



**AVALIAÇÃO DE CONECTIVIDADE DE HABITATS PROTEGIDOS EM
REDES DE CONSERVAÇÃO DE PORTUGAL CONTINENTAL E NO ESTADO
DO PARANÁ NO BRASIL**

FELIPE PACHECO SPIRLANDELLI

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança
para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental, no
âmbito da dupla diplomação com a Universidade Tecnológica
Federal do Paraná*

Orientado por:

JOÃO CARLOS MARTINS DE AZEVEDO

EDIVANDO VITOR DO COUTO

BRAGANÇA

2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pai, por me dar muita força e fé nessa caminhada, que me fez acreditar sempre que sonhos são possíveis e podemos realiza-los de cabeça erguida e com pensamentos positivos. Agradeço minha avó paterna Maria de Lourdes, ``In memorian ``. Agradeço á minha avó materna Elza, por todo carinho e amor e de forma imensurável aos meus pais, Edna e Vander, que acreditaram e me apoiaram, para que eu seguisse sempre em frente sem desistir, são meus pilares na vida. Ao meu filho Olavo, que veio como uma benção divina em minha vida. Agradecer minha irmã Laura, uma pessoa muito especial e de muita capacidade. Em especial minha amada parceira e companheira de vida Ana Paula, que me fortaleceu imensamente nessa caminhada. Todos os meus familiares, que apostaram e acreditaram em mim desde o início dessa jornada.

Agradeço ao Dr. Aloízio Lelis Santana, um verdadeiro exemplo de profissional, que acreditou e contribuiu de forma significativa para o meu desenvolvimento profissional e acadêmico, oferecendo grandes oportunidades que foram fundamentais para que começasse essa trajetória. Aos meus amigos Érico Fernandes, Mateus Felipe, Rafael Gallo, Edmar Santos, João Gris, Sérgio Paulo, Luis Felipe e João Almeida. Aos amigos que fiz em Bragança, Vinicius, Ana Beatriz, Arthur, George e Vitor.

Ao meu professor, Dr. João Carlos Martins de Azevedo, do Instituto Politécnico de Bragança, que com muita destreza e competência, me orientou nesta investigação e ao professor orientador Dr. Edivando Vitor do Couto, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão, por participar e contribuir de forma fundamental no meu desenvolvimento acadêmico. Aos professores Manoel Joaquim Feliciano (IPB), Eudes José Arantes (UTFPR).

Por fim meus eternos agradecimentos, para a Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão, e para Instituto Politécnico de Bragança, que são instituições nas quais participaram e foram fundamentais na minha formação e me proporcionou conhecimentos e oportunidades surpreendentes.

Resumo

Neste trabalho fizemos a avaliação da conectividade das redes e áreas de conservação no território de Portugal Continental e no estado do Paraná, no Brasil, aplicando ferramentas de conectividade como *Linkage Mapper Pathways* e CONEFOR 2.6. O *Linkage Mapper Pathways* foi usado para a construção e avaliação de redes de áreas de habitat, permitindo observar ligações de menor custo energético de resistência com base em superfícies de resistência ao movimento para a mobilidade de diferentes espécies com diferentes distâncias de dispersão. Para Portugal Continental adotaram-se as distâncias de dispersão de 1, 10, 25 e 50 km. Para o estado do Paraná as distâncias foram 10, 25, 50 e 100 km. Complementarmente, no programa CONEFOR 2.6, identificaram-se e avaliaram-se as áreas de conservação quanto à conectividade ecológica da rede com recurso a indicadores do grau de probabilidade de significância e importância das áreas de habitats para manutenção e melhoramento da conectividade da paisagem. Este estudo permitiu a identificação das redes, áreas e ligações com os melhores e piores cenários de mobilidade de espécies. Em Portugal a Rede Natura 2000 apresentou uma conectividade mais elevada em relação à RNAP (Rede Nacional de Áreas Protegidas). As áreas que apresentaram os valores de conectividade mais elevados (Alto a Muito Alto) localizaram-se na região Centro Norte de Portugal Continental. Por outro lado, o Centro Sul (Baixo e Centro do Alentejo) apresentou valores Médio a Baixo. Para o Paraná, a região da Mata Atlântica, localizada próximo ao litoral do estado, mostrou os valores de índices de probabilidade de conectividade mais elevados e ligações de baixa resistência.

Palavras-chave: Fragmentação; Conectividade; Portugal; Paraná – Brasil; *Linkage Mapper Pathways*; CONEFOR 2.6.

Abstract

In this work we evaluated the connectivity of networks and conservation areas in the territory of mainland Portugal and the state of Paraná, Brazil, applying connectivity tools such as Linkage Mapper Pathways and CONEFOR 2.6. Linkage Mapper Pathways was used for the construction and evaluation of habitat area networks, allowing to observe lower energy cost resistance links based on movement resistance surfaces for the mobility of different species with different dispersion distances. For mainland Portugal the dispersion distances of 1, 10, 25 and 50 km were adopted. For the state of Paraná the distances were 10, 25, 50 and 100 km. In addition, in the CONEFOR 2.6 program, conservation areas were identified and evaluated for the ecological connectivity of network using indicators of the degree of probability of significance and importance of habitat areas for maintaining and improving landscape connectivity. This study allowed the identification of networks, areas and links with the best and worst species mobility scenarios. In Portugal, the Natura 2000 Network had higher connectivity compared to the RNAP (National Network of Protected Areas). The areas with the highest connectivity values (High to Very High) were located in the Central North region of mainland Portugal. On the other hand, the Southern Center (Lower and Central Alentejo) presented Medium to Low values. For Paraná, the Atlantic Forest region, located near the coast of the state, showed the highest connectivity probability index values and low resistance links.

Keywords: Fragmentation; Connectivity; Portugal; Parana - Brazil; Linkage Mapper Pathways; CONEFOR 2.6.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	IX
LISTA DE TABELAS.....	XII
LISTA DE ABREVIACÕES	XIII
1 INTRODUÇÃO	13
1.1 OBJETIVOS	14
2 FRAGMENTAÇÃO E CONECTIVIDADE.....	15
2.1 FRAGMENTAÇÃO	15
2.1.1 EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A BIODIVERSIDADE.....	17
2.1.1.1 REDUÇÃO NO TAMANHO DOS FRAGMENTOS.....	17
2.1.1.2 ISOLAMENTO DOS FRAGMENTOS	18
2.1.1.3 EFEITO DE ORLA	19
2.2 CONECTIVIDADE	19
2.2.1 ANÁLISE DE CONECTIVIDADE	22
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1 ÁREAS DE ESTUDO	23
3.1.1 PORTUGAL.....	23
3.1.2 ESTADO DO PARANÁ - BRASIL.....	24
3.2 FERRAMENTAS DE ANÁLISE DE CONECTIVIDADE	27
3.2.1 ARCGIS 10.3.1	27
3.2.2 <i>LINKAGE MAPPER PATHWAYS</i> (LMP).....	28
3.2.3 CONEFOR 2.6	28
3.3 PROCESSAMENTO DOS DADOS.....	30
3.3.1 GERAÇÃO DE MOSAICOS E DE ROTAS DE MENORES CUSTOS DE RESISTÊNCIA.....	30

3.4	PROCESSAMENTO DE INDICIES DE CONECTIVIDADE BINÁRIO E PROBABILÍSTICO	36
3.4.1	ÍNDICE DE PROBABILIDADE DE CONECTIVIDADE DE ÁREAS PROTEGIDAS (DPC)	36
3.4.2	ÍNDICE INTEGRAL DE CONECTIVIDADE DE ÁREAS PROTEGIDAS (DIIC)	38
3.4.3	PROCESSAMENTO E INSERÇÃO DE DADOS	38
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1	PORTUGAL	43
4.1.1	REDE NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (RNAP)	43
4.1.1.1	CONECTIVIDADE EM FUNÇÃO DAS DISTÂNCIAS DE DISPERSÃO DE ESPÉCIES	45
4.1.1.2	PROBABILIDADE DE CONECTIVIDADE (DPC)	48
4.1.1.3	ÍNDICE INTEGRAL DE CONECTIVIDADE (DIIC)	50
4.1.2	REDE NATURA 2000	52
4.1.2.1	CONECTIVIDADE EM FUNÇÃO DAS DISTÂNCIAS DE DISPERSÃO DE ESPÉCIES	54
4.1.2.2	PROBABILIDADE DE CONECTIVIDADE (DPC)	57
4.1.2.3	ÍNDICE INTEGRAL DE CONECTIVIDADE (DIIC)	59
4.2	ESTADO DO PARANÁ - BRASIL	62
4.2.1	REDE DE CONSERVAÇÃO DO ESTADO DO PARANÁ	63
4.2.2	MOSAICOS DE DISTÂNCIAS DE DISPERSÃO DAS ESPÉCIES	63
4.2.3	PROBABILIDADE DE CONECTIVIDADE (DPC)	66
4.2.4	ÍNDICE INTEGRAL DE CONECTIVIDADE (DIIC)	68
5	CONCLUSÃO E TRABALHOS FUTUROS	70
5.1	CONCLUSÃO	70
5.2	TRABALHOS FUTUROS	70
6	REFERÊNCIAS	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mudanças na quantidade e disposição espacial da cobertura florestal que podem ocorrer como resultado da perda de área florestal e processos de fragmentação.	16
Figura 2: Desaparecimento de populações ao longo de um processo de fragmentação em função do tamanho do corpo.	18
Figura 3: Exemplificação de dois cenários de fragmentação, o primeiro cenário quando ocorre o isolamento das espécies devido o processo de fragmentação e o segundo cenário quando não há isolamento.	18
Figura 4: Redução de habitat de acordo com a diminuição de área dos fragmentos. ...	19
Figura 5: Representação da conectividade entre fragmentos, conforme o aumento do alcance da margem de distância (d) da orla dos fragmentos, para um d variando entre 1 km, 3 km e 5km.	21
Figura 6: Representação de elementos estruturais habitualmente considerados na ecologia da paisagem com basena teoria dos gráficos.	22
Figura 7: Áreas Protegidas da RNAP (i) e áreas protegidas da Rede Natura 2000 (ii) no território continental Português.	24
Figura 8: Mapa de localização do território Paranaense.	25
Figura 9: Fluxograma do processamento de dados, para obtenção dos índices de conectividade.	29
Figura 10: Fluxograma das etapas do processamento dos dados.	31
Figura 11: Interface da extensão Build Network and Map Linkages.	33
Figura 12: Mapa de distâncias efetivas classificadas em gradiente de cores, mostrando cores mais fortes para distâncias com maior custo de resistências e cores mais frias para as distâncias com menor custo de resistência.	34
Figura 13: Mosaico de <i>corridors-truncate</i> , simulando espécie com característica específica de distância de dispersão até 5km.	35
Figura 14: Mosaico em gradiente de cores, utilizando a ferramenta <i>Linkage Mapper Paths</i>	35
Figura 15: Representação dos modelos do programa, quanto a inserção dos dados.	36
Figura 16: Processamento dos resultados dos nós de importância.	41
Figura 17: Raster de resistência da superfície terrestre.	43

Figura 18: Mosaico de custo de resistência mínima: (a) Ligações de menor custo entre áreas protegidas. (b) Mosaico de Custo de Resistência com base no uso do solo.....	44
Figura 19: Áreas protegidas destacadas (RNAP).....	45
Figura 20: Representação das áreas protegidas, conectores LCPs e mosaicos de dispersão de espécies para as seguintes distâncias: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km e (d) $d = 50$ km.....	47
Figura 21: Valores de dPC para áreas protegidas incluídas na RNAP para diferentes distancias de dispersão: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km e (d) $d = 50$ km....	49
Figura 22: Valores de dIIC para áreas protegidas incluídas na RNAP para diferentes distancias de dispersão: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km and (d) $d = 50$ km.	51
Figura 23: Mapas de localização das áreas protegidas de Portugal Continental, sobre a RN 2000. a) <i>Least-Cost Paths</i> (LCPs) calculados e b) Mosaico de custo de resistência.	53
Figura 24: Áreas protegidas destacadas (RN 2000).	54
Figura 25: Mapa com as áreas protegidas, os conectores LCPs e com os mosaicos de dispersão de espécies para as seguintes distâncias (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km and (d) $d = 50$ km.	56
Figura 26: Valores de dPC, para áreas protegidas incluídas na Rede Natura 2000, para diferentes distancias de dispersão: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km and (d) $d = 50$ km.	58
Figura 27: Valores de dIIC para áreas protegidas incluídas na Rede Natura 2000, para diferentes distancias de dispersão: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km, (d) $d = 50$ km.	60
Figura 28: Mapa Raster de resistência de superfície do Paraná.....	62
Figura 29: (a) Mapa das áreas protegidas e LCPs. (b) Mosaico de Custo de Resistência de superfície.....	63
Figura 30: Áreas protegidas destacadas (Paraná).....	64
Figura 31: Mapa com as áreas protegidas, os conectores LCPs e com os mosaicos de dispersão de espécies para as seguintes distâncias (a) $d = 10$ km, (b) $d = 25$ km, (c) $d = 50$ km e (d) $d = 100$ km.	65
Figura 32: Valores de dPC, para áreas protegidas incluídas nas Unidades de Conservação, para diferentes distancias de dispersão: (a) $d = 10$ km, (b) $d = 25$ km, (c) $d = 50$ km e (d) $d = 100$ km.	67

Figura 33: Valores de dIIC para áreas protegidas incluídas nas Unidades de Conservação, para diferentes distancias de dispersão: a) 10k b) 25k c) 50k e d) 100k. 68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização do sistema nacional de áreas classificadas em território continental.	24
Tabela 2: Distribuição das Unidades de Conservação nos biomas no estado do Paraná.	26
Tabela 3: Unidades de Conservação Existentes no Paraná.	27
Tabela 4: Valores de Resistência da Superfície atribuídos às classes de Uso e Ocupação do Solo em Portugal e no Estado do Paraná.	32
Tabela 5: Índices binários e probabilísticos, com suas respectivas funções na aplicabilidade do software.	39
Tabela 6: Valores de probabilidade (p), inseridos no CONEFOR 2.6, para as diferentes distâncias estabelecidas.	40
Tabela 7: Classificação e categorização dos valores de dPC e dIIC.	42
Tabela 8: Características das áreas protegidas destacadas RNAP.	46
Tabela 9: Características das áreas protegidas destacadas RN 2000.	55
Tabela 10: Características das áreas protegidas destacadas do Paraná.	64

LISTA DE ABREVIACÕES

<i>Cost-Weighted distances</i>	CW
Índice de probabilidade de conectividade	dPC
Índice Integral de Conectividade	dIIC
Instituto Ambiental do Paraná	IAP
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade	ICMBio
Instituto de Conservação da Natureza e Florestas	ICNF
<i>Least-Cost Path</i>	LCP
<i>Linkage Mapper Pathways</i>	LMP
Nacional De Áreas Protegidas	RNAP
Probabilidade de Conectividade	PC
Rede Natura 2000	RN 2000
Sistema de Informação Geográfica	SIG
Sistema Nacional De Unidades De Conservação	SNUC
Sítios de Interesse Comunitário	SIC
Zona de Proteção Especial	ZPE

1 INTRODUÇÃO

O gerenciamento florestal é necessário para manter integridade dos ecossistemas florestais e a diversidade de serviços e recursos ambientais (LAFORTEZZA et al. 2008). Atualmente a crescente preocupação da sociedade com o planejamento estratégico da conservação da biodiversidade, parte do princípio e objetivo de manter e aumentar a conectividade da paisagem (PACUAL-HORTAL E SAURA, 2008; SAURA et al. 2011; NICULAE et al. 2016).

Quando uma paisagem florestal é composta por um conjunto de fatores, que trazem uma boa relação entre a biodiversidade e a riqueza de espécies, geralmente ocorre uma grande variedade de fluxos genéticos, trazendo maior diversidade das espécies. Porém as ações antrópicas, como o desmatamento, expansão urbana, agricultura intensiva e o pastoreio, são as principais atividades que impedem o acontecimento natural desses fluxos genéticos. Essas ações antrópicas ainda reorganizam a paisagem florestal natural, dividindo as áreas florestas em fragmentos de menores dimensões. Esse processo é denominado de fragmentação florestal (MEDEIROS e SALEH, 2009).

Durante o processo de fragmentação, a dispersão e colonização de uma espécie pode ser limitada, devido as criações de barreiras, acarretando em graves consequências, pois a habilidade dos animais de mover-se entre os fragmentos é um dos fatores mais importantes para a dinâmica populacional das paisagens fragmentadas. Assim o termo conectividade torna-se importante, sendo uma função oposta ao da fragmentação (FORMAN e GODRON, 1986).

Segundo BENNETT e MULONGOY (2006), a conectividade entre áreas protegidas está cada vez mais em foco, trazendo um patamar de maior significância dentro das políticas de conservação da natureza. A conectividade é o grau no qual uma paisagem facilita ou restringe a mobilidade das espécies entre os fragmentos (TAYLOR et al. 1993). Considerada um elemento de suma importância para a paisagem que auxilia na dinâmica e preservação da população (FAHRING e PALOHEIMO 1988).

Recentemente têm aumentado o número de estudos sobre a conectividade e fragmentação de áreas protegidas que consideram as características de mobilidade de

organismos, como sua capacidade de dispersão (GOODWIN e FAHRIG, 2002). Assim, ferramentas de Sistema de Informações Geográficas (SIG), de análise e avaliação de conectividade (*Linkage Mapper Pathways*, CONEFOR 2.6), estão cada vez mais em uso, para determinar os graus de significância e importância das áreas de proteção da paisagem, para a conectividade.

Estes estudos além de realizarem um levantamento de informações de conectividade e fragmentação da paisagem, bem como o quanto cada fragmento está contribuindo para índices de probabilidade de conectividade, ou as melhores rotas de mobilidade para as espécies, eles contribuem com o manejo e planejamento das áreas protegidas, preservando os habitats locais.

1.1 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como finalidade a análise e avaliação da conectividade das áreas e redes de conservação no território de Portugal Continental e no estado do Paraná – Brasil, com base em ferramentas e dados disponíveis e de acesso aberto bem como definir recomendações relativamente ao desenho de redes de conservação nos dois territórios.

2 FRAGMENTAÇÃO E CONECTIVIDADE

2.1 FRAGMENTAÇÃO

O meio ambiente é constantemente afetado de maneira significativa na disponibilidade e qualidade de recursos naturais, disponibilizados para suprir as necessidades das populações regionais. Um dos motivos essenciais deste problema é a intensificação das ações antrópicas, que alteram a cobertura florestal da paisagem, reduzindo a sua área e tornando-a fragmentada (VALENTE e VETORAZZI, 2002).

Fragmentação florestal é um processo que faz com que florestas sejam divididas em áreas de menores dimensões. As ações antrópicas, como: a extração de madeira, queimadas, substituição da cobertura florestal nativa por reflorestamento com espécies exóticas, agropecuária intensiva, urbanização desordenada, implantação de infraestruturas de transporte entre outros, podem intensificar o processo de fragmentação. E também por fenômenos considerados naturais: flutuações climáticas, heterogeneidade de solos, a topografia, processos de sedimentação e hidrodinâmica (MEDEIROS e SALEH, 2009).

PÉRICO et al. (2005), explica que o desmatamento é o fator que interfere de forma mais intensa, acelerando o processo de fragmentação. Os fragmentos são, portanto, considerados como ilhas de mata, nas quais são circundadas por espaços não florestados. Se tal processo de fragmentação for ocasionado de forma natural, assim a transição entre as áreas florestais e espaços não florestados, acontece de maneira menos abrupta.

Os fragmentos florestais são considerados ilhas de mata que de acordo a Teoria de biogeografia de ilhas, desenvolvidas por MACARTHUR e WILSON (1967), ela diz que, quanto maior for a ilha ou o fragmento florestal, maior será a riqueza e diversidade por outra via quanto maior o isolamento destas ilhas menor a riqueza e a diversidade. Por outro lado, geralmente as grandes áreas territoriais onde os fragmentos são de maior dimensão ou manchas florestais, a paisagem possui mais zonas de habitats e recursos para diferentes espécies da fauna e flora. (FERNANDEZ-JURICIC, 2000; MCCOY e MUSHINSKY, 1999).

Segundo ROCHELLE et al. (1999) e MCALPINE et al. (2006), espécies florestais, principalmente as que necessitam de uma qualidade específica de habitat e de uma área significativa para busca de recursos naturais, são as que sofrem mais com os problemas causados pela perda e pelo processo de fragmentação de habitats florestais.

É possível observar na Figura 1, dois cenários distintos (box) ilustrados por SAURA et al. (2014). O box superior representa um processo de perda de floresta com fragmentação, no estágio final observa-se uma paisagem seccionada em unidades de fragmentos menores. No box inferior, o quadro A (área original de floresta), ocorre apenas a perda da floresta, o resultado final (F) é uma área unificada, porém de área florestal equivalente em comparação com o quadro final (D).

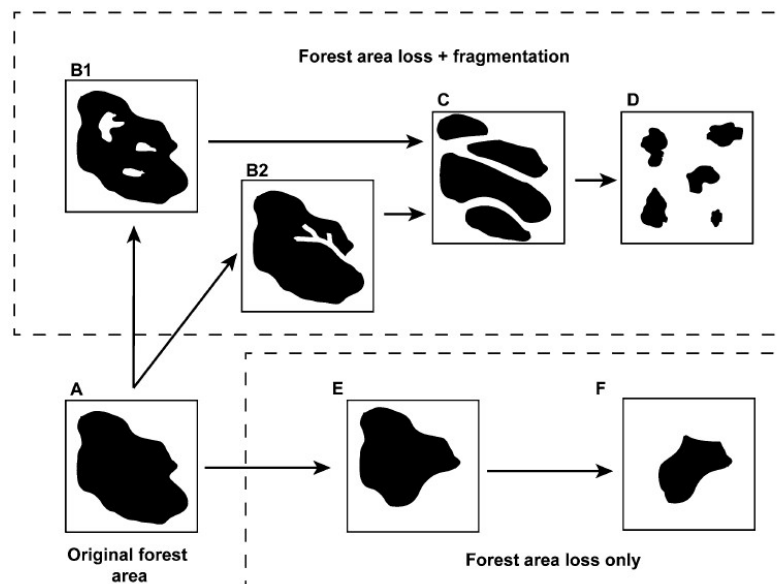


Figura 1: Mudanças na quantidade e disposição espacial da cobertura florestal que podem ocorrer como resultado da perda de área florestal e processos de fragmentação.

Fonte: Saura et al. (2014).

Uma externalidade antrópica que ocasiona a fragmentação de habitat é a necessidade da criação de infraestruturas de transporte lineares (estradas), desencadeando processos agressivos para paisagem. Consequentemente a maior concentração de infraestruturas lineares, agrava e acelera o processo de fragmentação florestal (MINISTÉRIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, 2013). A fragmentação de habitat ocasionada por externalidades antrópicas, interfere diretamente na riqueza e na biodiversidade (FORMAN e ALEXANDER (1998) e FORMAN et al. (2003).

BEGON et al. (2006) afirma que a redução da riqueza de espécies se deve principalmente à diminuição da área dos fragmentos, sendo este um dos padrões mais consistentes em ecologia. A maior parte das pesquisas realizadas sobre a redução do tamanho das manchas ou fragmentos florestais e do isolamento destes perante a riqueza de espécies, está associada à teoria da Biogeografia de Ilhas de MACARTHUR e WILSON (1967).

2.1.1 Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade

A paisagem fragmentada é tão vulnerável, que quando ocorre, fenômenos climáticos mais intensos, como por exemplo, um extremo climático em relação à temperatura, precipitação intensa, ou uma epidemia pode acarretar em efeitos trágicos para os habitats existentes, diminuindo assim o número populacional das espécies presentes e provocando um colapso (SAURA, 2015). FAHRIG, (2003) pontua os efeitos negativos da fragmentação de habitats sobre a biodiversidade, que estão agrupados em três categorias, sendo elas: redução no tamanho dos fragmentos, isolamento, e efeitos de orla, considerando fauna e flora nativas.

2.1.1.1 Redução no tamanho dos fragmentos

Observar-se na Figura 2, três espécies de tamanhos e densidades populacional diferentes. Desta forma, quanto menor o seu tamanho, maior será a densidade populacional, assim estas espécies conseguem sobreviver a níveis maiores de fragmentação. Por outro lado, a espécie de maior porte, possui uma densidade populacional menor, e esta é afetada em fases iniciais dos processos de fragmentação, pois requerem habitats de grande dimensão. SAURA (2015) corrobora este pensamento explicando que quando a densidade populacional de uma dada espécie é considerada alta, como exemplo a dos insetos e a dos micromamíferos, estes conseguem se manter em uma área florestal pequena, com um alto número de indivíduos em suas populações, tornando os efeitos da fragmentação não muito intensos, em um estágio mais avançado do processo de fragmentação.

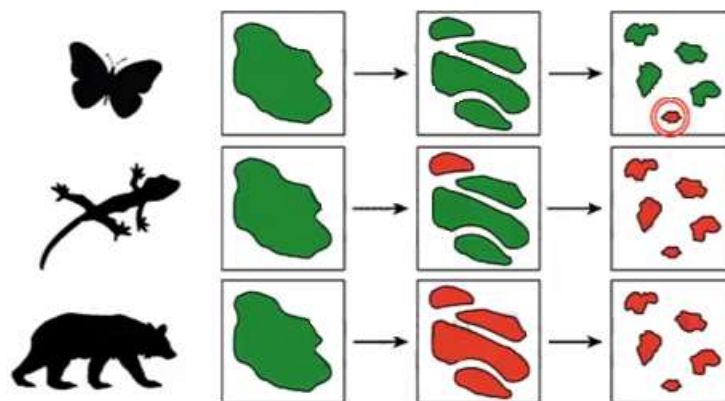


Figura 2: Desaparecimento de populações ao longo de um processo de fragmentação em função do tamanho do corpo.

Fonte: Saura (2015).

2.1.1.2 Isolamento dos fragmentos

O isolamento refere-se à distância e existência de barreiras que impedem que indivíduos transitem de um fragmento para outro, perdendo assim seus recursos naturais e tornando-se incapazes de oferecer qualquer qualidade para as espécies sobreviverem (SAURA, 2015). Se ilustra na Figura 3 a importância da conectividade do habitat para a manutenção de populações.

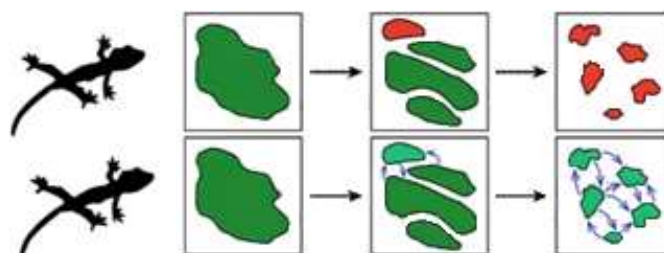


Figura 3: Exemplificação de dois cenários de fragmentação, o primeiro cenário quando ocorre o isolamento das espécies devido o processo de fragmentação e o segundo cenário quando não há isolamento.

Fonte: Saura (2015).

No primeiro cenário os fragmentos estão isolados, não havendo conexões, desta forma observa-se que ao aumentar o nível de fragmentação a espécie irá extinguir-se no decorrer do processo. No segundo cenário, a manutenção de conectividade permite a troca de indivíduos e assegura a existência da população, mesmo para níveis de fragmentação consideráveis.

2.1.1.3 Efeito de Orla

A orla de um fragmento é a parte próxima de seu limite exterior onde as condições ambientais e ecológicas diferem-se das encontradas no interior, como, por exemplo, maior competição com espécies generalistas, microclimas modificados, maior intensidade do vento e incidência da radiação solar, aumento da temperatura, diminuição da umidade e perturbação humana (GONZALEZ et al. 2010; LAURENCE et al. 2006).

Portanto, à medida que se aumenta a fragmentação, reduzem-se as áreas de habitats no interior dos fragmentos e aumentam-se as orlas. Desta forma, partindo de uma situação inicial na qual tem um fragmento com cerca de 56% de área interior de habitat, esta passa por processos de fragmentação, reduz a sua área de habitat de interior para 13%, e posteriormente para 0%. É necessário considerar além do tamanho do fragmento o seu formato, bem como os níveis de fragmentação (Figura 4).

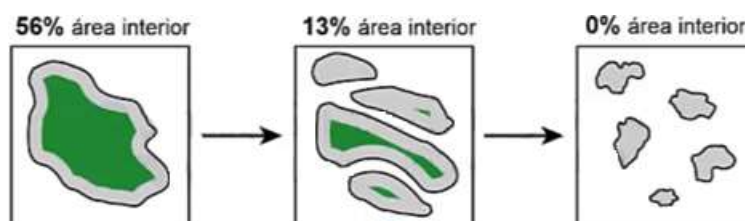


Figura 4: Redução de habitat de acordo com a diminuição de área dos fragmentos.
Fonte: Saura. (2015).

2.2 CONECTIVIDADE

A conectividade ecológica é definida como, um grau de facilidade de deslocamentos das espécies entre territórios florestais e conseqüentemente, o funcionamento dos processos ecológicos em escalas amplas. Devido à fragmentação, ocorre perda de conectividade e de modo conseqüente a diminuição da diversidade genética (MAAM, 2013).

Desde a década de 1970, os corredores ecológicos são citados como parte de estratégias de conectividade para a conservação de ecossistemas fragmentados (DIAMOND, 1975). O Corredor ecológico é um território de extensão e de configuração variável, que devido a sua disposição e ao seu estado de conservação, conecta funcionalmente espaços naturais de singular relevância para a flora e para fauna silvestre, separados entre si,

permitindo entre outros processos ecológicos, o intercâmbio e troca genética entre populações de espécies silvestres e a migração dessas espécies (MAAM, 2013).

Atualmente na Legislação Ambiental Brasileira, a Lei Federal N° 9985/2000, estabeleceu o SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação, no qual no artigo 2° define como corredores ecológicos: *“Porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais”* (SEOANE, 2006).

Como um dos principais benefícios dos corredores ecológicos é a facilitação do movimento das espécies nativas. Uma das melhores estratégias para contrariar os efeitos da fragmentação, como a extinção de espécies, seria o gerenciamento da conectividade da paisagem, sendo, portanto, uma parte fundamental da biodiversidade florestal (ARAUJO E RAHBEK, 2006; OPDAM E WASCHER, 2004; TAYLOR et al. 1993). Diferentemente da fragmentação, a conectividade é uma propriedade funcional, específica da espécie, que depende das habilidades e traços comportamentais da mesma (THEOBALD, 2006; TISHENDORF e FAHRIG, 2000).

Os corredores ecológicos supramencionados, podem estar sendo afetados pelas infraestruturas lineares de transporte, alterando sua funcionalidade e dificultando os movimentos das espécies, que concentram seus deslocamentos através destes espaços (COFFIN, 2007). De acordo com SAURA et al. (2014), uma paisagem fragmentada pode ser definida como altamente conectada, quando um organismo é capaz transitar por mais fragmentos. E passa a ser considerada fracamente conectada, quando esta mesma espécie tem sua dispersão restringida, alcançando menos fragmentos.

Ainda, a região inóspita que o rodeia, acaba por restringir indivíduos de curta dispersão, ficando assim isolados no fragmento em que se encontram, principalmente pelos impactos das ações antrópicas atuantes, como as infraestruturas das construções de estradas, a expansão urbana, a intensificação das atividades agrícolas, as quais influenciam diretamente no processo de conectividade. A conectividade entre fragmentos aumenta a quantidade de recursos de habitat, que poderão ser alcançados por uma dada espécie na paisagem, tornando a conectividade relevante para o gerenciamento e planejamento do

cenário (SAURA et al. 2014). SAURA (2013), mostra em seu trabalho um exemplo de conectividade, onde uma margem de borda de $d = 1$ km, possui uma zona de amortecimento de 0.5 km, demonstrando um certo isolamento ainda entre os fragmentos. Porém para uma margem de borda de $d = 3$ km, a zona de amortecimento passa ter uma distância de 1.5 km, no qual se verifica uma conectividade acentuada com uma diminuição significativa do isolamento. Por fim mostra para uma margem de borda de $d = 5$ km, a zona de amortecimento passa a ser de 2.5 km, percebe-se nesse momento um nível máximo de conectividade, tornando apenas um componente único para este cenário da paisagem (Figura 5).

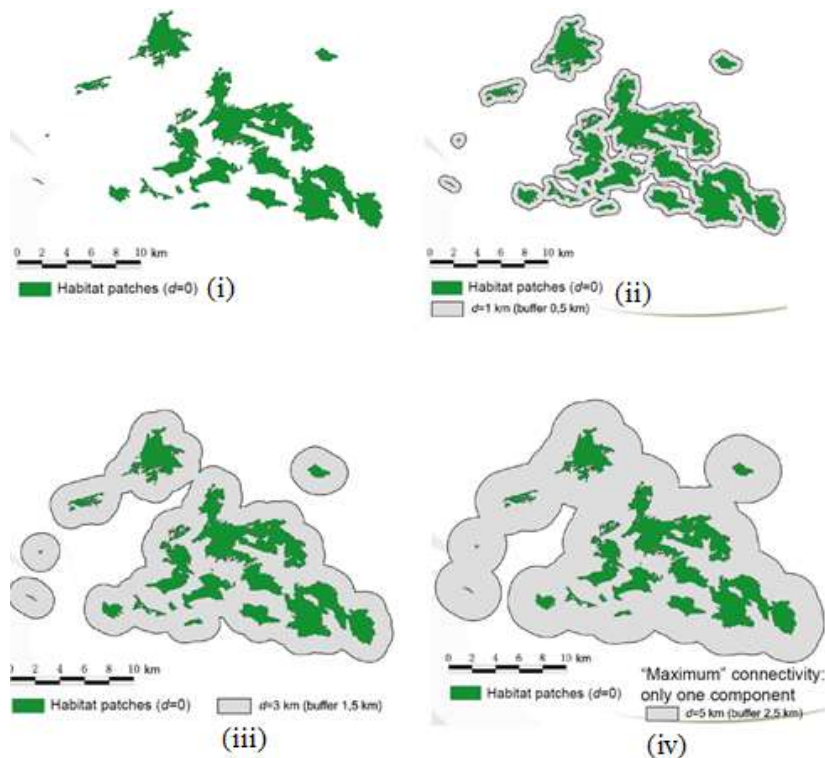


Figura 5: Representação da conectividade entre fragmentos, conforme o aumento do alcance da margem de distância (d) da orla dos fragmentos, para um d variando entre 1 km, 3 km e 5km.
Fonte: Saura et al. (2013).

Como o exemplo, espécies de aves com alta capacidade de dispersão, todos os fragmentos mostrados na Figura 5, podem funcionar como um componente único conectado.

2.2.1 Análise De Conectividade

Atualmente existem inúmeras ferramentas para análise e estudo da conectividade de habitats florestais. Neste trabalho a ferramenta de análise de conectividade funcional da paisagem que será aplicada é com base no princípio da Teoria dos Grafos. A Teoria dos Grafos se aplica em áreas da ciência como a otimização de fluxos em redes ou circuitos, incluindo a análise de conectividade da paisagem. Esta teoria baseia-se em grafos que são estruturas matemáticas usadas para representar estruturas físicas, biológicas ou sociais e analisar as suas propriedades e comportamentos (URBAN E KEITT, 2001).

Grafos, são compostos por vértices e arestas, usadas para esclarecer e resolver problemas, como a representação de redes de rotas de transporte por exemplo, ou seja, um conjunto de nós conectados entre si por ligações, as arestas, representando uma paisagem mostrando uma rede de existência com fluxo ecológico entre eles (URBAN E KEITT, 2001).

Em ecologia da paisagem o uso da teoria dos grafos tem como objetivo a representação, modelação e análise funcional de conjuntos de elementos da paisagem e das suas interações. Através da Figura 6 é possível notar as características físicas e biológicas da área (*landscape ecology*), sendo transformadas em estruturas matemáticas, por exemplo, o fragmento de habitat, será processado em um nó e os corredores ecológicos em links, facilitando a leitura e processamento das informações geográficas.

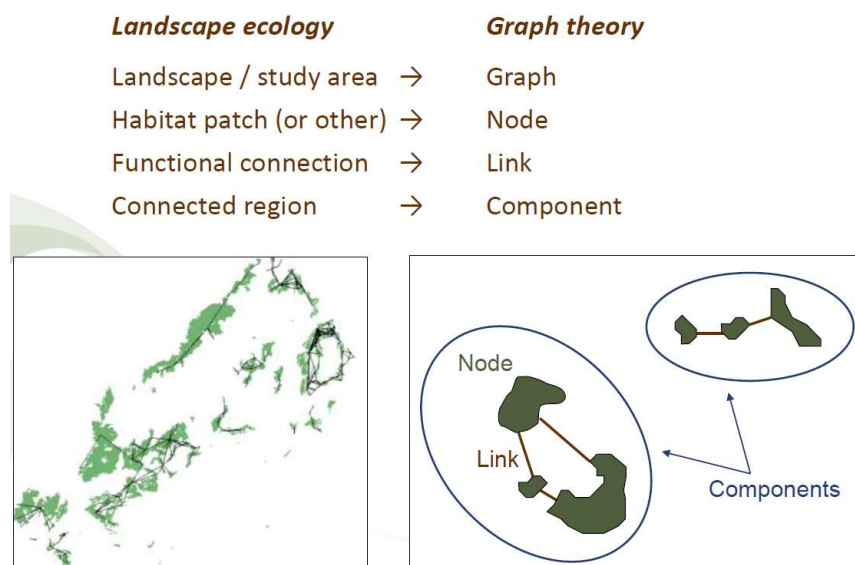


Figura 6: Representação de elementos estruturais habitualmente considerados na ecologia da paisagem com basena teoria dos gráficos.

Fonte: Saura et al. (2013).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREAS DE ESTUDO

3.1.1 Portugal

O território continental Português, está localizado no extremo sudoeste do continente europeu, no qual ocupa a parte ocidental da Península Ibérica, com uma área territorial de 98.547 km², possui um comprimento máximo de 561 km e uma largura entre 112 km e 228 km, tem como fronteira terrestre um único país, a Espanha, ao Norte e á Oriente, possui ao sul e ao ocidente, como fronteira, o oceano atlântico (PNPOT, 2006).

De acordo com Estratégia Nacional da Conservação da Natureza e Biodiversidade (2017), Portugal é considerado rico em biodiversidade e contribui de maneira significativa para a conservação da Rede Natura 2000. É possui uma flora e fauna diversificada, associada a uma grande variedade de ecossistemas, habitats e paisagens. Possui atualmente 46 áreas protegidas em território continental, que fazem parte da Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP), das quais 32 são áreas de âmbito nacional, 7 são de âmbito regional, 6 de âmbito local e uma área de estatuto privado. Como um todo, a RNAP ocupa uma área total de 791.895,1 ha, incluindo a área marinha, o que representa cerca de 8% da área total do território continental (Figura 7 e Tabela 1).

Ao tocante da Rede Natura 2000 em âmbito nacional Português, esta abrange 60 Sítios de Interesse Comunitário (SIC), 2 Sítios da lista nacional e 42 de Zonas de Proteção Especial (ZPE), totalizando assim uma área de aproximadamente 5.455.816,76 ha , dados disponíveis na Tabela 1 (ENCNB, 2017).

Tabela 1: Caracterização do sistema nacional de áreas classificadas em território continental.

		Nº	Área terrestre (ha)	Área Marinha (ha)	Área Total (ha)
Rede Nacional de	Âmbito Nacional	32	689.479,31	53.621,26	743.100,57
Áreas Protegidas	Âmbito Regional	7	46.247,48	0	46.247,48
	Âmbito Local	6	2.332,41	0	2.332,41
	Âmbito Privado	1	214,65	0	214,65
Rede Natura 2000	SIC + Sítios da Lista Nacional de Sítios	60+2	1.562.193,33	2.332.619,55	3.898.403,09
	ZPE	42	929.186,44	627.859,52	1.557.413,67

Fonte: Adaptado de ENCNB – Dados representativos das redes de área protegidas e Natura 2000.

As áreas da RNAP bem como as da Rede Natura 2000 constituem a gama de áreas de conservação que são analisadas a respeito de sua conectividade no território continental Português (Figura 7).

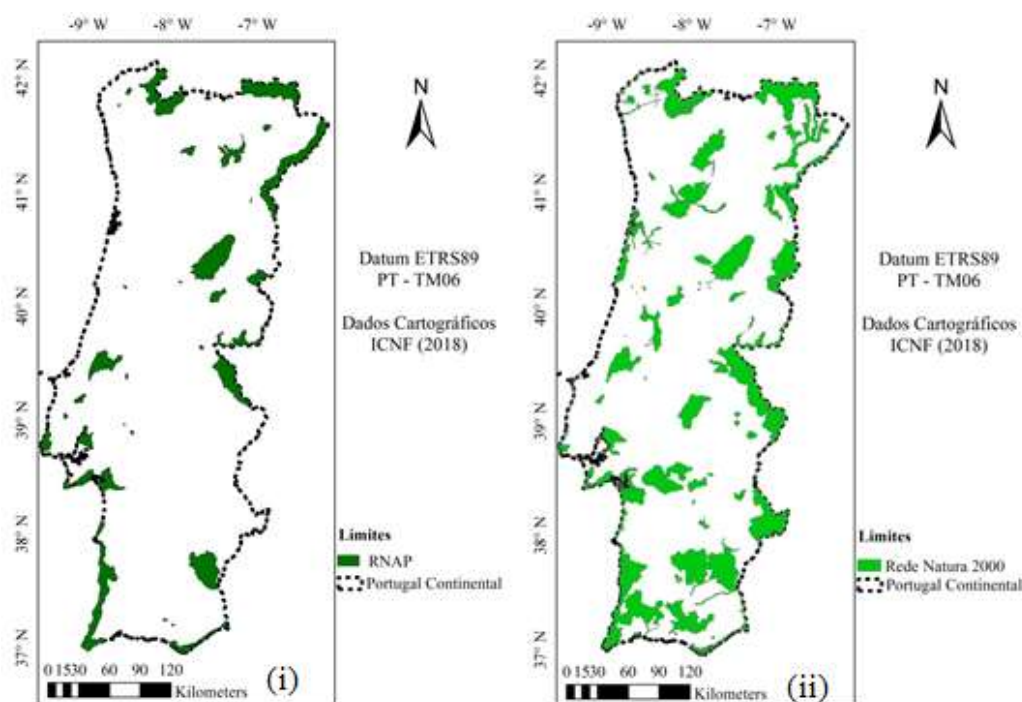


Figura 7: Áreas Protegidas da RNAP (i) e áreas protegidas da Rede Natura 2000 (ii) no território continental Português.

3.1.2 Estado do Paraná - Brasil

O estado do Paraná, localizado na região sul do Brasil, possui uma área territorial de 199.880,2 km². A sua posição geográfica é 51° a Oeste do Meridiano de Greenwich e 24° ao

Sul da linha do Equador, possui um fuso horário de menos 3 horas com relação a hora mundial GMT. O estado faz fronteira com outros estados brasileiros, Mato Grosso do Sul, Santa Catarina e São Paulo e com dois países, Paraguai e a Argentina, banhado a Oeste pelo oceano Atlântico (Figura 8). Possui cerca de 11.348.937 habitantes, com uma densidade populacional de 52,4 hab./km², o estado possui um dos melhores Índices de Desenvolvimento Humano - IDH do país com um valor de 0,749 (IBGE, 2017).

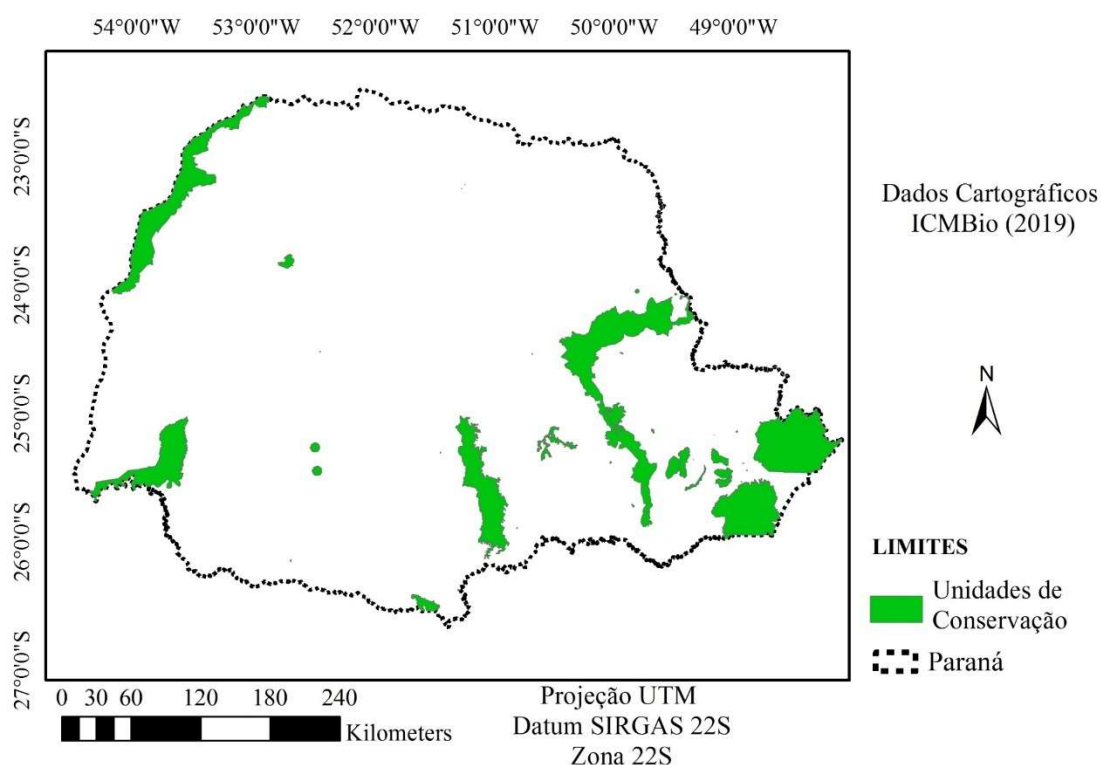


Figura 8: Mapa de localização do território Paranaense.

O Estado do Paraná possui uma grande diversidade de ambientes e ecossistemas. Com a colonização e a expansão das fronteiras agrícolas, estes ecossistemas foram sendo gradativamente eliminados e substituídos, restando poucas áreas naturais. A necessidade de criação das Unidades de Conservação no Estado do Paraná, sempre esteve ligada a áreas remanescentes do processo de colonização e ocupação do seu território (IPARDES, 2019). A Tabela 2 mostra dados descritivos dos biomas existentes no estado do Paraná.

Tabela 2: Distribuição das Unidades de Conservação nos biomas no estado do Paraná.

Bioma	Área Original (ha)	Área com Proteção Integral (ha)	% em relação à área original	Área Total Protegida (Prot. Integral + Uso Sustentável)	
				(ha)	% em relação á área original
Campos e cerrado	1.406.045,00	5.021,02	0,36	397.384,40	28,30
Floresta com Araucária	9.201.255,00	7.253,92	0,08	256.446,78	2,80
Floresta Estacional semidecidual	8.400.000,00	264.413,93	3,10	539.313,97	6,42
Floresta atlântica	113.000,00	93208,47	8,30	651026,47	58,5
Total	20.120.300,00	369898,28	1,89	1844171,62	9,16

Fonte: Instituto Ambiental do Paraná, (IAP, 2017).

As Unidades de Conservação a nível federal, são gerenciadas e de responsabilidade do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e as Unidades de Conservação estaduais são administradas pelo Instituto Ambiental do Paraná - IAP (IAP, 2007). A Tabela 3 mostra áreas de abrangência e a quantidade das Unidades de Conservação existentes no estado do Paraná.

Tabela 3: Unidades de Conservação Existentes no Paraná.

	Âmbito	Nº	Área Total (ha)	Fonte
Unidades de Conservação	Federal	10	1.636.081,18	(IAP, 2005)
	Estadual	68	1.205.632,08	(IAP/DIBAP, 2012)
	Municipal	110	287.652,15	(IAP/DIBAP, 2012)

As unidades de conservação federal, estadual e municipal constituirão as unidades fundamentais da análise de conectividade em todo o território Paranaense.

3.2 FERRAMENTAS DE ANÁLISE DE CONECTIVIDADE

Ao analisar a conectividade entre as áreas protegidas, utilizou-se alguns *softwares*. ArcGIS 10.3.1, serviu como ambiente Sistema de Informação Geográfica (SIG) para preparar dados e representar resultados das análises, assim identificou-se as áreas de habitat, gerou-se mapas, que identificaram os corredores de maior probabilidade para a conectividade de espécies. Necessitou-se de ferramentas de análise, para avaliar a conectividade entre áreas protegidas, traçando assim melhores rotas e caminhos com um mínimo custo energético possível, para a mobilidade de organismos. Para isso, as ferramentas de análise utilizadas essencialmente, foram, *Linkage Mapper Pathways* e o CONEFOR 2.6.

3.2.1 ArcGIS 10.3.1

O ArcGIS é um ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), ele foi utilizado para a criação de mapas, execução de análises espaciais, gerenciamento e compilação de dados geográficos, análise de informações mapeadas, compartilhamento de resultados. Dentre suas utilizações a principal é a Gestão de informação geográficas numa base de dados. Nesta investigação esta ferramenta facilitou o uso das extensões dos demais programas.

3.2.2 *Linkage Mapper Pathways* (LMP)

Linkage Mapper Pathways (LMP) é uma ferramenta de extensão SIG, desenvolvida para oferecer suporte a análises regionais de conectividade de habitat. Utilizou-se das funções capazes de automatizar o mapeamento de corredores de habitat, e para a identificação das ligações de menor custo entre as áreas protegidas. A LMP é uma ferramenta de construção de redes de mapeamento, este programa projetou os vínculos existentes entre as áreas de habitat selecionadas (MCRAE E KAVANAGH, 2017).

3.2.3 CONEFOR 2.6

O software CONEFOR 2.6, foi adequado para esse contexto de avaliação espacial ecológica e de apoio as decisões em planejamento de conservação da paisagem. Também irá permitir quantificar a importância das áreas de habitats, para a manutenção ou o melhoramento de conectividade entre fragmentos, efetuando uma boa avaliação de impactos na conectividade de habitat e mudanças da paisagem, sobre tudo com a identificação e priorização de locais críticos para conectividade ecológica, nos cenários de estudo (PASCUAL-HORTAL e SAURA, 2006; SAURA e PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA e RUBIO, 2010; SAURA et al., 2011a)

Com o desenvolvimento de várias extensões SIG, o CONEFOR permite gerar uma camada espacial, em formato vectorial ou raster, com arquivos necessários de entrada para realizar as análises de conectividade. Os arquivos de entrada gerados compõem informações dos nós e das distâncias de conexões, diretamente no formato exigido pelo CONEFOR, portanto esses arquivos podem ser usados como resultam das extensões SIG, sem outras alterações ou etapas intermediárias de processamento. Já no programa CONEFOR 2.6, irá se desenvolver o processamento dos dados inseridos (Figura 9) (SAURA e TORNÉ, 2012).

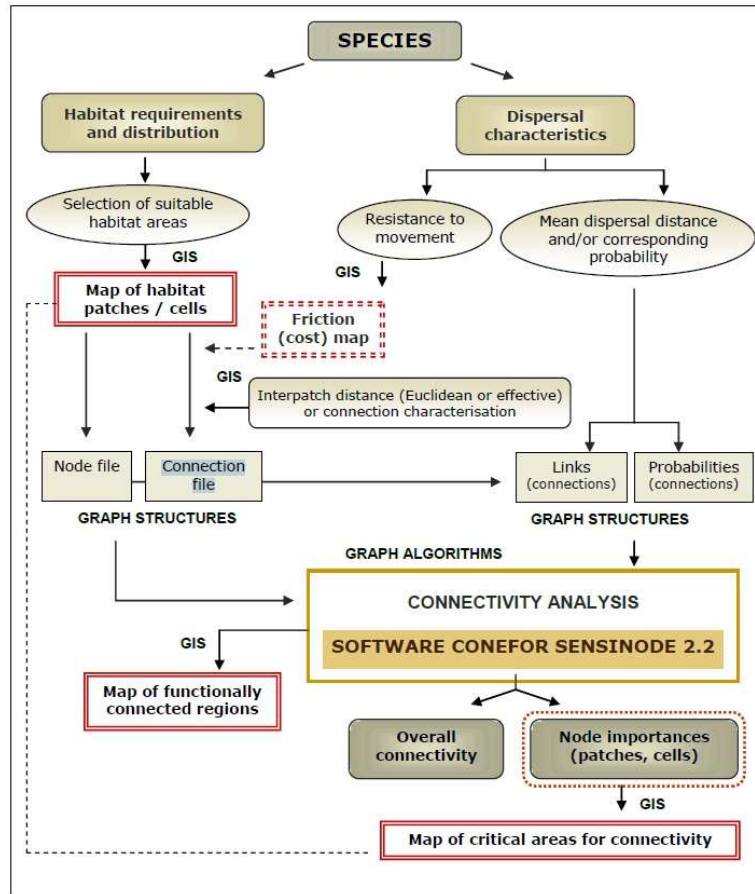


Figura 9: Fluxograma do processamento de dados, para obtenção dos índices de conectividade.
Fonte: Saura e Torné, (2012).

A Figura 9 exemplifica-se em um fluxograma, de ocorre o desenvolvimento do processamento dos dados, que será caracterizados e inseridos em um no SIG, gerando mapas com áreas críticas em relação a conectividade da paisagem.

O programa CONEFOR 2.6, resulta em dados que permitiu quantificar a importância das áreas de habitat e ligações para manutenção ou melhoria da conectividade da paisagem. Avaliar o impacto das mudanças de habitat e do uso do solo na conectividade. Auxiliou e ofereceu um apoio a tomada de decisão em conservação e planejamento da paisagem, por meio da priorização de locais críticos para a conectividade ecológica (SAURA e TORNÉ, 2012).

3.3 PROCESSAMENTO DOS DADOS

3.3.1 Geração de Mosaicos e de rotas de menores custos de resistência

O programa realizou um processamento de dados em 5 etapas. A etapa 1 corresponde a identificação das áreas protegidas. Etapa 2, construção de rede de áreas de habitat considerando todas áreas vizinhas que circundam as áreas centrais. Etapa 3, calculou-se com base no raster de resistência da superfície, as distâncias ponderadas pelo custo de resistência (*Cost-Weighted distances* - CW), e as distâncias de menor custo de resistência entre as áreas (*Least-Cost Path* - LCP). Na etapa 4 o processamento do programa traz a implementação de regras opcionais, estas especificam qual as áreas principais a se conectar na rede. Por fim, a etapa 5, resulta na geração de um mosaico de resistência e dos corredores LCPs (Figura 10) (MCRAE e KAVANAGH, 2017).

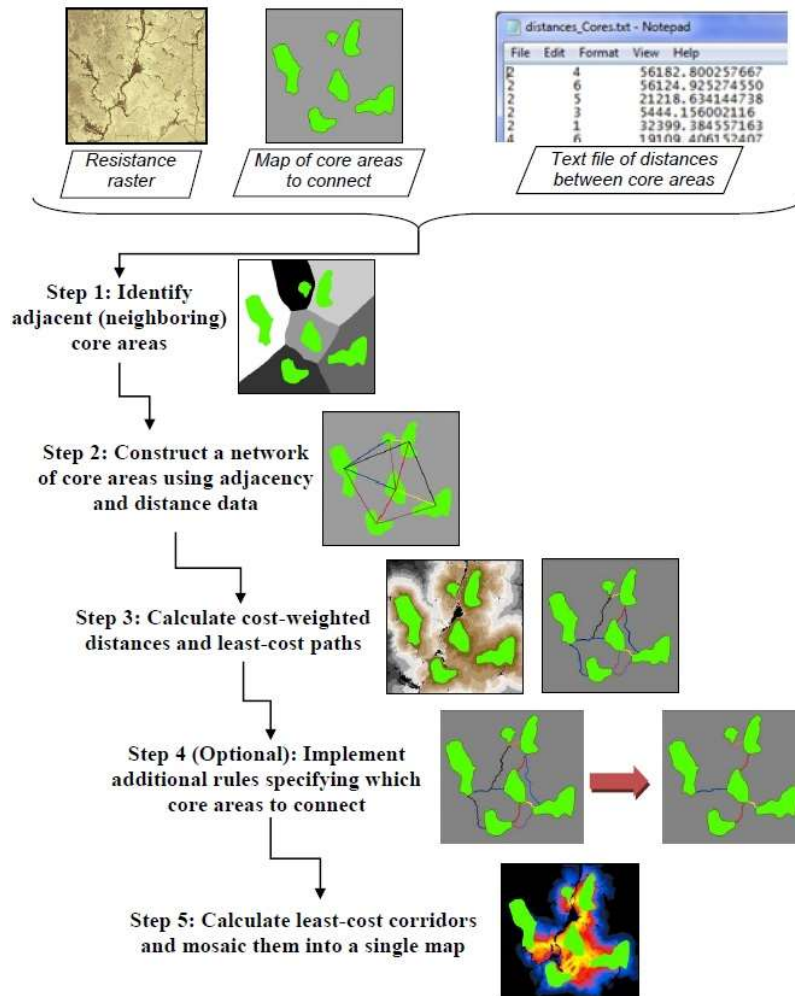


Figura 10: Fluxograma das etapas do processamento dos dados.

Primeiro, obteve-se as informações geográficas do uso e ocupado solo, obtida no formato de vector (*shapefile*), disponibilizada por COS (2015) (IGEO, 2015), que posteriormente foi convertida para um formato matricial (raster) com resolução de 1100 m x 1100 m, isto no caso de Portugal Continental. Para o estado do Paraná foi disponibilizado a informação de uso e ocupação do solo (ITCG, 2008), também seguiu o mesmo procedimento, do formato vector (*shapefile*) convertido em um formato matricial (raster), com uma resolução de 1900 m x 1900 m.

Os arquivos das áreas classificadas foram convertidos para o Sistema de Referência de Coordenadas (SRC) utilizado correspondente a cada área de estudo. Para Portugal, utilizou-se o SRC *European Terrestrial Reference 1989* (ETRS89), enquanto que no Paraná

trabalhou-se com o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS 2000), zona 22 Sul (fuso UTM).

Finalmente, as matrizes raster foram processadas gerando os mapas de resistência de superfície terrestre por reclassificação no SIG. A resistência da superfície terrestre pode ser entendida como um índice que impede a mobilidade dos organismos. Neste estudo os valores de resistência foram calculados seguindo a metodologia aplicada por GURRUTXAGA et al. (2011), ou seja, classe de uso e ocupação de solo.

A reclassificação do Uso e Ocupação do Solo está estruturada em florestas, sistemas agroflorestais, campestre, agricultura, pastagem, corpos d'água e superfície artificializada, pode-se estabelecer valores de resistência da superfície. Estes valores variaram de 1 a 100, onde 1 corresponde à área de menor resistência (florestas) e 100 à área de maior (áreas artificializadas), esses valores podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4: Valores de Resistência da Superfície atribuídos às classes de Uso e Ocupação do Solo em Portugal e no Estado do Paraná.

Classes	Valores de Resistência da Superfície	Intensidade da Resistência da superfície
Florestas	1	Muito Baixa
Sistema Agroflorestal	5	Baixa
Campestre	15	Média Baixa
Agricultura	30	Média
Pastagem	40	Média Alta
Corpos d'água	50	Alta
Superfícies artificializados	100	Muito Alta

Após a geração dos mapas de resistência de superfície terrestre tornou-se necessário a geração das distâncias euclidianas, que são linhas retas traçadas entre os pontos centrais das áreas protegidas. As distâncias euclidianas foram geradas utilizando em conjunto o programa ArcGis 10.3.1 com uma extensão do CONEFOR inputs, esta informação foi salva em um arquivo .txt. Posteriormente o arquivo .txt (distâncias euclidianas), juntamente com o raster (mapas de resistência de superfície) e com o arquivo *shapefile* (áreas protegidas), de

Portugal continental disponibilizado pelo ICNF (2018) e do estado do Paraná pelo ICMBio (2019), foi processado na extensão *Linkage Mapper Pathways* (opção *Build network and Map linkage*), em um ambiente SIG (ArcGis). A interface da extensão do *Build network and Map linkage*, para descarregamento do arquivo supramencionado esta apresentada na Figura 11.

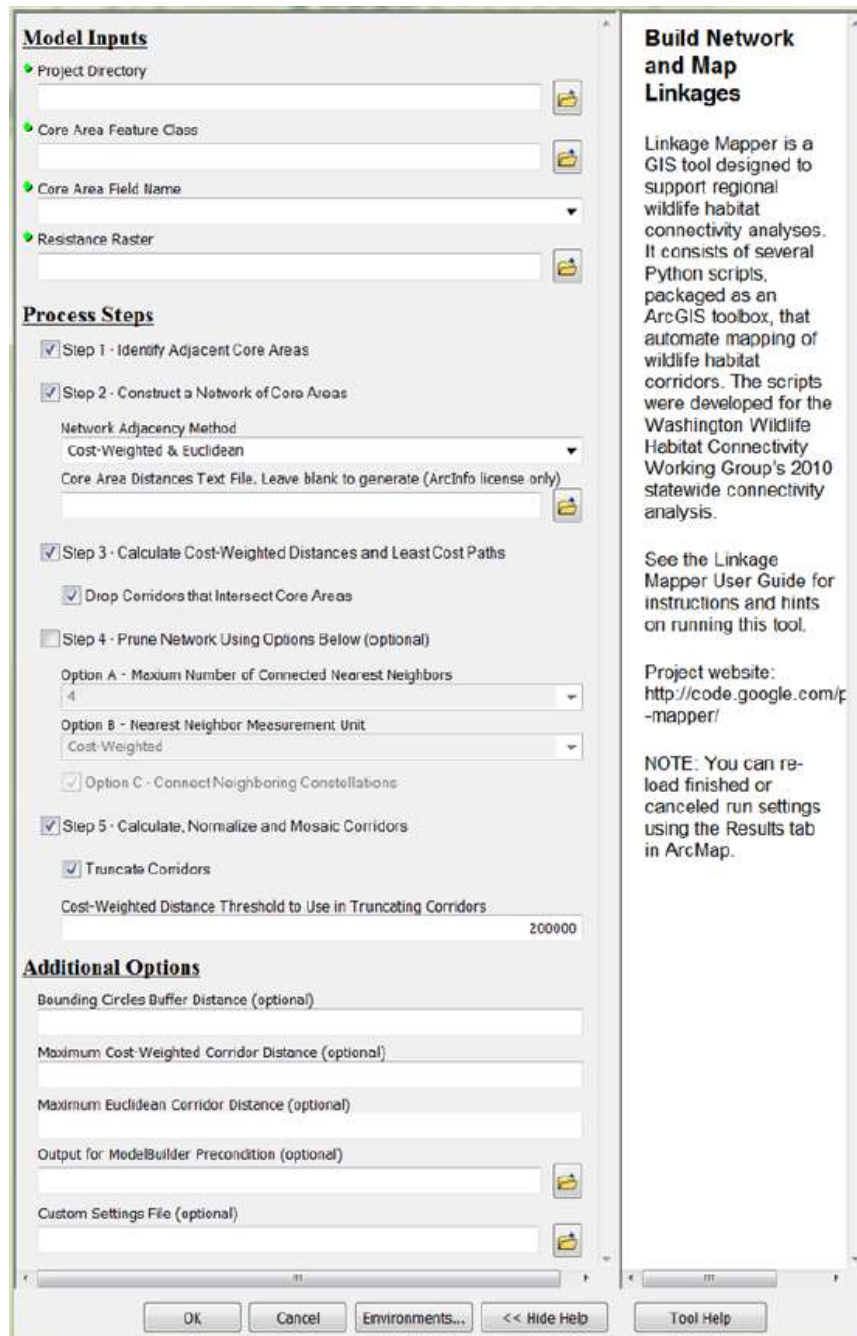


Figura 11: Interface da extensão Build Network and Map Linkages.

Após esta etapa, obteve-se o mosaico de custo de resistência, as ligações de custo mínimo de resistência (*Least-Cost Paths* - LCPs) ou as chamadas distâncias efetivas e o mosaico de dispersão das espécies de acordo com as distâncias pré-estabelecidas. Às ligações de custo mínimo de resistência (*Least-Cost Paths* - LCPs) ou as distâncias efetivas geradas no processamento inicial, são distâncias que levam em consideração o custo de resistência da superfície terrestre (EPPS et al. 2007). Os LCPs são construídos de pixel a pixel, permitindo identificar quais são os trajetos e os caminhos principais que as espécies possam se movimentar, de maior ou menor custo energético, estes traçados podem ser identificados na Figura 12, (McRAE e KAVANAGH, 2011).

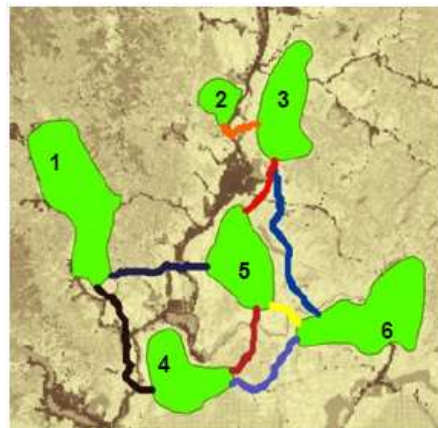


Figura 12: Mapa de distâncias efetivas classificadas em gradiente de cores, mostrando cores mais fortes para distâncias com maior custo de resistências e cores mais frias para as distâncias com menor custo de resistência. **Fonte:** McRae e Kavanagh, (2017).

Uma das funcionalidades da ferramenta LMP é a simulação das características das distâncias de dispersão de espécies. Isto é, um traçado do quanto estas espécies podem explorar e abranger na paisagem, de acordo com seu alcance de dispersão (MCRAE e KAVANAGH, 2017). A Figura 13, exemplifica um mosaico de dispersão o qual foi gerado inserindo um informação para espécies, que possui característica de dispersão de 5 km. Assim, se observa a área de abrangência e/ou exploração, apresentando os corredores truncados, (*Corridors truncate*) portanto, estes corredores são classificadas em um gradiente de cores, categorizando do menor para o maior custo de resistência, em ordem crescente, utilizando cores frias para menores custos, até cores mais quentes para longas distâncias que requerem maior custo de resistência energética. Esta classificação está na Tabela 4, divididas em 7 categorias de intensidade, que variam de Muito baixa a Muito alta.

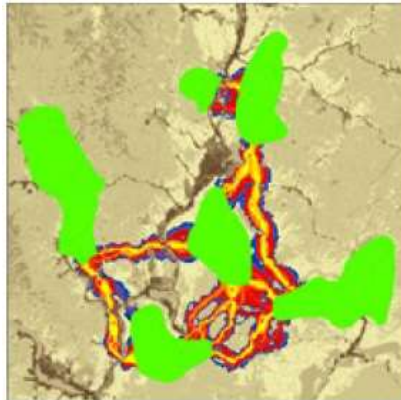


Figura 13: Mosaico de *corridors-truncate*, simulando espécie com característica específica de distância de dispersão até 5km.
Fonte: Mcrae e Kavanagh, (2017).

Além dos corredores de truncamento, o LMP no mesmo processamento de dado, também irá gerar um mosaico de corredores normalizados do custo ponderado de resistência. Neste mosaico tem-se a visualização das áreas mais críticas em relação às rotas existentes. Cada célula ou cada pixel terá um gradiente de cores relativo ao grau de resistência que facilita a visualização para a análise e interpretação dos resultados (Figura 14).

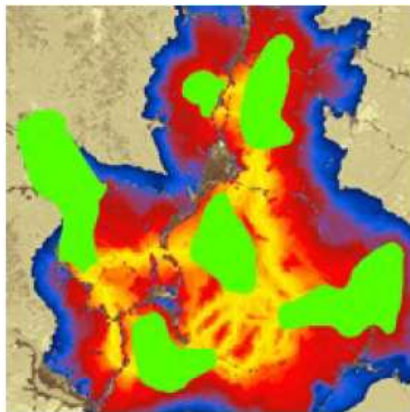


Figura 14: Mosaico em gradiente de cores, utilizando a ferramenta *Linkage Mapper Paths*.
Fonte: Mcrae e Kavanagh, (2017).

3.4 PROCESSAMENTO DE INDICIES DE CONECTIVIDADE BINÁRIO E PROBABILÍSTICO

3.4.1 Índice de probabilidade de conectividade de áreas protegidas (dPC)

De acordo com PASCUAL-HORTAL e SAURA (2006), duas novas métricas de paisagem para o cálculo de conectividade, foram estabelecidas, no programa CONEFOR 2.6, o Índice Integral de Conectividade (IIC), vindo de um modelo binário e o segundo é a Probabilidade de Conectividade (PC), proveniente de um modelo probabilístico. Ambas as métricas são baseadas em estruturas gráficas, no qual traz os conceitos da Teoria dos grafos e de disponibilidade de habitat. Estes indices são importantes para tomadas de decisões no planejamento de conservação da paisagem. Permitem identificar os nós mais críticos e os mais significativos, para a manutenção ou melhoria da conectividade da paisagem, nos quais os esforços de conservação ou restauração devem se concentrar. São estes que fornecem os melhores resultados, habilidades de desempenho e priorização (PASCUAL-HORTAL e SAURA, 2006; SAURA e PASCUAL-HORTAL, 2007).

A Figura 15 abaixo, representa basicamente o que um modelo binário e um modelo probabilístico realizam no processamento dos indices. Entende-se que o modelo binário verifica se existe ou não ligação entre os nós, porém o modelo probabilístico oferece a probabilidade, por menor que seja, de ligação entre os nós.

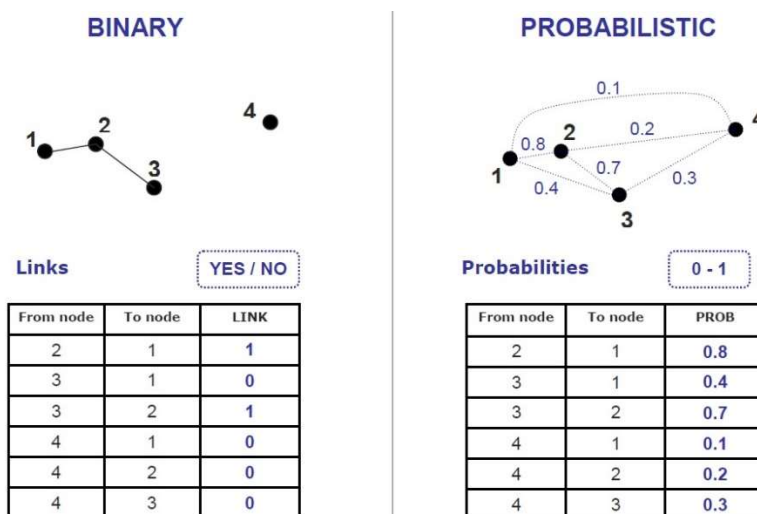


Figura 15: Representação dos modelos do programa, quanto a inserção dos dados.
Fonte: Saura e Torné (2009).

O Índice Probabilístico de Conectividade (PC), é baseado em uma conexão de modelo probabilístico, em que há uma certa probabilidade de dispersão direta entre cada dois fragmentos. O cálculo do índice dPC é dado em porcentagem, sucintamente essa porcentagem indica um grau de probabilidade de conectividade entre os nós (KEITT et al. 1997; URBANO e KEITT, 2001; PASCUAL-HORTAL e SAURA, 2006; RAE et al. 2007). O cálculo que o programa efetua para obter essa porcentagem, está descrito na equação 1.

$$dPC (\%) = 100 * \frac{(PC - PC_{remove})}{PC} \quad (\text{Eq. 1})$$

Sabe-se que o índice PC é o índice quando o nó está na paisagem, o PC_{remove} é o valor obtido após a remoção do nó. O índice PC_{remove} é útil nas tomadas de decisões no planejamento de paisagem florestal, pois o resultado aponta e identifica se o nó tem uma alta probabilidade de conexão com a paisagem. Para integrar a dPC, necessita-se da somatória de três frações, sendo essas dPC_{intra}, dPC_{flux} e dPC_{connector}.

De acordo com SAURA (2008), dPC_{intra}, considera a conectividade interna dos fragmentos ou área de habitat disponível internamente. O valor desta fração é independente de como o fragmento pode ser conectado com outros fragmentos. O dPC_{flux}, é um índice de probabilidade de ocorrência de fluxo (mobilidade de espécies) ponderado entre os nós. Esta fração depende tanto da área do nó, quanto a sua localização na rede de paisagem, ou seja, sua posição topológica, e mede quão bem este fragmento está conectado a outros na paisagem.

O dPC_{connector} avalia o quanto o fragmento contribui para conectividade dos fragmentos, servindo de conector para a mobilidade espécies. Tal fração, depende da posição topológica do fragmento na rede da paisagem. Um nó irá contribuir somente para o índice PC por meio do PC_{connector}, quando for parte do melhor caminho para a dispersão entre duas amostras *i* e *j*.

3.4.2 Índice Integral de conectividade de áreas protegidas (dIIC)

O Índice Integral de Conectividade como já mencionado é um índice de modelo binário, medindo apenas se há ou não conectividade entre os nós. A equação 2 calcula o valor em porcentagem de dIIC considerando os valores de IIC_{initial}, e IIC_{remove}.

$$dIIC (\%) = 100 * \frac{IIC_{initial} - IIC_{remove}}{IIC_{initial}} \quad (Eq.2)$$

Três frações permitem a análise de conectividade integradas e multifacetadas, sendo elas, dIIC_{intra}, dIIC_{flux} e dIIC_{connector}, a somatória de cada uma das três frações, resulta no valor integral de dIIC. As definições destes índices assemelham-se aos índices supracitados.

3.4.3 Processamento e inserção de dados

Para início da análise dos dados no software CONEFOR 2.6, utiliza-se como dados de entradas, as áreas protegidas em formato .txt (*node file*), e os LCPs, gerados posteriormente, estes foram convertidos para um formato .txt, e inseridos na entrada de arquivo de conexão (*connection file*) obtendo os índices das métricas de conectividades da área protegida. O CONEFOR 2.6 disponibiliza dois tipos de leitura dos dados de entrada, parcial (*partial*) ou integrada (*full*). Escolheu-se a opção de leitura parcial, devido a inserção das distâncias efetivas, pois realizou-se o processamento apenas das principais distancias efetivas geradas.

O próximo passo é a escolha dos índices de métrica de conectividade, isto é realizado na aba de opção “*Connectivity indices*”, este ainda se divide em índices binários e probabilísticos. Nos índices binários escolheu-se a métrica IIC, por sua vez nos índices probabilísticos optou-se pela métrica PC.

As opções de métricas disponíveis na aba de índices de conectividade do CONEFOR 2.6, (binários e probabilísticos) e suas funções estão dispostas na Tabela 5, nota-se que há mais opções de índices binários do que probabilísticos.

Tabela 5: Índices binários e probabilísticos, com suas respectivas funções na aplicabilidade do software.

Índices binários	Função	Índices Probabilísticos	Função
<i>IIC (Integral Index Connectivity)</i>	Um índice de conectividade variando de 0 a 1 e aumenta conforme uma melhor conectividade de habitats na paisagem.	<i>F (Flux)</i>	Mostrar a probabilidade de dispersão entre os nós da paisagem.
<i>NL (Number Links)</i>	Número de Ligações entre nós existentes na paisagem.	<i>AWF (Area weighted Flux)</i>	Equivalente a uma versão em nível de paisagem das medidas do modelo de função de incidência.
<i>NC (Number Connection)</i>	Número de Componentes existentes na paisagem.	<i>PC (Probability Connectivity)</i>	Modelo rico de conexão, mede a conectividade ao nível da paisagem, ao invés de medir ao nível do terreno, varia com um valor de 0 a 1, aumentando com a melhor conectividade.
<i>H (Harary index)</i>	Mostrar o quanto a paisagem está conectada de acordo com o valor de H.		
<i>BC (Betweenness Centrality)</i>	Mostram valores das métricas de centralidades de proximidade (BC), permite que corresponda aos requisitos e propriedades desejáveis de IIC e PC.		

<i>LCP (Landscape Connectivity Probability)</i>	Probabilidade de dois pontos, na paisagem, podem pertencer ou não, ao mesmo componente de habitat.
---	--

Logo abaixo das opções dos índices de conectividade, torna-se necessário admitir as distâncias de dispersão das espécies, neste caso utilizou-se quatro distancias, em Portugal Continental 1 km, 10 km, 25 km e 50 km, para o Paraná 10 km, 25 km, 50 km e 100 km. Para cada distancia de dispersão escolheu-se um índice de probabilidade correspondente “*Corresponds to probability*”, esses valores correspondentes podem ser observados na Tabela 6.

Tabela 6: Valores de probabilidade (p), inseridos no CONEFOR 2.6, para as diferentes distâncias estabelecidas.

Valores de probabilidade correspondente	Distância				
	1km	10km	25km	50km	100km
p	0.99	0.3	0.2	0.1	0.05

SAURA e TORNÉ (2012) explica que a distância de dispersão mediana (d), é referente à distância de dispersão que os indivíduos de determinada espécie podem alcançar quando se movimentam. Para cada par de fragmentos específicos, os valores são calculados pelo CONEFOR 2.6, por meio de uma função exponencial decrescente, com base na distância, no qual o valor de p_{ij} seja máximo, portanto, igual a 1, quando a distância entre as amostras for igual a 0. Fragmentos separados por distâncias menores que 5 km serão atribuídos um $p_{ij} > 0.5$, enquanto os remendos separados por maiores distâncias serão atribuídos $p_{ij} < 0.5$.

Para finalizar o processamento destes dados iniciais, na aba “*Mode*”, seleciona-se os boxes “*Show deltas*” e “*Precision – High*”. Uma exemplificação deste procedimento, está na Figura 16.

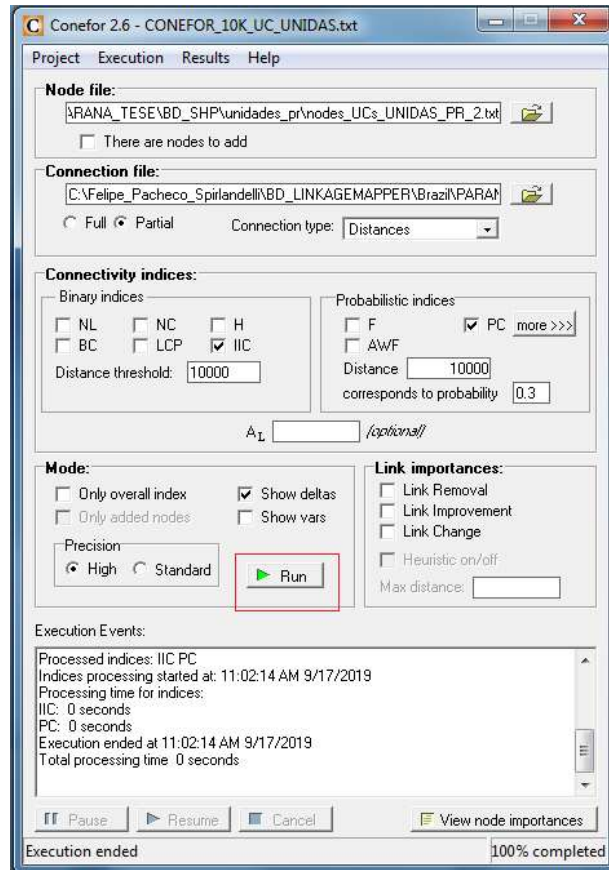


Figura 16: Processamento dos resultados dos nós de importância.

Em seguida, cada área de estudo processada terá uma quantidade de nós, que representa cada área protegida existente, cada nó de importância receberá então um valor para o Índice Integral de Conectividade (IIC) e para Probabilidade de Conectividade (PC).

Ao final, será colocado um gradiente de cores, iniciando com cores mais quentes para áreas mais críticas, e cores frias, para áreas de maior importância e significância, as classificações de intensidade e grau de coloração para dPC e dIIC estão dispostas na Tabela 7. Tal classificação foi aderida tomando por base o estudo feito por NICULAE (2017).

Tabela 7: Classificação e categorização dos valores de dPC e dIIC.

Valores de dPC e dIIC (%)	Intensidade	Grau de Coloração
0 - 0,1	Muito Baixa	Vermelho
0,1 - 1	Baixa	Alaranjado
1 - 5	Média	Amarelo
5 - 10	Média Alta	Verde claro
10 - 20	Alta	Verde escuro

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 PORTUGAL

4.1.1 Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP)

O mapa raster da superfície terrestre, quanto a mobilidade de organismos de Portugal Continental, apresentado na Figura 17, está baseado na definição dos *Least-Cost Paths* (LCPs), as rotas e trajetos de custo mínimo entre as áreas protegidas.

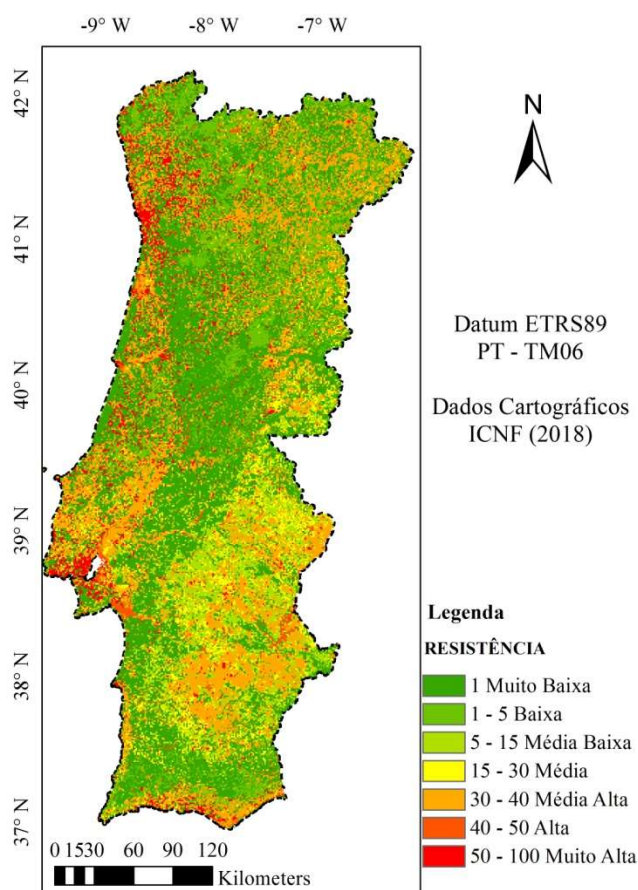


Figura 17: Raster de resistência da superfície terrestre.

O mapa da Figura 17, é resultado da categorização das classes de uso e ocupação do solo, com o valores atribuídos e designados na Tabela 4. O mosaico de custo mínimo de resistência gerado no LMP, resultado das 5 etapas descritas acima, está na Figura 18.

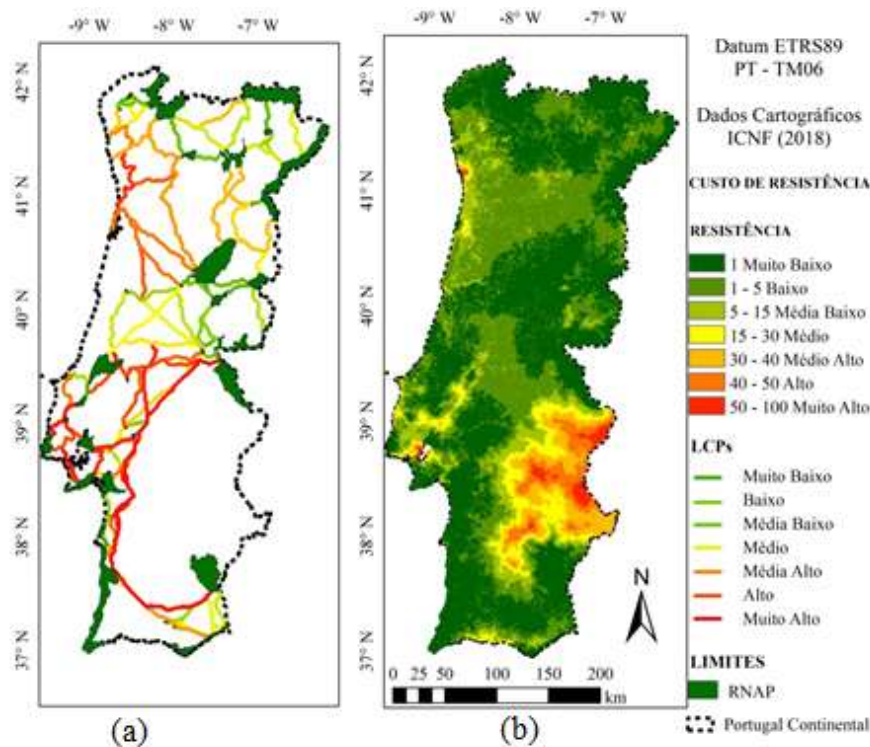


Figura 18: Mosaico de custo de resistência mínima: (a) Ligações de menor custo entre áreas protegidas. (b) Mosaico de Custo de Resistência com base no uso do solo.

A Figura 18 (a) representa os LCPs, categorizados por gradientes de cores, nota-se que nas regiões do centro-sul de Portugal Continental, se concentram as resistências e custos de mobilidade mais elevados. Na Figura 18 (b) observar-se mais especificamente, que na zona do Alto Alentejo e do Alentejo Central, regiões com maiores custos de resistência de superfície quanto a mobilidade, isto é corroborado pela informação disposta na Figura 17, pois estas áreas são dominadas pelo uso e ocupação do solo de agricultura intensiva e pastagem, esta região não possui muitas áreas florestais.

Ainda na região centro-sul de Portugal, na zona metropolitana de Lisboa, se destaca também a alta resistência da superfície, devido principalmente à área urbanizada, na qual as LCPs, apresentam alto custo de resistência, isto também se aplica a zona metropolitana de Porto, localizada na região noroeste. Todavia, na região centro-norte de Portugal, devido a maior concentração das áreas de habitats naturais e seminaturais, localiza-se os LCPs com os custos mais baixos, favorecendo a mobilidade de espécies entre áreas de habitat. Do mesmo modo, a região Norte/Nordeste de Portugal, onde se concentram, parte importante das áreas protegidas da RNAP, mostrou melhores caminhos de custo mínimo de resistência

variando de Médio a Baixo. Ressalta-se que a área de habitat da Serra da Estrela, destacou-se entre as melhores regiões, pois obteve a maior quantidade de ligações de baixo custo de resistência.

4.1.1.1 Conectividade em função das distâncias de dispersão de espécies

O mapa a seguir apresenta todas as áreas de proteção que foram destacadas ao decorrer das análises de conectividade para a Rede Nacional de Áreas Protegidas. Todas as áreas apresentadas na Figura 19 a seguir, são de suma importância para Portugal, porém apenas as áreas protegidas destacadas (legendadas), sobressaíram-se na discussão sobre a conectividade dos fragmentos. Assim auxilia na identificação das áreas protegidas mencionadas nas discussões abaixo.

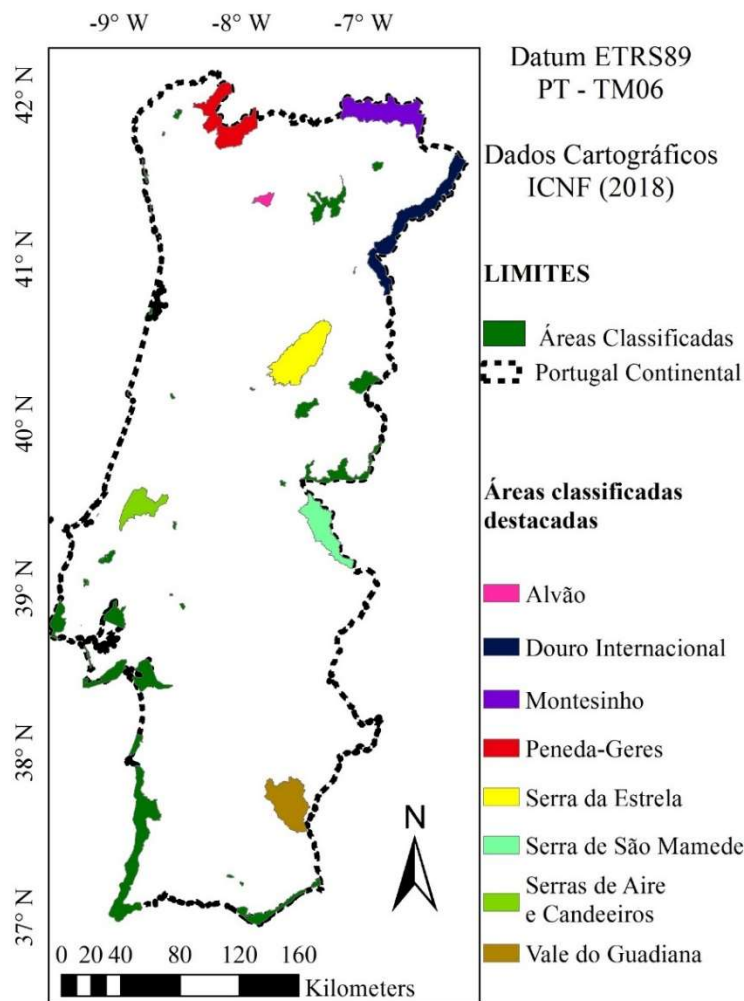


Figura 19: Áreas protegidas destacadas (RNAP).

As oito áreas em destaque e suas características como extensão territorial e a classificação (Parque Natural e Parque Nacional), estão na Tabela 8 a seguir:

Tabela 8: Características das áreas protegidas destacadas RNAP.

Área Protegida	Extensão Territorial (hectares)	Classificação
Alvão	7238,2	Parque Natural
Douro Internacional	86834,8	Parque Natural
Montesinho	74224,8	Parque Natural
Peneda-Geres	69594,4	Parque Nacional
Serra da Estrela	89132,2	Parque Natural
Serra de São Mamede	56061,3	Parque Natural
Serra de Aire e Candeeiros	38392,9	Parque Natural
Vale do Guadiana	69665,9	Parque Natural

A partir da Tabela 8, observou que em sua maioria as áreas de destaque são classificadas como Parque Natural, elas se classificam nesta categoria, pois são áreas que contem predominantemente ecossistemas naturais ou seminaturais, onde a preservação a longo prazo pode depender de atividade humana para que seja assegurado o fluxo natural de produtos e de serviços. Atualmente Portugal possui 13 Parques Naturais, nesta investigação iremos destacar o índice de conectividade de 7 destes parques. Apenas Peneda-Geres é classificada como Parque Nacional, estas áreas são categorizadas desta forma, pois visam a proteção dos valores naturais existentes, conservando a integridade do ecossistema, o Parque Nacional é uma área que contém maioritariamente amostras representativas de regiões naturais, paisagens naturais e humanizadas e de elementos de biodiversidade e geossítios, com valor científico, ecológico ou educativos. Ambos os parques são de jurisdição do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF, 2019)

O mosaico de truncamento de corredores, onde considerou-se as áreas protegidas como nós e os LCPs como as ligações entre estes nós, estão retratados na Figura 20. Para espécies com diferentes distancias de dispersão, variando de 1 km, 10 km, 25 km e 50 km.

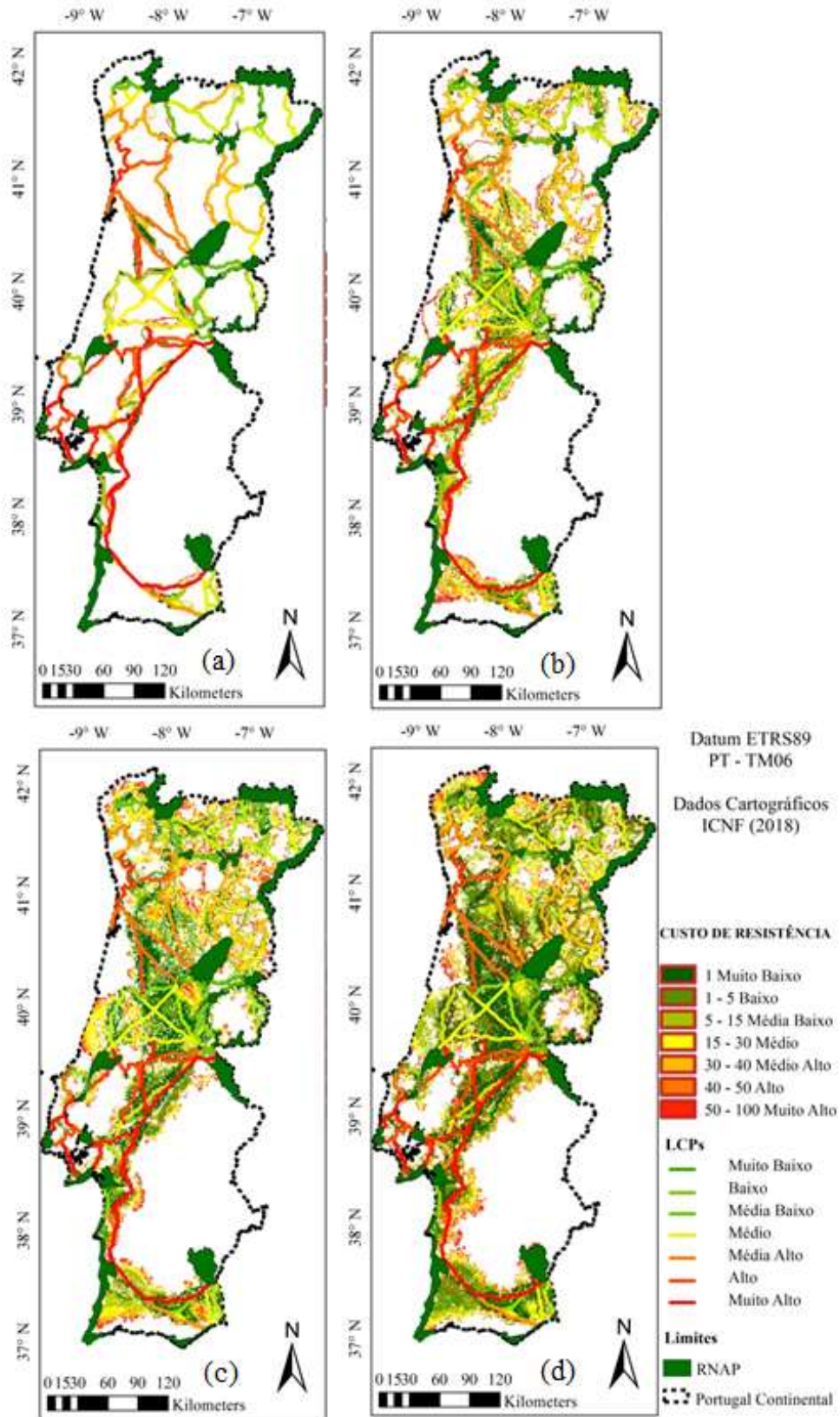


Figura 20: Representação das áreas protegidas, conectores LCPs e mosaicos de dispersão de espécies para as seguintes distâncias: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km e (d) $d = 50$ km.

As espécies que possuem capacidade de dispersão de 1 km representado na Figura 20 (a) apresentaram uma capacidade de expansão restrita, quase não perceptível, pois em comparação com os demais mapas, observa-se uma diferença na expansão da área, observando esta construção do mosaico de forma discreta na região noroeste do país. No mapa apresentado na Figura 20(b), nota-se uma expansão considerável da área de abrangência, localizado nas regiões Norte, Central e Sul de Portugal, nestas regiões ocorre um nível mais elevado de dispersão de espécies, em comparação com a Figura 20 (a), pois as espécies com capacidade de dispersão de 10 km irão encontrar com mais facilidade as áreas de conservação conectadas.

Na Figura 20 (c) e (d) torna-se mais nítido a visualização das áreas de abrangência das espécies com essas distâncias de dispersão. De modo geral, observa-se que a região Norte de Portugal Continental apresenta melhores resultados de conexão com a rede de áreas protegidas. Observou-se que quanto maior for a distância de dispersão das espécies, maior será a área do mosaico. Desta forma, entende-se que nestes casos a conectividade da paisagem, não depende apenas da condição da área em enfoque, mas também da característica de dispersão das espécies.

4.1.1.2 Probabilidade de conectividade (dPC)

Os resultados obtidos pelo programa CONEFOR 2.6 relativos à variação do índice dPC nas área de habitat, mostram a probabilidade de cada área para a conectividade da paisagem (Figura 21).

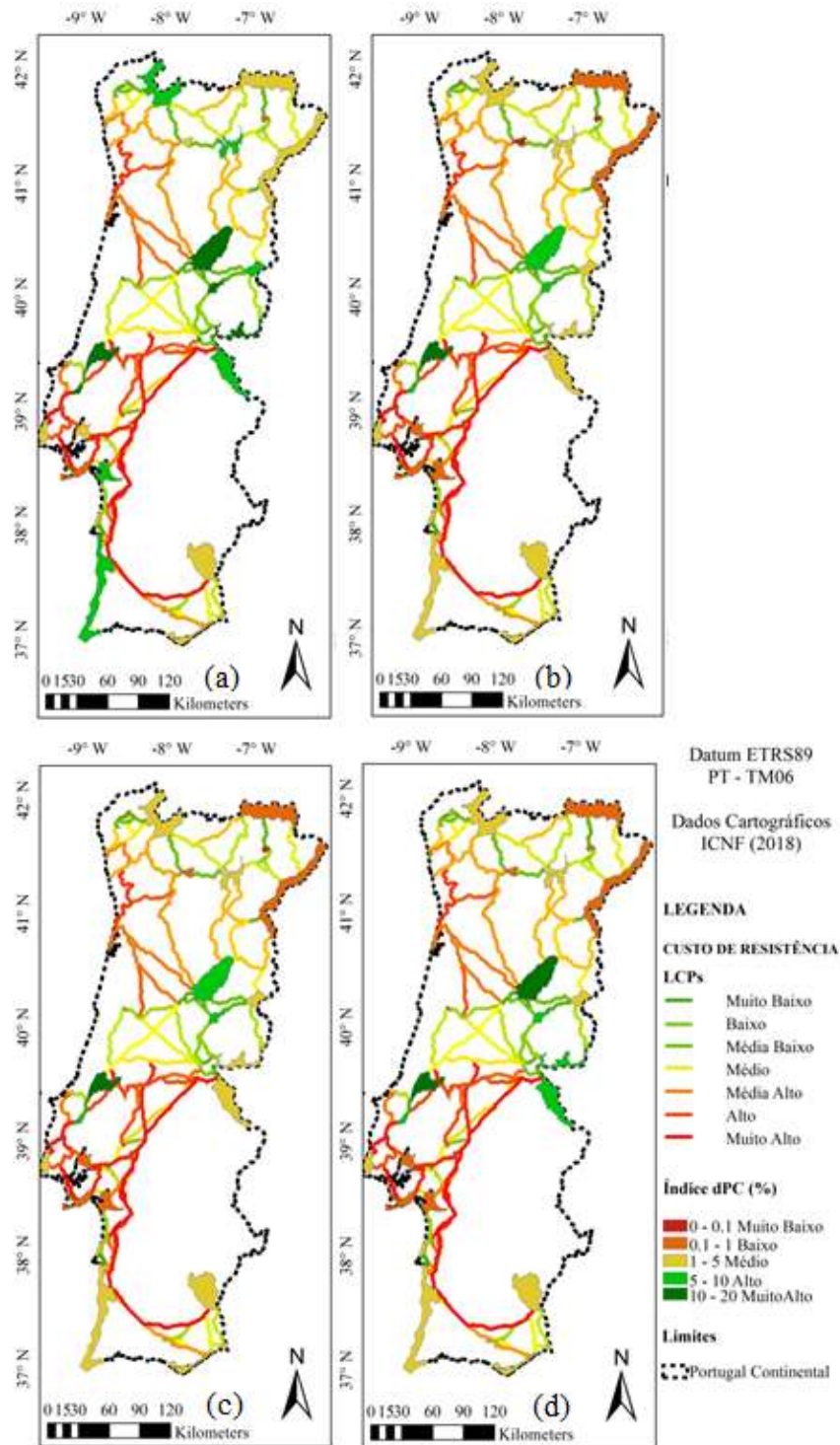


Figura 21: Valores de dPC para áreas protegidas incluídas na RNAP para diferentes distâncias de dispersão: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km e (d) $d = 50$ km.

Para a Figura 21 (a, b, c e d) analisou-se separadamente as regiões Norte, Central e Sul. Constatou-se que ao tocante da região sul os índices de dPC variam de 1% a 5% apresentando um índice médio, em basicamente todas as distâncias de dispersão, salvo

apenas pela dispersão de 1 km (Figura 21 a) onde na região Sul a zona da Costa Sudoeste apresentou um dPC Alto.

Relativo a região Central os índices obtidos foram satisfatórios, pois esta região apresentou índices dPCs que variam de Muito Alto à Alto, este caso também teve suas exceções, pois áreas localizadas a Leste, fazendo divisa com a Espanha, a Serra de São Mamede, apresentou índice dPC médio para a dispersão de 10 a 25 km, isto se deve à variações e critérios de leitura e processamentos de dados do programa. Ressalta-se que para as distancias de dispersão de 10 a 25 km as zonas fronteiriças apresentam os piores índices variando de Médio a Baixo para todas as áreas destacadas.

A respeito da região Norte, os índices dPC variaram em sua maioria de Médio a Baixo, apenas a área de Peneda Geres e de Alvão apresentaram um índice dPC alto, apenas para espécies de dispersão de 1 km.

A área da Serra da estrela, esta possui uma área de 88.254 hectares e apresentou para os quatro cenários descritos acima, os melhores índices de dPC, em conseguinte a Serra de Aire e Candeeiros com uma área de 33.555 hectares, obteve índice dPC Muito Alto para todos os cenários de dispersão. Estas áreas se encontram muito próximas de regiões com custos mínimos de resistência à dispersão, incorporando a região de Coimbra Leiria Médio Tejo e Beira da Serra da Estrela.

4.1.1.3 Índice Integral de Conectividade (dIIC)

O índice dIIC em porcentagem apresenta a significância e a importância de cada unidade para a conectividade da paisagem como um todo, esta informação está apresentado na Figura 22.

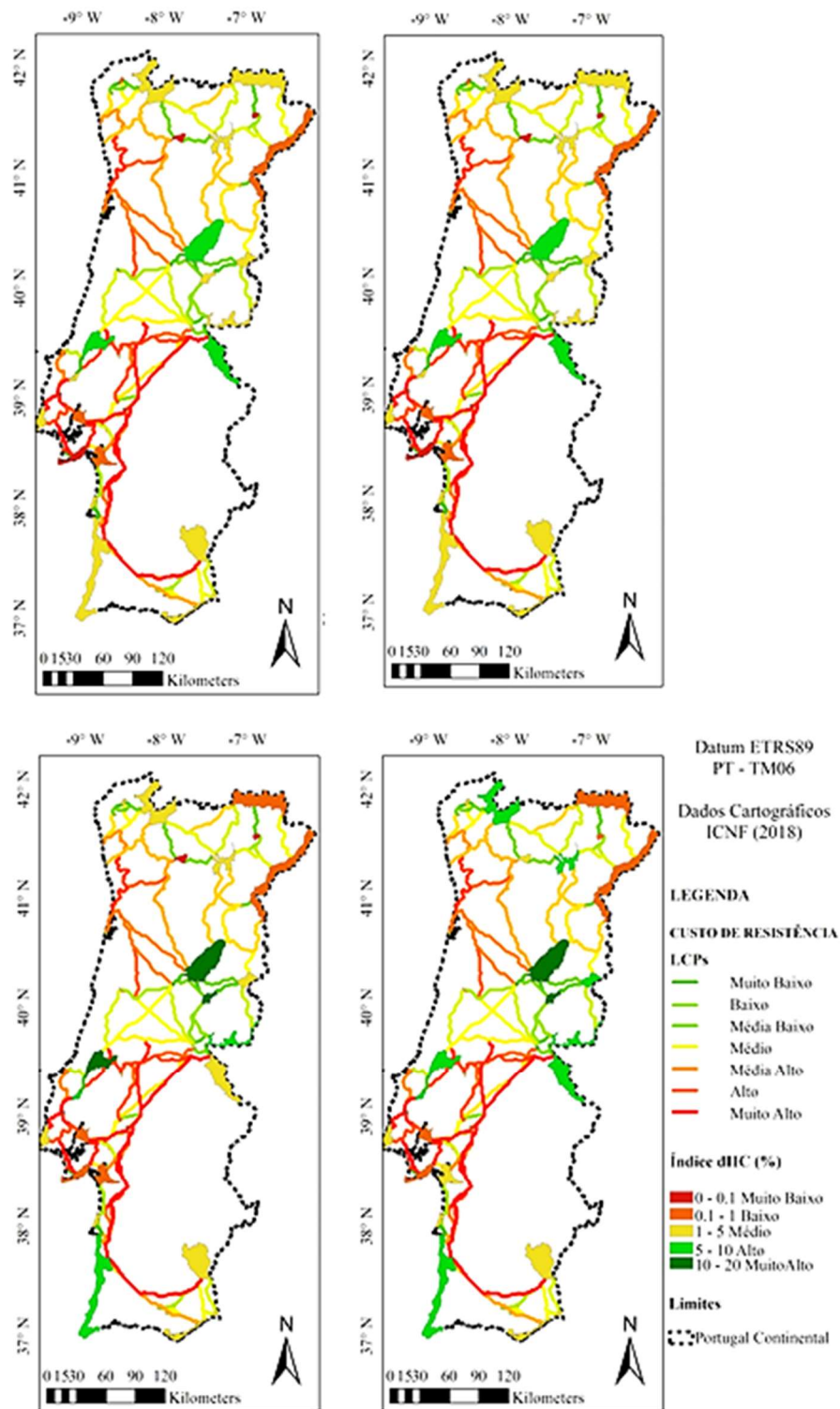


Figura 22: Valores de dIIC para áreas protegidas incluídas na RNAP para diferentes distancias de dispersão: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km and (d) $d = 50$ km.

Neste caso, avaliou-se áreas específicas que contribuíram de forma significativa para a conectividade de Portugal Continental. Desta forma na Figura 22, zonas da Serra da Estrela e Serra de Aires e Candeeiros sobrepujaram-se em comparação com as demais, mostrando

um índice dPC consistente nos quatro cenários, variando de Muito Alto a Alto. A Serra de São Mamede e região da Costa Sudoeste, também contribuíram com a conectividade das áreas protegidas, estas variaram em um índice dIIC entre Alto a Médio.

As áreas de índices que se destacaram de forma negativa foram, Montesinho, Douro Internacional e Vale do Guadiana, estas variaram de Médio a Baixo dIIC para todas as distâncias de dispersão apresentadas.

A região central de Portugal possui baixo custo de resistência de superfície, devido à alta densidade de áreas florestais obtendo os melhores resultados de dPC e dIIC. Os dados apresentados até o momento corroboram-se, ambos apontaram as mesmas áreas com índices satisfatórios, estas localizadas no interior de Portugal Continental, assim como os piores índices, estes localizados nos extremos, Norte e Sul em zonas fronteiriças.

4.1.2 Rede Natura 2000

Relembra-se que a Rede Natura 2000, possui 60 Sítios de Interesse Comunitário (SICs) e 38 Zonas de Proteção Especial (ZPEs). Assim esta rede possui mais áreas classificadas quando comparado com a RNAP. Na Figura 23 (a), observa-se os LCPs, por sua vez na Figura 23 (b) é possível observar o mosaico de custo de resistências de mobilidade de organismos. Para este caso, também se utilizou gradientes de coloração para categorizar os níveis de resistência.

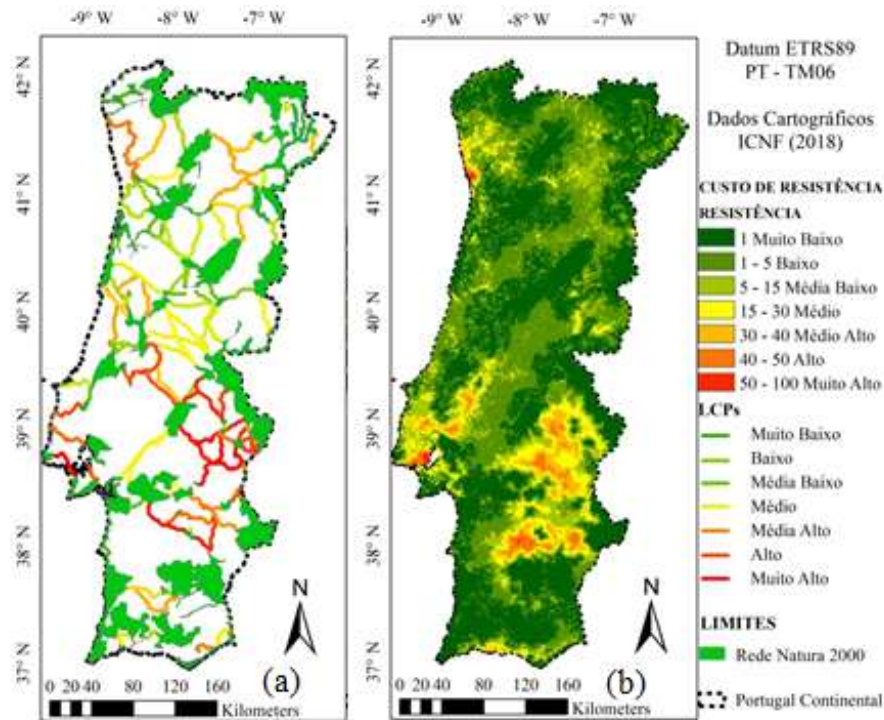


Figura 23: Mapas de localização das áreas protegidas de Portugal Continental, sobre a RN 2000. a) *Least-Cost Paths* (LCPs) calculados e b) Mosaico de custo de resistência.

A partir da Figura 23 (a) nota-se, que a RN 2000, possui mais LCPs, isto ocorre devido a maior quantidade de áreas classificadas. O mosaico de custo de resistência de superfície da RN 2000, apresentando na Figura 23 (b), assemelha-se em sua grande maioria ao da RNAP.

Contudo, na região Central Sul observa-se uma nova situação, onde surge áreas críticas com grande concentração de ligações LCPs de Alto custo de resistência. O extremo sul de Portugal Continental, mostrou melhorias nos resultados, surgindo novas rotas com custo de resistência de baixo a médio.

A região metropolitana de Lisboa, continuou mostrando alto custo de resistência de mobilidade, assim como a região do Baixo e Centro do Alentejo, devido aos mesmos fatores de uso e ocupação do solo. Porém nota-se que nessas áreas ao se comparar com o mosaico da RNAP, o mosaico da RN 2000 apresentou novos LCPs, ainda classificados em níveis de alto custo de resistência.

4.1.2.1 Conectividade em função das distâncias de dispersão de espécies

O mapa a seguir apresenta todas as áreas de proteção que foram destacadas ao decorrer das análises de conectividade para a Rede Natura 2000. Todas as áreas apresentadas na Figura 24 a seguir, são de suma importância para Portugal, porém apenas as áreas protegidas destacadas (legendadas), sobressaíram-se na discussão sobre a conectividade dos fragmentos. Assim a Figura 24 auxilia na identificação das áreas protegidas mencionadas nas discussões abaixo.

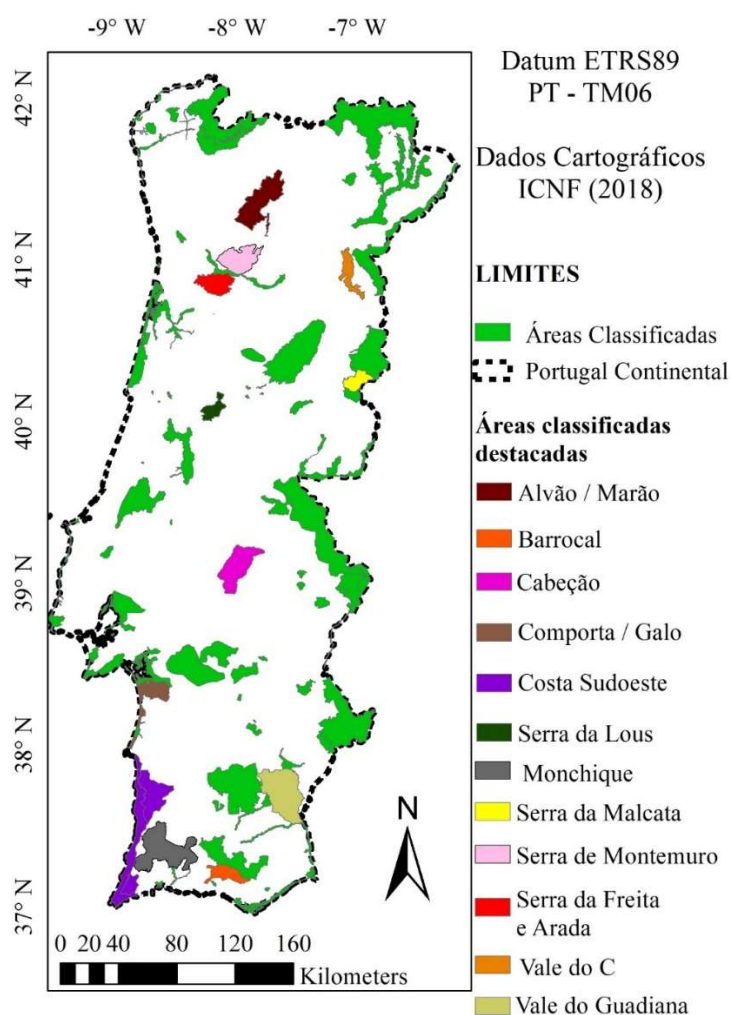


Figura 24: Áreas protegidas destacadas (RN 2000).

Todas as áreas em destaque foram classificadas como SIC, suas características como extensão territorial estão na Tabela 9 a seguir:

Tabela 9: Características das áreas protegidas destacadas RN 2000.

Área Protegida	Extensão Territorial (hectares)	Classificação
Alvão/Marão	58783,7	SIC
Barrocal	20860,3	SIC
Cabeção	48608,6	SIC
Comporta/Galo	32051,0	SIC
Costa Sudoeste	263488,1	SIC
Monchique	76540	SIC
Serra da Lous	15157,3	SIC
Serra da Malcata	79404,8	SIC
Serra da Freita e Arada	28657	SIC
Serra de Montemuro	38803,9	SIC
Vale do Guadiana	38461,9	SIC

Outrossim, a simulação de dispersão de espécies de acordo com cada distância estabelecida para Portugal Continental, da Rede Natura 2000, segue como mostra a Figura 25.

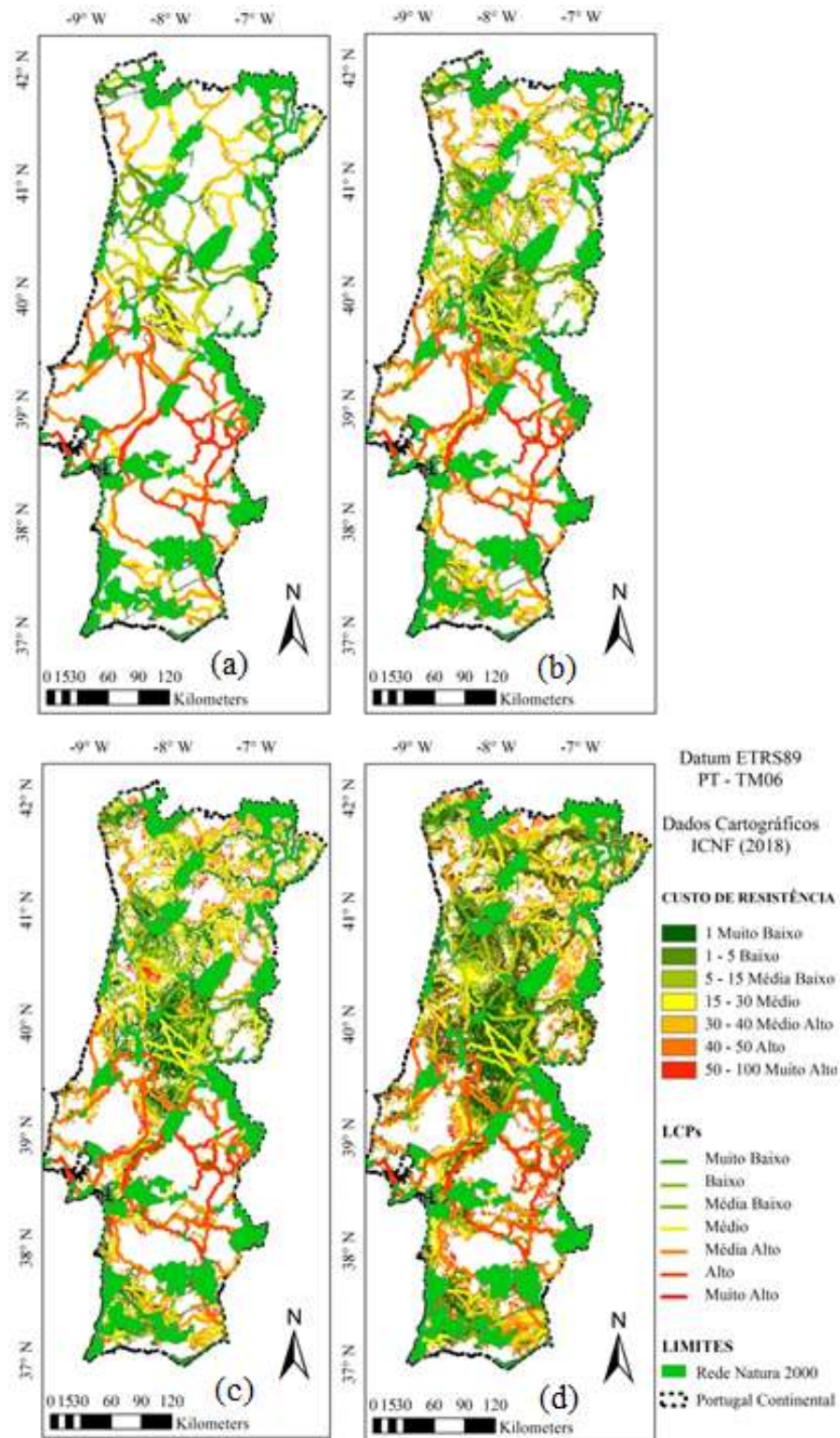


Figura 25: Mapa com as áreas protegidas, os conectores LCPs e com os mosaicos de dispersão de espécies para as seguintes distâncias (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km and (d) $d = 50$ km.

Na Figura 25 (a, b, c e d) também se observa a expansão das áreas com o aumento da distância de dispersão, ou seja uma abrangência restrita e menos perceptível para distância de 1km, á uma expansão significativa e notória para a distância de dispersão de 50 km.

Reitera-se que os valores até o momento apresentados são complementares, assim as regiões Norte, Central e Sul na RN 2000, apresentaram características semelhantes aos da RNAP. Onde, o Sul apresenta os LCPs de maiores custos de resistência sendo mais críticos, e regiões de menor abrangência das espécies. No entanto, no caso da RN 2000, a região Central e Norte unificaram-se, apresentando os maiores padrões de conectividade com a rede da paisagem e os LCPs de menores custos de resistência.

4.1.2.2 Probabilidade de Conectividade (dPC)

A Figura 26 apresenta os resultados do índice de dPC, para todas as distâncias de dispersão estudadas.

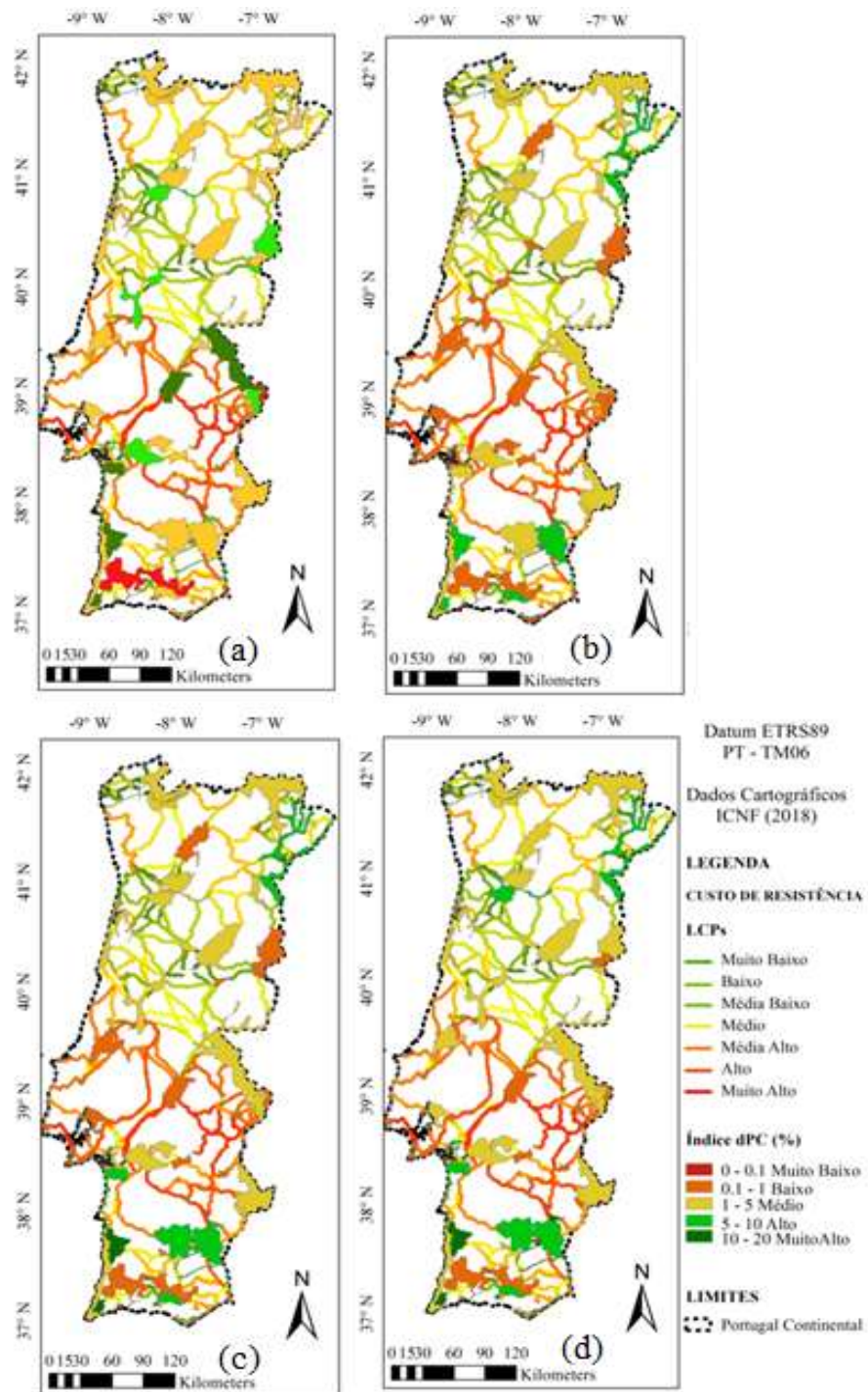


Figura 26: Valores de dPC, para áreas protegidas incluídas na Rede Natura 2000, para diferentes distâncias de dispersão: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km and (d) $d = 50$ km.

Com o surgimento de novas áreas de proteção, nota-se que as áreas estudadas anteriormente (RNAP), apresentaram perdas significativas quanto a conectividade global da paisagem, um exemplo evidente disso é a Serra da Estrela, apresentando índice de dPC Médio e a Serra de Aire e Candeeiros, também teve decaimento do índice dPC - Baixo. Por sua vez, as áreas que possuíam baixos índices de classificação na simulação para RNAP,

como, a Serra de São Mamede, região da Costa Sudoeste, Montesinhos, Douro Internacional e Vale do Guadiana tiveram índices dPC mais baixos para a RN 2000.

Neste novo panorama destaca-se a aparição de Monchique e Barrocal, estas áreas apresentam níveis Baixo a Muito Baixo de dPC, diferenciando-se do cenário apresentado para RNAP, onde nenhuma área chegou a ser classificada como Muito Baixo.

Na Figura 26 (a), as áreas de Cabeção, Santo Mamede, mostraram os maiores índices dPC, classificando-se como Muito Alta, isto ocorreu mesmo estando localizada na área mais crítica do cenário, a Centro-Sul. As espécies de curta dispersão não necessitam de muitos recursos naturais e nem áreas muito extensas para sobreviverem, podendo ser um dos fatores para o bom resultado.

Na Figura 26 (b), o cenário se mostrou bastante equilibrado com índices de dPC médio. A Figura 26 (c), obteve-se resultados semelhantes a simulação feita para distância de 10 km, o que mais se diferiu foi um índice classificado como Muito Alto de dPC na região Costa Sudoeste e na zona Castro Alves apresentou um índice dPC classificado como Alto.

Na Figura 26 (d), se tratando de espécies que se dispersam até 50km, ocorreu alguns aumentos nos índices dPC, deixando a região Centro-Norte ainda mais equilibrada, classificando como Média a Alta a região, mostrando ser de boa probabilidade de conectividade, de áreas da região Centro-Norte de Portugal.

4.1.2.3 Índice Integral de Conectividade (dIIC)

A Figura 27 apresenta o índice dIIC em porcentagem, ou seja a significância e a importância de cada unidade para a conectividade da paisagem (RN 2000) como um todo.

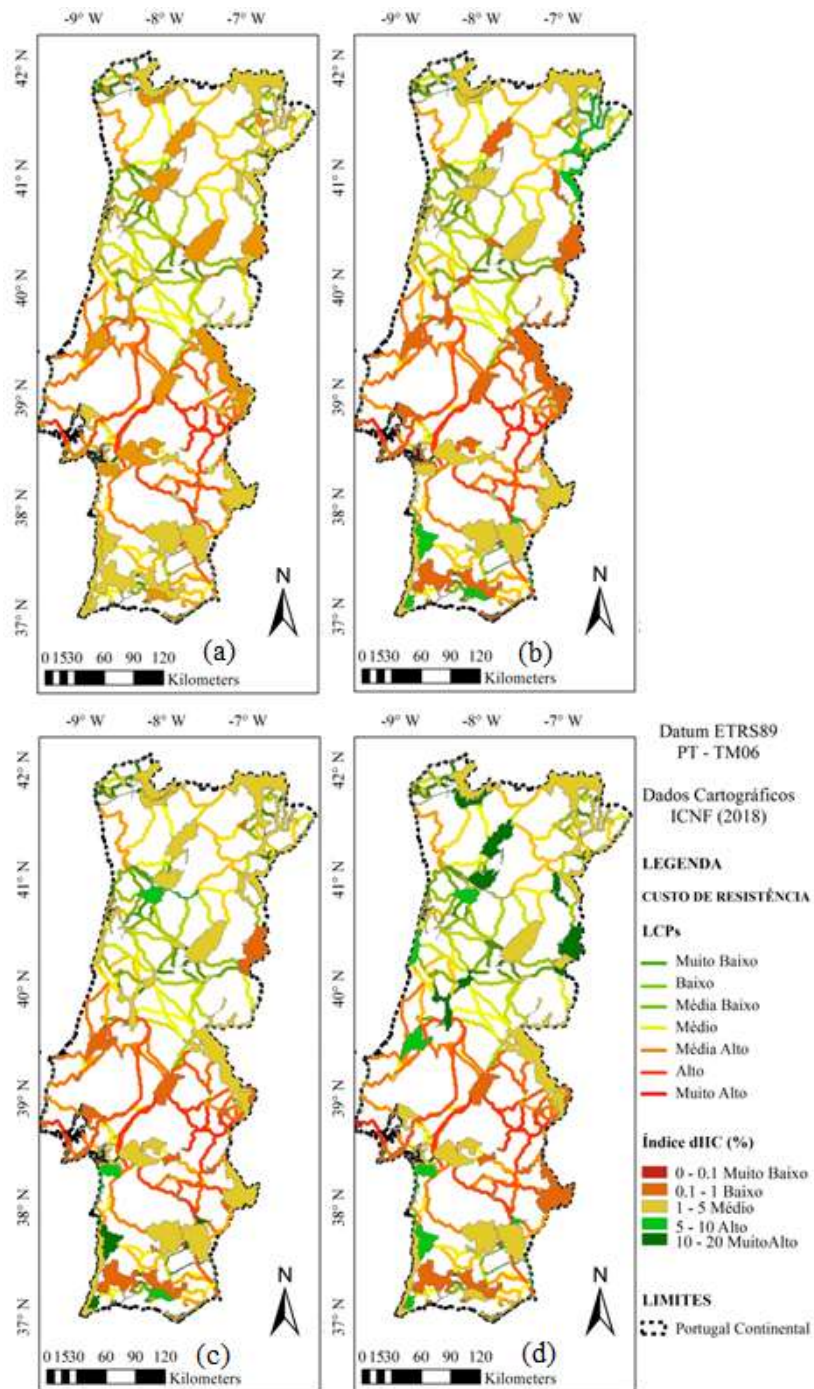


Figura 27: Valores de dIIC para áreas protegidas incluídas na Rede Natura 2000, para diferentes distâncias de dispersão: (a) $d = 1$ km, (b) $d = 10$ km, (c) $d = 25$ km, (d) $d = 50$ km.

A priori, se nota a ausência de índices satisfatórios na Figura 27 (a), classificados majoritariamente como índice dIIC Médio a Baixo. A mudança de índices na Figura 27 (b) ainda é sutil, apresentando predominância de áreas com índice dIIC Médio a Baixo,

destacando-se apenas as áreas no extremo sul, Costa Sudoeste e Guadiana que apresentam os índices dIIC Alto.

Na Figura 27 (c) o índice dIIC Alto, é visto na Serra da Freita e Arada, localizada na região Norte e no extremo Sul - Comporta Galo e Barrocal, porém a área Costa Sudoeste classifica-se como Muito Alto. A Figura 27 (d) mostrou os melhores resultados, tendo um destaque considerável para a região Centro-Norte de Portugal Continental - Peneda/Geres, Serra de Malcata, Vale do C, Alvão/Marão, Serra de Montemuro, Serra da Lousã.

Notável que para estes resultados de dIIC, a conectividade integral das áreas veio melhorando de maneira perceptível conforme a distância de dispersão das espécies aumentavam.

Um apontamento relevante na aplicação destes dados, é por exemplo a área da Serra da Estrela, caracterizada como um Sítio de Interesse Comunitário, de domínio da Rede Natura 2000, esta área é considerada emblemática para Portugal Continental, possuindo elevada altitude. Quanto ao uso e ocupação solo, possui cerca de 40% de área Florestal e 33% de Matos e Pastagens Naturais e apenas 3.22 % de áreas agro/silvo/pastoris (ICNF, 2016).

Os principais fatores de ameaça aos valores naturais deste sítio são, os incêndios, as queimadas, a construção de infraestruturas, o aumento da pressão turística, instalação de empreendimentos hidráulicos, a florestação com espécies arbóreas exóticas e a colheita de espécies vegetais ameaçadas, estes fatores também contribuem para a fragmentação da área (ICNF, 2016). O Sítio possui relevância fundamental a preservação da flora e de habitats, em destaque as áreas de planalto central.

Esta área abriga cerca de 14 espécies de Fauna e 29 espécies de Flora, dispendo de um variado mosaico de habitats, compondo elementos representativos de diversas regiões biogeográficas. Possui linhas de água bem conservadas, de grande importância para espécies como a lontra (*Lutra lutra*), o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*), e a salamandra (*Chioglossa lusitanica*). Estes três casos possuem características de dispersão diferentes, devido ao seu porte, a aplicação deste estudo especificamente para a distância de dispersão destes animais por exemplo, pode configurar em resultados de preservação da espécie (ICNF, 2016).

4.2 ESTADO DO PARANÁ - BRASIL

Na área de estudo do estado do Paraná, obteve-se os resultados das Unidades de Conservação. O mapa gerado da resistência da superfície terrestre foi criado com base no uso e ocupação do solo, este também apresentou custos de resistência elevados em áreas onde predominam a Agricultura intensiva, Pastagem e Superfícies Artificializadas.

O mapa gerado para o Paraná, possui uma dimensão de pixel maior do que a utilizada no raster de Portugal, isto se deve ao fato de que o estado do Paraná possui aproximadamente o dobro da extensão territorial em comparação com Portugal. A dimensão (1900 m x 1900m) de célula, foi determinada por meio de testes eliminação, até chegar em um melhor modelo representativo.

A Figura 28, mostra o mapa de raster de resistência da superfície terrestre do Paraná, determinante para a mobilidade de organismos na conectividade entre áreas de habitat da paisagem.

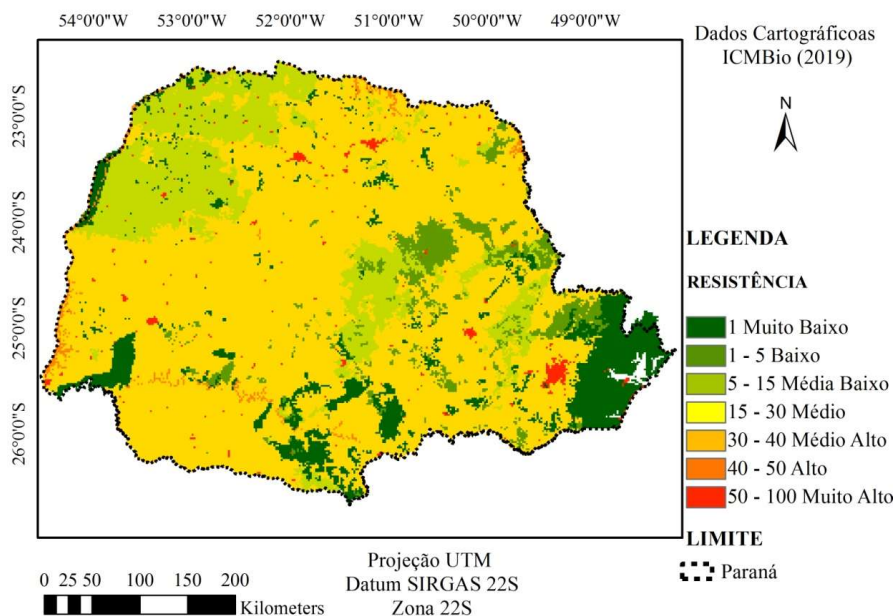


Figura 28: Mapa Raster de resistência de superfície do Paraná

4.2.1 Rede de Conservação do Estado do Paraná

A Figura 29 (a), mostra as áreas de habitat juntamente com as ligações LCPs, destacando em um gradiente de cores, as rotas e trajetos com menor custo de resistência. As melhores ligações foram localizadas na região sudeste do estado, com uma rede de áreas protegidas mais significativas, e as ligações de alto custo de resistência se mostrou no Norte e Centro do estado.

A Figura 29 (b), apresenta o mosaico gerado, mostrando as regiões com baixo custo de resistência de mobilidade, representado pelas colorações mais frias, identificados nas regiões, sudeste, extremo sul e partes do noroeste do estado, as cores mais quentes, mostrando zonas de custos de resistências da superfície mais elevados, essas regiões localizam-se no norte até a parte central do estado.

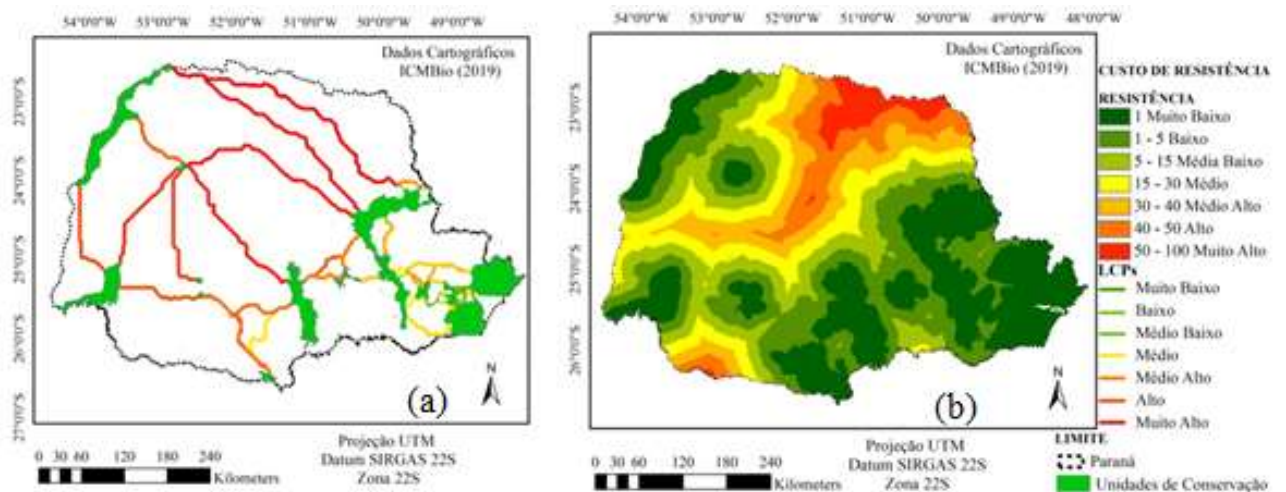


Figura 29: (a) Mapa das áreas protegidas e LCPs. (b) Mosaico de Custo de Resistência de superfície.

4.2.2 Mosaicos de distâncias de dispersão das espécies

Para o caso do estado do Paraná, as áreas que se destacaram estão exemplificadas na Figura 30 a seguir.

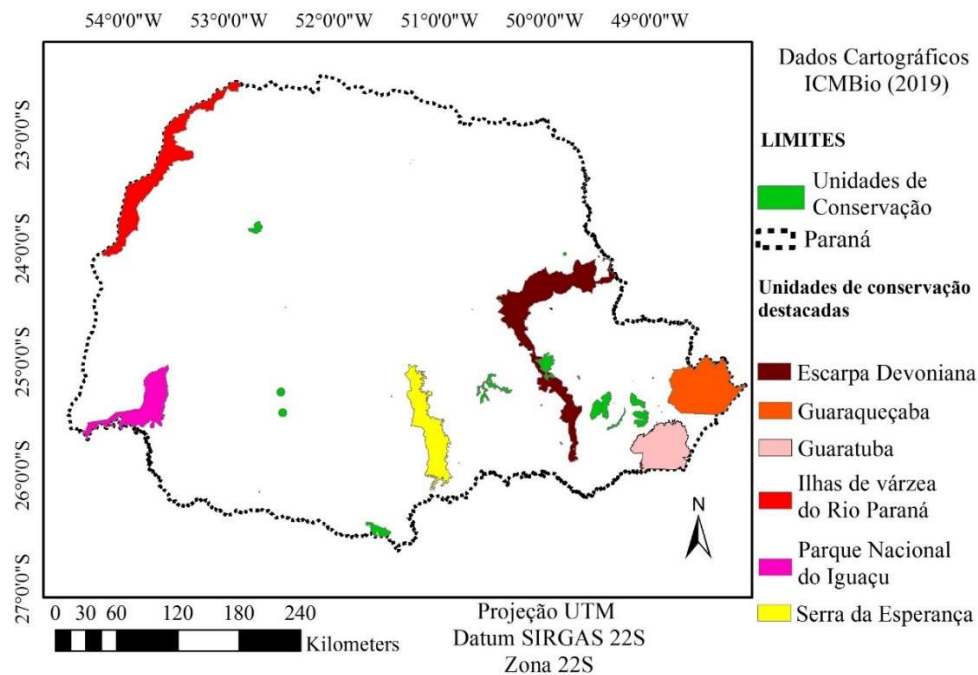


Figura 30: Áreas protegidas destacadas (Paraná).

A Tabela 10 abaixo indica as áreas classificadas em destaque que apareceram no estudo de conectividade do estado do Paraná.

Tabela 10: Características das áreas protegidas destacadas do Paraná.

Área Protegida	Extensão Territorial (hectares)	Classificação
Escarpa Devoniana	392.363,3	APA
Guaraqueçaba	282.446	APA
Guaratuba	199.587	APA
Ilhas de Várzea do Rio Paraná	2.781	APA
Paraná		
Parque Nacional do Iguaçu	169697.0	Parque Nacional
Serra da Esperança	206.556	APA

O SNUC reconhece 12 categorias de unidade de conservação, agrupadas entre Proteção Integral e Uso Sustentável, entre essas categorias destacamos as 5 Áreas de

Proteção Ambiental (APA) e um Parque Nacional. As APAs, geralmente são extensas áreas públicas ou privadas, com um certo grau de ocupação humana, dotada de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais, tem como objetivo proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar as sustentabilidades do uso dos recursos naturais, atualmente no Brasil existem 47 APAs de nível federal e estadual. Os Parques Nacionais, objetivam a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, são de domínio público, podendo ser utilizadas para pesquisas científicas, atividades de educação e turismo ecológicos. Atualmente o Brasil possui 26 Parques Nacionais (INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL, 2018).

Os resultados obtidos para os mosaicos de corredores entre as áreas protegidas de acordo com cada distância de dispersão são apresentados na Figura 31.

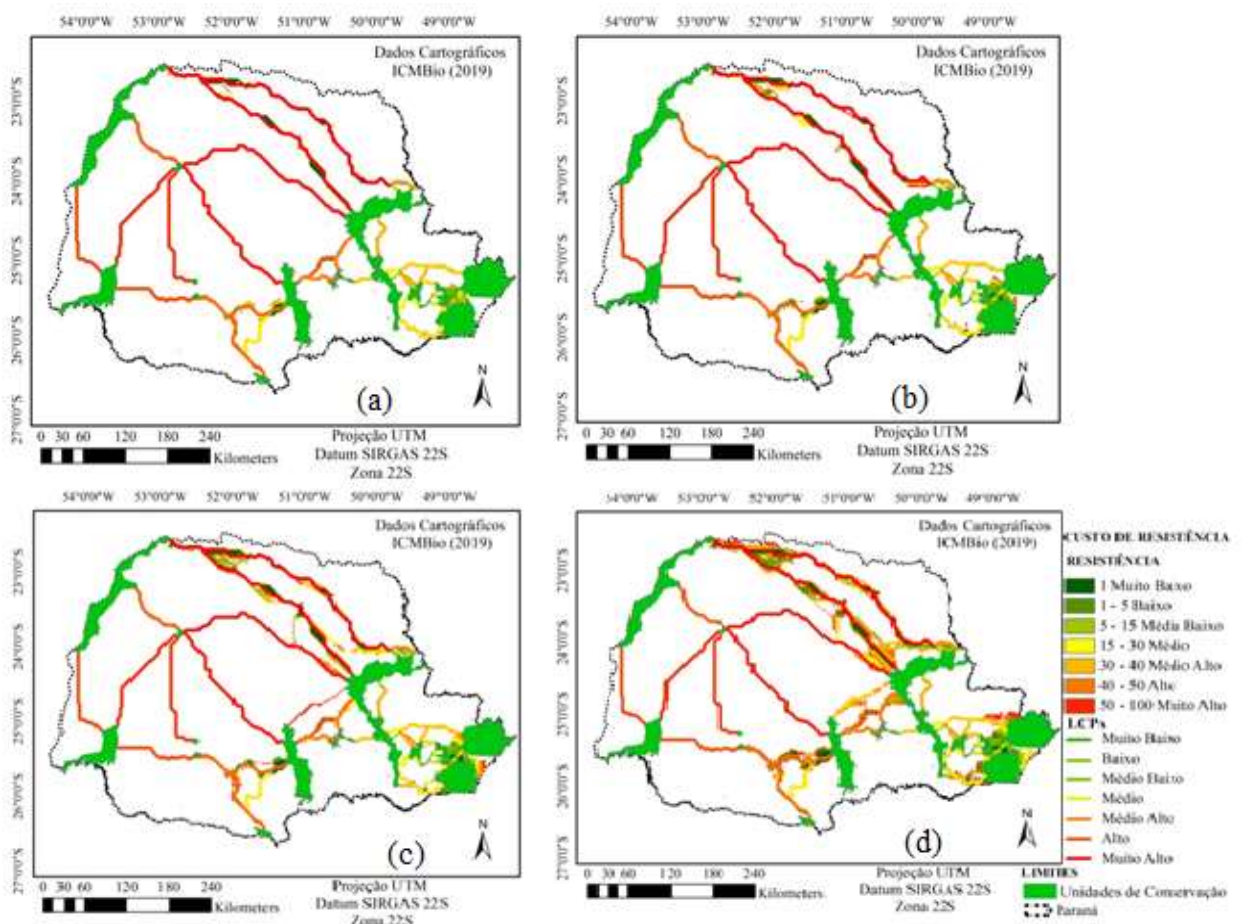


Figura 31: Mapa com as áreas protegidas, os conectores LCPs e com os mosaicos de dispersão de espécies para as seguintes distâncias (a) $d = 10$ km, (b) $d = 25$ km, (c) $d = 50$ km e (d) $d = 100$ km.

A Figura 31 (a) apresenta uma expansão da área de dispersão imperceptível, muito pouca representatividade na paisagem. Da mesma forma, a Figura 31 (b), mostra de maneira discreta a expansão da área de dispersão, localizando-se na região sudeste do estado, nesta região se encontra a Mata Atlântica, as ligações LCPs encontradas são de baixos custos de resistência.

As áreas de dispersão com mais destaque do estado do Paraná, estão presentes na Figura 31 (c e d), porém a percepção dessas áreas ainda é sutil, isto ocorre devido a dois fatores primordiais; (i) a correlação entre a baixa quantidade de unidades de conservação e a grande extensão territorial, (ii) a distância entre as unidades de conservação, superior a 100 km em sua maioria.

Entre as unidades de conservação, os maiores alargamentos de dispersão sobre os LCPs gerados, se destacou apenas na região de Mata atlântica, no litoral do estado.

4.2.3 Probabilidade de Conectividade (dPC)

Os resultados obtidos dos índices de dPC para o estado do Paraná mostraram muita similaridade devido principalmente se tratar de um índice, no qual trabalha-se com a probabilidade de conectividade. Quando é apresentado um cenário como este, de áreas protegidas muito distantes uma das outras, a probabilidade de se conectar por meio da dispersão de espécies é baixa em contrapartida as distâncias de isolamento entre tais áreas são exacerbadas, fazendo com que as simulações estabelecidas com as distâncias propostas se tornam insuficientes para a conectividade, obtendo assim cenários com características similares (Figura 32).

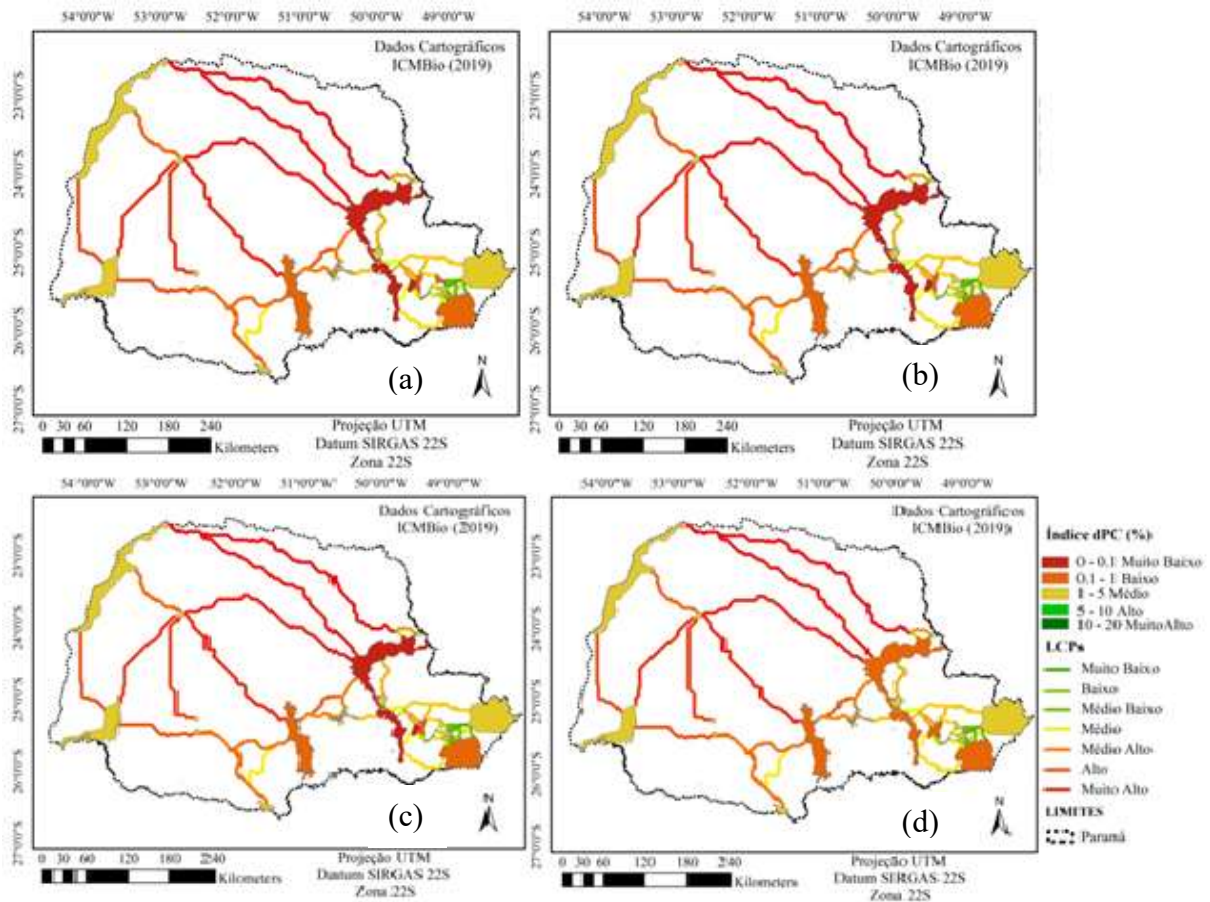


Figura 32: Valores de dPC, para áreas protegidas incluídas nas Unidades de Conservação, para diferentes distancias de dispersão: (a) $d = 10$ km, (b) $d = 25$ km, (c) $d = 50$ km e (d) $d = 100$ km.

A Figura 32 (a, b e c) são idênticas, no caso de uma área de estudo como o Paraná a geração de cenários com distâncias dispersão próximas (10 até 50 km), não apresentam dados tão significativos como no caso de Portugal Continental, pois não é possível identificar as diferenças e as áreas com seus índices reais de probabilidade de conectividade.

Por sua vez, a Figura 32 (d) foi a única que apresentou uma variação das demais, pois a área de proteção ambiental estadual Escarpa Devoniana (região leste), com o índice dPC Muito Baixo passou para dPC Baixo. De forma geral as áreas de proteção ambiental, Ilhas e Várzeas do rio Paraná (localizada no extremo noroeste), apresentou índice médio em todas as simulações, o Parque Nacional do Iguaçu (localizado na região sudoeste), também apresentou em todas as simulações de dispersão índice dPC Médio, a Serra da Esperança (região sul) manteve o índice dPC Baixo.

As áreas de proteção ambiental, localizada no litoral sudeste, mantiveram-se constantes quanto aos índices apresentados. Área de proteção ambiental Guaraqueçaba (dPC Baixo) e Guaratuba (dPC Médio).

4.2.4 Índice Integral de Conectividade (dIIC)

Para os resultados dos índices dIIC, será mostrado na Figura 33, apresentando as diferentes distâncias de dispersão de espécies.

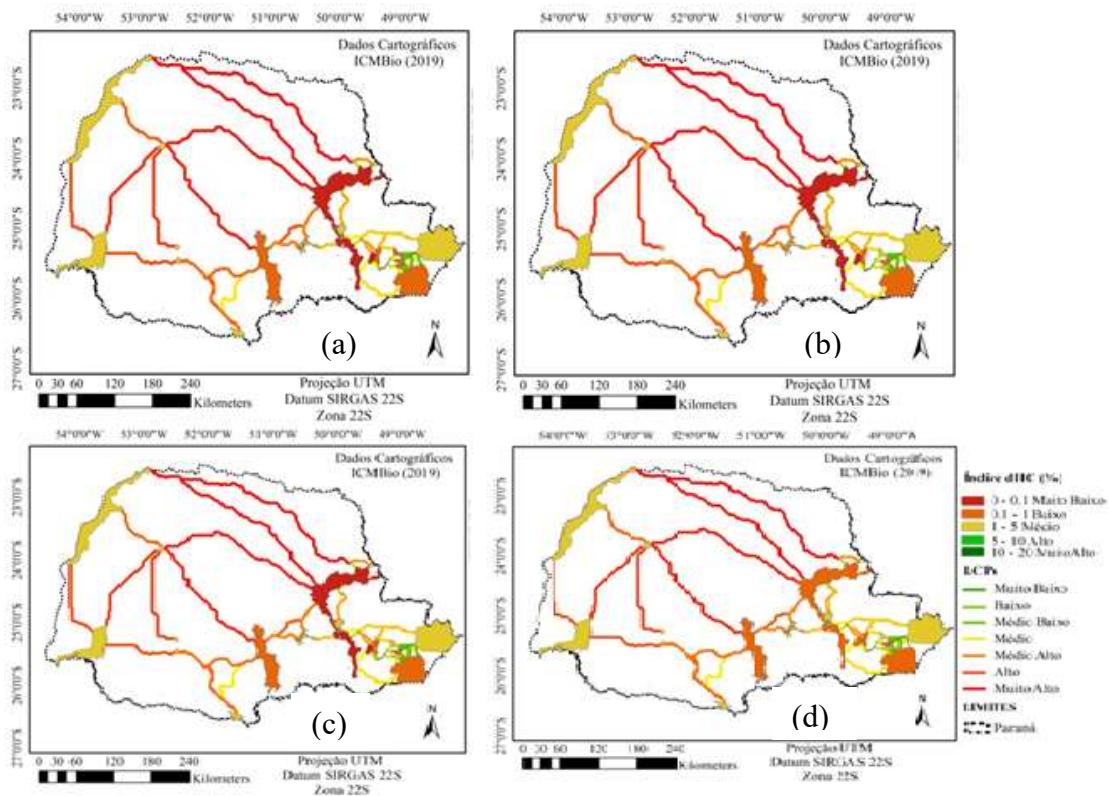


Figura 33: Valores de dIIC para áreas protegidas incluídas nas Unidades de Conservação, para diferentes distancias de dispersão: a) 10k b) 25k c) 50k e d) 100k.

Do mesmo modo, para o dIIC Figura 33 (a, b e c) apresentaram resultados semelhantes em suas simulações, diferindo-se apenas Figura 33 (d) das demais apresentando a variação do índice dIIC da Escarpa Devoniana de Muito Baixo a Baixo, os demais permaneceram semelhantes.

No caso do estado do Paraná, o apontamento de maior relevância é a Área de Proteção Ambiental da Escarpa Devoniana, ela possui uma área de 392.363,38 hectares, se encontra na região leste do estado e localiza-se há uma distância de cerca de 35 km da região metropolitana da capital Curitiba. Além das regiões urbanizadas próximas desta Unidade de Conservação, existe uma intensa atividade agrícola ocasionando processos de degradação na unidade de conservação, ações como, queima do campo, implantação de pastagem artificial, substituição dos campos naturais, reflorestamento com espécies exóticas, exploração mineral e o alto turismo contribuem para a fragmentação do local (IAP, 2004) .

A fauna local conta com a presença de pelo menos 92 espécies de mamíferos, 337 de aves, 60 de répteis, 51 de anfíbios, e 92 de peixes. A flora também é diversificada, porém destaca-se a presença da espécie arbórea Araucária (*Araucaria angustifolia*), esta espécie encontra-se em risco crítico de extinção. Aves locais como a gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*) alimentam-se da semente produzida pela Araucária, o pinhão, estas aves realizam um trabalho de dispersão do pinhão, auxiliando na preservação da Araucária (IAP, 2004)..

Portanto, neste caso específico a conectividade das áreas de estudo favorece a relação benéfica entre a ave e árvore, pois a preservação de habitats favoráveis para a gralha-azul pode mitigar o processo de extinção da Araucária.

5 CONCLUSÃO E TRABALHOS FUTUROS

5.1 CONCLUSÃO

Na paisagem de Portugal Continental, a Rede Natura 2000, mostrou mais áreas protegidas e um maior grau de conectividade. As áreas de Monchique e Barrocal foram classificadas como as melhores áreas de índice dPC e dIIC, porém estas apareceram somente no processamento dos dados da RN 2000. Para o processamento dos dados da RNAP, a Serra da Estrela destacou-se apresentando os melhores índices para todas as distâncias de dispersão. Contudo, para ambos os processamentos se conclui que as zonas interiores do país, como a zona Centro-Norte, possuem o melhor grau de importância e significância de conectividade. Por outro lado, as áreas transfronteiriças apresentam os piores índices de conectividade.

Em relação as áreas de conservação do estado do Paraná, essas mostraram resultados com níveis críticos de conectividade, quando analisados nas características pautadas por esta investigação. Assim, a Escarpa Devoniana apresentou os índices mais alarmantes e variou de Muito Baixo a Baixo. Importante notar que Portugal Continental por possuir uma boa distribuição das redes de áreas protegidas, mostrou uma paisagem muito mais conectada que a apresentada pelo Paraná, onde se identificou um grande isolamento entre as unidades de conservação e um número baixo dessas áreas protegidas.

Os resultados e os apontamentos realizados nesta investigação, são de utilidade e importância para os órgãos responsáveis pela conservação das redes de áreas de conservação, auxiliando em tomadas de decisões, como exemplo escolhas de melhores áreas para conservação de espécies ameaçadas de extinção.

5.2 TRABALHOS FUTUROS

Para esta investigação considerou-se apenas no cálculo de índice de conectividade, como fator determinante as distâncias de dispersão. Por isso seria interessante avaliar a conectividade das áreas aplicando outras características de segregação. Ainda, a análise

realizada considerou de forma geral as espécies dos habitats, por isso recomenda-se a análise mais específica da conectividade das áreas para espécies particulares da fauna e flora.

No caso do Paraná, indica-se a realização de uma divisão da área total em áreas menores da paisagem de estudo. Tornando possível analisar as áreas protegidas do estado de forma focada, e assim atribuir um grau real de contribuição dessas unidades para a conectividade da paisagem geral do Paraná.

6 REFERÊNCIAS

ARAÚJO, M. B. RAHBECK, C. **How does climate affect biodiversity?**. *Science* 313:1396-1397. 2006.

BAILEY, S. **Increasing connectivity in fragmented landscape: an investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands**. *Forest Ecol. Manage.* 238, 7-23. 2007

BEGON, M. HARPER, J. L. TOWNSEND C. R. **Ecology: From individuals to ecosystems, 4th edn**. Blackwell Publishing, Malden. 2006.

BEIER, P. MAJKA, D. A. SPENCER, W.D. **Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages**. *Conserv. Biol.* 22, 836–851. 2008a.

BENNETT, G. MULONGOY, K. J. **Review of experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones**. Secretariat the Convention on Biological Diversity, Montreal. 2006.

BOWMAN, J. JAEGER, J. A. G. FAHRIG, L. **Dispersal distance of mammals is proportional to home range size**. *Ecology* 83: 2049-2055. DOI: 10.1890/0012-9658 083. 2002.

BUNN, A. G. URBAN, D. L. KEITT, T. H. **Landscape connectivity: A conservation application of graph theory**. *J. Environ. Manage.* 59, 265-278. 2000.

CARROLL, C. NOSS, R. F. PAQUET, P. C. SCHUMAKER, N. H. **Extinction debt of protected areas in developing landscape**. *Conserv. Biol.* 18, 1110-1120. 2004.

COFFIN, A. W. **From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads**. *Journal of transport Geography* 15:396-406. 2007.

COMISSÃO EUROPEIA. **Direcção Geral da Agricultura. Situação da Agricultura em Portugal**. 2003.

CROOKS, K. R. SANJAYAN, M. **Connectivity Conservation**. Cambridge University Press, New York. 2006.

DECOUT, S. MANEL, S. MIAUD, C. LUQUE, S. **Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes**. *Landscape Ecology* 27: 267-279. 2012.

DIAMOND, J. M. **The island dilemma: lessons of modern biogeography studies for the design of natural reserves**. *Biological Conservation* 7:129-146. 1975.

DUBOIS, M. BON, R. CRANSAC, N. MAUBLANC, M. **Dispersal patterns of corsican mouflon ewes: importance of age proximate influences**. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 42, 29-40. 1994.

EPPS, C. W. WEHAUSEN, J. D. BLEICH, V.C. TORRES, S.G. BRASHARES, J. S. **Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics.** *J. Appl. Ecol.* 2007. 44, 714–724. 2007.

ESTRATÉGIA NACIONAL DA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E BIODIVERSIDADE – ENCNB. 2025. República Portuguesa. **Ministério do Ambiente.** 2017.

EUROPEAN COMMISSION. *Natura 2000. Protecting Europe's biodiversity.* **Information Press.** Oxford, United Kingdom. 2008.

FAHRIG, L. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** *Annu Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515. 2003.

FERNANDEZ-JURICIC, E. **Forest fragmentation affects winter flock formation of an insectivorous guild.** *Ardea* 88:235-41. 2000.

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions.** Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1995.

FORMAN, R. T. T. ALEXANDER, L. E. **Roads and their major ecological effects.** *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-231. 1998.

FORMAN, R. T. T. GODRON, M. **Landsc. Ecology.** New York, John Wiley & Sons. p. 619. 1986.

FORMAN, R. T. T. SPERLING, D. BISSONETTE, J. A. CLEVINGER, A. P. CUTSHALL, C. D. DALE, V. H. FAHRIG, L. FRANCE, R. GOLDMAN, C. R. HEANUE, K. JONES, J. A. SWANSON, F. J. TURRENTINE, T. WINTER, T. C. **Road Ecology: Science and Solutions.** Island Press, Washington, D. C. 2003.

GASCON, C. LAURENCE, W. F. LOVEJOY, T. E. **Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central.** In: *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais.* Garay, I & Dias, B. (eds.), Editora Vozes, p: 174-189. 2001.

GONZALEZ, M. LADET, S. DECONCHAT, M. CABANETTES, A. ALARD, D. BALENT, G. **Relative contribution of edgeand interior zones to patch size effect on species richness: an example for woody plants.** *For Ecol Manag* 259:266-274. 2010.

GOODWIN, B. J. FAHRIG, L. **How does landscape structure influence landscape connectivity?** *Oikos*, 99: 552-570. 2002.

GURRUTXAGA, M. RUBOI, L. SAURA, S. **Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe).** 2011.

HAILA, Y. **Islands and fragments.** In: Hunter ML (ed) *Maintaining biodiversity in forest ecosystems.* Cambridge University Press. Cambridge, pp 234-264. 1999.

- INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA - IGEO. **Carta de uso e ocupação do solo.** 2015.
- INSTITUO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP. **Secretaria do meio ambiente e recursos hídricos. Dados sobre unidades de conservação.** 2012.
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP. **Secretaria do meio ambiente e recursos hídricos. Dados sobre unidades de conservação.** 2005.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Cidades e Estados.** v.4 3.16.1. 2017.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio. **Download de dados geográficos.** 2019.
- INSTITUTO DA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DAS FLORESTAS – ICNF. **Rede Natura 2000.** SIC continente. 2016.
- INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA DO PARANÁ - ITCG. **Dados e informações geoespaciais temáticos.** Mapa do uso do solo. 2008.
- INSTITUO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL - IPARDES. **Caderno Estatístico Estado do Paraná.** 2019.
- INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. **Unidades de Conservação do Brasil.** 2018
- JAEGER, J. A. G. **Landsc division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation.** *Landsc. Ecol.* 15 (A.2): 115-130. 2000.
- JONGMAN, R. H. G. PUNGETTI, G. **Ecological Networks and Greenways. Concept, Design, Implementation.** Cambridge University Press, Cambridge. 2004.
- JORDAN, F. BALDI, A. ORCI, K. M. RACZ, I. VARGA, Z. **Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation.** *Landsc Ecol.* 18:83-9. 2003.
- LAFORTEZZA, R. CHEN, J. SANESI, G. CROW, T. R. **Patterns and Process in Forest Landscape: Multiple Use and Sustainable Management.** Springer. 2008.
- LAURANCE, W. F. NASCIMENTO, H. E. M. LAURANCE, S. G. ANDRADE, A. RIBEIRO, J. E. L. S. GIRALDO, J. P. LOVEJOY, T. E. CONDIT, R. CHAVE, J. HARMS, K. E. D'ANGELO, S. **Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments.** *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 103:19010-19014. 2006.
- MACARTHUR, R. H. WILSON, E. O. **The theory of island biogeography.** Princeton University Press. Princeton. 1988.
- MATTHYSEN, E. **Density-dependent dispersal in birds and mammals.** *Ecography* 28, 403-416. 2005.

MCALPINE, C. A. THODES, J. R. CALLAGHAN, J. G. BOWEN, M. E. LUNNEY, D. MITCHELL, D. L. PULLAR, D. V. POSSINGHAM, H. P. **The importance of forest area and configuration relative to local habitat factors for conserving forest mammals: A case study of koalas in queens land, Australia.** *Biological Conservation* 132:153-165. DOI: 10.1016/j. 2006.

MCCOY, E. D. MUSHINSKY, H. R. **Habitat fragmentation and the abundances of vertebrates in the Florida scrub.** *Ecology* 80:2526-38. 1999.

MCRAE, B. H. KAVANAGH, D. M. **Linkage mapper connectivity analysis software.** The Nature Conservancy. 2011.

MCRAE, B. H. KAVANAGH, D. M. **User Guide: Linkage Pathways Tool of the Linkage Mapper Toolbox.** The Nature Conservancy. 2017.

MEDEIROS, J. D. SALEH, Z. K. A. D. **Fragmentação Florestal: Um estudo da ecologia da paisagem Curitibanos – SC.** *Agora: Revista de divulgação científica.*, ISSN 2237-9010, Mafra, v. 16, n. 1. 2009.

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE – MAAMA. **Identificación de áreas a desfragmentar para reducir los impactos de las infraestructuras lineales de transporte en la biodiversidade. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 6.** *Ministério de Agricultura, Alimentación y Médio Ambiente.* 260 pp. Madrid. 2013.

NICULAE, M. I. AVRAM, S. VANAU, G. O. PATROESCU, M. **Effectiveness of Natura 2000 network in Romanian Alpine Biogeographical Region: an assessment based on forest landscape connectivity.** *Ann. For. Res.* 60(1): 19-32. 2017.

NICULAR, M. I. NITA, M. R. VÂNAU, G. O. PATROESCU, M. **Evaluating the functional connectivity of Natura 2000 forest patch for mammals in Romania.** *Procedia Environmental. Science* 32:28-37. DOI: 10.1016/j. 2016.

OPDAM, P. WASHER, D. **Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels ins research and conservation.** *Biol. Conserv.* 117:285-297. 2004.

PASCUAL-HORTAL, L. SAURA, S. **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. 2006.

PÉRICO, E. CEMIN, G. LIMA, D. F. B. REMPEL, C. **Efeitos da fragmentação de hábitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes.** *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil.* INPE. 2005.

PERELLO, L. F. C. **Princípios ecológicos, legais e metodológicos do planejamento de Zonas de Amortecimento.** In: Anais do VII CBUC - Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Natal. 2012.

PROGRAMA NACIONAL DA POLÍTICA DE ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO - PNPOT. **Programa de acção. Ministério do ambiente, do ordenamento do território e do desenvolvimento regional.** 2006.

RAE, C. ROTHELY, K. DRAGICEVIC, S. **Implications of error and uncertainty for an environmental planning scenario: a sensitivity analysis of GIS-based variables in a reserve design exercise.** Landsc Urban Plan 79(3-4): 210-217. 2007.

ROCHELLE, J. A. LEHMANN, L. A. WISNIEWSKI, J. B. **Forest Fragmentation: Wildlife and, amagement Implications.** Brill: Leiden, The Netherlands, p. 322. 2008.

SAURA, S. **Quantifying dispersal paths in probabilistic habitat networks: a reply to Hock and Mumby. And an overview of recent developments and applications.** DOI 10.13140/RG.2.1.2978.2883. UPM Digital Repository <http://oa.upm.es/37351/>. 2015.

SAURA, S. MARTÍN-QUELLER, E. HUNTER, M. L. Forest landscape change and biodiversity conservation. En: AZEVEDO, J. C. PEREIRA, A. H. PINTO, M. A. (Eds.). 2014. **Forest landscapes and global change: challenges for research and management**, pp. 167-198. Springer. ISBN:978-1-4939-0952-0. 2013.

SAURA, S. PASCUAL-HORTAL, L. **A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study.** Landsc. Urban Plan. 83,91-103. 2007.

SAURA, S. TORNÉ. J. Conefor sensinode 2.2: **A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity.** Environmental modeling & Software 24: 135-139. 2009.

SAURA, S. TORNÉ. J. CONEFOR 2.6: **User Manual; Quantifying the importance of habitat patches and links for maintaining or enhancing landscape connectivity through spatial graphs and habitat availability (reachability) metrics.** 2012.

SEOANE, C. A. S. **Conservação Da Diversidade Florestal.** Anais. Irati, PR. 2006.

TAYLOR, P. FAHRIG, L. HENEIN, K. MERRIAM, G. **Connectivity is a vital element of landscape structure.** Oikos 68:571-573. 1993.

TAYLOR, P. FAHRIG, L. HENEIN, K. MERRIAM, G. **Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly.** Landscape Ecology, 11: 181-189. 1996.

TISCHENDORF, L. FAHRIG, L. **How should we measure landscape connectivity.** Landsc. Ecol. 15:633-641. 2000.

URBAN, D. KEITT, T. **Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective.** Ecology 82(5): 1205-1218. 2001.

VALENTE, R. O. A. VETORAZZI, C. A. **Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP.** Scientia Forestalis. N. 62, p. 114-129. 2002.

YOUNG, A. G. BOSHIER, D. BOYLE, T. J. **Forest conservation genetics: principles and practice.** CSIRO Publishing. p. 352. 2000.