993.

THOMPSON, P. L.; GONZALEZ, A. Dispersal governs the reorganization of ecological networks under environmental change. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 6, p. 162, 8 May 2017.

TRZYNA, T. (ED.). xiv. In: **Urban Protected Areas: Profiles and best practice guidelines**. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 22. Gland, Switzerland: IUCN, 2014. p. 110.

UMETSU, F.; PAUL METZGER, J.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v. 0, n. 0, p. 080304020349105–080304020349100, 4 Mar. 2008.

UN-HABITAT AND WORLD HEALTH ORGANIZATION (ED.). **Integrating health in urban and territorial planning: a sourcebook**. Geneva: UN-Habitat and World Health Organization, 2020.

URBAN, D.; KEITT, T. LANDSCAPE CONNECTIVITY: A GRAPH-THEORETIC PERSPECTIVE. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205–1218, May 2001.

URBAN, D. L. *et al.* Graph models of habitat mosaics. **Ecology Letters**, v. 12, n. 3, p. 260–273, Mar. 2009.

VALENTE, R. A.; PETEAN, F. C. DE S.; VETTORAZZI, C. A. MULTICRITERIA DECISION ANALYSIS FOR PRIORITIZING AREAS FOR FOREST RESTORATION. **CERNE**, v. 23, n. 1, p. 53–60, Mar. 2017.

VIEIRA, R. R. S.; PRESSEY, R. L.; LOYOLA, R. The residual nature of protected areas in Brazil. **Biological Conservation**, v. 233, p. 152–161, May 2019.

VIMAL, R. *et al.* Detecting threatened biodiversity by urbanization at regional and local scales using an urban sprawl simulation approach: Application on the French Mediterranean region. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 3–4, p. 343–355, Mar. 2012.

WATSON, J. E. M. *et al.* The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 67–73, 6 Nov. 2014.

WHEELER, M. *et al.* **Sports and urban biodiversity: framework for achieving mutual benefits for nature and sports in cities**. Gland, Switzerland: IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2020.

WOLFF, M. *et al.* The impact of urban regrowth on the built environment. **Urban Studies**, v. 54, n. 12, p. 2683–2700, Sep. 2017.

WOOD, M. A.; GILBERT, J. A.; LACHER, T. E. Payments for environmental service's role in landscape connectivity. **Environmental conservation**, v. 47, n. 2, p. 89–96, Jun. 2020.

WULDER, M. *et al.* Context and opportunities for expanding protected areas in canada. **Land**, v. 7, n. 4, p. 137, 15 Nov. 2018.

XIE, L.; BULKELEY, H. Nature-based solutions for urban biodiversity governance. **Environmental Science & Policy**, v. 110, p. 77–87, Aug. 2020.

XUN, B. *et al.* Quantifying isolation effect of urban growth on key ecological areas. **Ecological engineering**, v. 69, p. 46–54, Aug. 2014.