



# **CARACTERIZAÇÃO DA CONECTIVIDADE PROJETADA DA PAISAGEM**

**Mina Fazendão – Barragem Paracatu**

## SUMÁRIO

<b>1. CONTEXTUALIZAÇÃO .....</b>	<b>6</b>
<b>2. APLICAÇÃO DESTE INSTRUMENTO .....</b>	<b>7</b>
<b>3. INTRODUÇÃO CONCEITUAL .....</b>	<b>8</b>
<b>4. DESCRIÇÃO GERAL DO EMPREENDIMENTO E ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>12</b>
<b>5. ÁREA DE INTERESSE .....</b>	<b>13</b>
5.1. CONTEXTO HISTÓRICO-SOCIAL DA MACRORREGIÃO DE ESTUDO .....	13
5.2. MACRORREGIÃO DE ESTUDO .....	14
<b>6. DESCRIÇÃO METODOLÓGICA .....</b>	<b>17</b>
6.1. DESCRIÇÃO DAS CLASSES DE USO E COBERTURA DO SOLO .....	17
6.1.1. <i>Distribuição das classes de uso e cobertura do solo e heterogeneidade das paisagens</i> .....	18
6.1.2. <i>Quantidade e estado de conservação do habitat na paisagem</i> .....	18
6.1.3. <i>Técnica de moving window</i> .....	19
6.2. ANÁLISE DA CONECTIVIDADE TERRESTRE .....	19
6.3. POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL .....	20
6.4. ANÁLISE DA CONECTIVIDADE HÍDRICA (HIDROLÓGICA) .....	22
6.4.1. <i>Grau de fragmentação do trecho por barramentos (DOF)</i> .....	23
6.4.2. <i>Grau de fragmentação do trecho por regulação de vazão (DOR)</i> .....	23
6.4.3. <i>Grau de fragmentação do trecho por retenção de sedimento (SED)</i> .....	24
6.4.4. <i>Grau de fragmentação do trecho por urbanização (URB)</i> .....	24
6.4.5. <i>Grau de fragmentação do trecho pela supressão, fragmentação e degradação de vegetação ripária (ARP)</i> .....	24
6.4.6. <i>Cálculo do Índice de Status da Conectividade (CSI)</i> .....	25
6.5. COBERTURA, USO DO SOLO E ESTADO DE CONSERVAÇÃO DA FAIXA RIPÁRIA .....	26
<b>7. CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE TERRESTRE DAS PAISAGENS .....</b>	<b>28</b>
7.1. DISTRIBUIÇÃO PROPORCIONAL DAS CLASSES DE COBERTURA E USO DA TERRA .....	28
7.1.1. <i>Recorte macrorregional</i> .....	28
7.1.2. <i>Bacias dos rios Doce e São Francisco</i> .....	28
7.1.3. <i>Sub-bacias do rio Doce</i> .....	30
7.2. ANÁLISE MULTI-ESCALAR DA ESTRUTURA E CONECTIVIDADE DA PAISAGEM .....	33
7.2.1. <i>Bacias do Doce e São Francisco</i> .....	33
7.2.2. <i>Bacia do rio Doce</i> .....	38
7.2.3. <i>Sub-bacia do rio Piracicaba</i> .....	41
<b>8. CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE AQUÁTICO DAS PAISAGENS .....</b>	<b>47</b>
8.1. COBERTURA E USO DO SOLO DAS FAIXAS RIPÁRIAS .....	47
8.1.1. <i>Recorte macrorregional</i> .....	47
8.1.2. <i>Bacia do rio Doce</i> .....	47
8.1.3. <i>Sub-bacias do rio Doce</i> .....	48
8.2. BARRAMENTOS NA MALHA HIDROGRÁFICA DA ÁREA DE ESTUDO .....	51
8.2.1. <i>Macrorregião de estudo</i> .....	51

8.2.2.	<i>Bacias dos rios Doce e São Francisco</i> .....	51
8.2.3.	<i>Sub-bacias do rio Doce</i> .....	51
8.3.	CONECTIVIDADE HÍDRICA E PROPORÇÃO DE RIOS DE LIVRE CURSO DA PAISAGEM .....	52
8.3.1.	<i>Bacias dos rios Doce e São Francisco</i> .....	52
8.3.2.	<i>Sub-bacias do rio Doce</i> .....	53
9.	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	55
10.	EQUIPE TÉCNICA .....	56
11.	REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO .....	57

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Porção Centro-Sul do estado de Minas Gerais, localização da macrorregião de estudo.....	13
Figura 2.	Recorte macrorregional para o estudo de conectividade da paisagem terrestre e aquática; Azul - delimitação da bacia do Rio São Francisco; Vermelho - delimitação da bacia do Rio Doce.....	15
Figura 3.	Recorte macrorregional para o estudo de conectividade da paisagem terrestre e aquática; À oeste, as bacias dos rios Paraopeba e Velhas compreendem as drenagens da bacia do rio São Francisco; À leste, as bacias dos rios Piranga, Piracicaba, Santo Antônio e Caratinga compreendem as drenagens da bacia do Rio Doce. ....	16
Figura 4.	Proporção de contribuição de cada escala (prop1) para o cálculo do potencial de regeneração natural. ....	22
Figura 5.	Localização das sub-bacias do rio Doce sobre a classificação de cobertura do solo; contorno azul representa os limites da sub-bacia do rio Santo Antônio; o contorno vermelho representa os limites da sub-bacia do rio Piracicaba; contorno verde representa o contorno da sub-bacia do rio Piranga. ....	31
Figura 6.	Mapas da variação na proporção de vegetação nativa (florestal + natural aberta), florestal e natural aberta, respectivamente, calculadas com o <i>moving window</i> com raio de 2.790m; o gradiente de cores representa os valores de proporção de habitat nativo (mw_prop); os limites azul e vermelho correspondem às bacias dos rios São Francisco e Doce, respectivamente.....	34
Figura 7.	Distribuição de valores da diversidade Shannon da paisagem calculada através do <i>moving window</i> com raio de 2.790m; o gradiente de cores representa os valores do índice de diversidade; as curvas em cinza nas laterais do mapa representam a variação da mediana dos valores de diversidade ao longo da região; os limites azul e vermelho correspondem às bacias dos rios São Francisco e Doce, respectivamente.....	35
Figura 8.	Comparação dos histogramas dos valores de diversidade Shannon das paisagens das duas sub-bacias (rio São Francisco e do rio Doce) em relação ao recorte macrorregional. ....	36
Figura 9.	Comparação dos histogramas dos valores de resíduo da relação entre a diversidade Shannon da paisagem e a proporção de vegetação nativa no recorte macrorregional, em relação às paisagens das sub-bacias do rio São Francisco e do rio Doce. ....	36
Figura 10.	Gráfico de densidade da relação entre a proporção de vegetação nativa e a diversidade Shannon da paisagem para a bacia do rio Doce.....	37
Figura 11.	Gráfico de densidade da relação entre a proporção de vegetação nativa e a diversidade Shannon da paisagem para a bacia do rio São Francisco. ....	38
Figura 12.	Mapas da variação na proporção total, florestal e natural aberta (campestre) de vegetação nativa, respectivamente, na bacia do rio Doce, calculadas com o <i>moving window</i> com raio de 2.790m; o gradiente	

de cores representa os valores de proporção; contorno azul representa os limites da sub-bacia do rio Santo Antônio; o contorno vermelho representa os limites da sub-bacia do rio Piracicaba; contorno verde representa o contorno da sub-bacia do rio Piranga. ....	39
Figura 13. Mapa da distribuição de valores da diversidade Shannon da paisagem na bacia do rio Doce, calculada com o <i>moving window</i> com raio de 2.790m; o gradiente de cores representa os valores do índice de diversidade; as curvas em cinza nas laterais do mapa representam a variação da mediana dos valores de diversidade ao longo da região; contorno azul representa os limites da sub-bacia do rio Santo Antônio; o contorno vermelho representa os limites da sub-bacia do rio Piracicaba; contorno verde representa o contorno da sub-bacia do rio Piranga. ....	40
Figura 14. Área potencialmente afetada pelo eventual rompimento da estrutura Paracatu, situada na sub-bacia do rio Piracicaba. ....	41
Figura 15. Mapa do estado de conservação da vegetação nativa na bacia do rio Piracicaba na região potencialmente afetada pelo eventual rompimento da barragem Paracatu. ....	42
Figura 16. Fragmentos de vegetação nativa da formação florestal (esquerda) e natural aberta (direita) na região potencialmente afetada em eventual rompimento da estrutura Paracatu, na bacia do rio Piracicaba; as cores indicam classes de tamanho dos fragmentos (ha). ....	43
Figura 17. Agrupamentos (esquerda) e módulos (direita) dos grafos de fragmentos de formação florestal nativa na sub-bacia do rio Piracicaba; as cores indicam classes de área efetiva de cada agrupamento e módulo (km <sup>2</sup> ). ....	44
Figura 18. Agrupamentos (esquerda) e módulos (direita) dos grafos de fragmentos de vegetação nativa aberta na sub-bacia do rio Piracicaba; as cores indicam classes de tamanho área efetiva de cada agrupamento e módulo (km <sup>2</sup> ). ....	45
Figura 19. Índice integral de conectividade (IIC) dos fragmentos de vegetação nativa florestal (esquerda) e aberta (direita), considerando-se uma zona de 10km ao redor da potencial mancha de inundação decorrente do eventual rompimento da estrutura Paracatu, Mina Fazendão, na bacia do rio Piracicaba. ....	46
Figura 20. Status de conectividade regional das drenagens da área de estudo. ....	53
Figura 21. Status de conectividade regional da bacia do rio Doce. ....	54

## LISTAS DE TABELAS

Tabela 1. <i>Proxies</i> de fatores de pressão usados para calcular o Índice de Status da Conectividade (CSI) para caracterizar a conectividade hidrológica na área de estudo. ....	23
Tabela 2. Uso e cobertura do solo do recorte macrorregional. ....	28
Tabela 3. Uso e cobertura do solo na bacia do rio Doce. ....	29
Tabela 4. Uso e cobertura do solo na bacia do rio São Francisco. ....	30
Tabela 5. Uso e cobertura do solo na sub-bacia do rio Piranga. ....	32
Tabela 6. Uso e cobertura do solo na sub-bacia do rio Piracicaba. ....	32
Tabela 7. Uso e cobertura do solo na sub-bacia do rio Santo Antônio. ....	33
Tabela 8. Estado de conservação da vegetação nativa na sub-bacia do rio Piracicaba, na região potencialmente afetada pelo eventual rompimento da barragem Paracatu, Mina Fazendão. ....	42
Tabela 9. Uso e cobertura do solo na faixa ripária da macrorregião Doce-São Francisco. ....	47
Tabela 10. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Doce. ....	48
Tabela 11. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Piranga. ....	48
Tabela 12. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Piracicaba. ....	49
Tabela 13. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Santo Antônio. ....	50

---

Tabela 14. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Caratinga, no trecho considerado para o estudo.....	50
Tabela 15. Número de barramentos dentro da área de estudo. ....	51
Tabela 16. Número de barramentos dentro das sub-bacias da área de estudo. ....	52

## LISTA DE ANEXOS

ANEXO I. ANOTAÇÃO DE RESPONSABILIDADE TÉCNICA (ART)	62
---	----

## 1. CONTEXTUALIZAÇÃO

- Caracterizar, em múltiplas escalas espaciais, a conectividade terrestre e hídrica da paisagem ao entorno da **barragem Paracatu**, integrante da **Mina Fazendão**, localizada no município de **Catas Altas**;
- Estabelecer uma linha de base para que se possa avaliar o impacto ambiental potencial, em termos de redução da conectividade nos ambientes terrestres e aquáticos, caso haja ruptura desta barragem;
- Estimar a perda de conectividade dos ecossistemas aquáticos e terrestres levando-se em conta a mancha de inundação projetada em um cenário de ruptura da barragem;
- Discutir possíveis implicações para a conservação da biodiversidade aquática e terrestre na paisagem afetada em caso de ruptura da barragem.

## 2. APLICAÇÃO DESTE INSTRUMENTO

O projeto *Caracterização da conectividade projetada da Paisagem* visa atender à Resolução Conjunta SEMAD/FEAM/IEF/IGAM nº 3.049/2021 (MINAS, 2021), que estabelece diretrizes para a apresentação do Plano de Ação de Emergência para as barragens abrangidas pela Lei Estadual de Minas Gerais nº 23.291/2019, e determina procedimentos a serem adotados pelos responsáveis destas barragens quando estiverem em nível de emergência. Mais especificamente, visa atender ao item 3 da alínea a, do inciso I do art. 4º, além do inciso II do mesmo artigo e a alínea f, do inciso II do art. 5º desta resolução conjunta, como disposto no Termo de Referência específico associado à mesma resolução. Sendo assim, apresenta-se aqui uma caracterização da conectividade da paisagem no entorno da **barragem Paracatu, Mina Fazendão – MG**, para o estabelecimento de uma linha de base comparativa para a avaliação de impactos à fauna, flora e serviços ecossistêmicos decorrentes de uma eventual ruptura desta barragem. Nesse sentido, atende-se ao disposto no Termo de Referência no que se refere aos procedimentos técnico-metodológicos que devem ser adotados para a caracterização tanto da conectividade terrestre como da hídrica.

### 3. INTRODUÇÃO CONCEITUAL

Dado que a simplificação das paisagens, juntamente com o nível de perda e fragmentação dos habitats naturais estão entre os principais fatores determinantes da biodiversidade de uma região é fundamental que esses três fatores sejam observados conjuntamente ao avaliar o estado de conservação da mesma (FAHRIG 2003, FAHRIG *et al.*, 2011, HOOPER *et al.*, 2012, FAHRIG 2013, Stein *et al.*, 2014, STEIN *et al.*, 2015a, WILSON *et al.*, 2015). Através de mecanismos como a complementação da paisagem e o seguro espacial, paisagens composicionalmente mais heterogêneas, com mais unidades da paisagem presentes em proporções mais equitativas, tendem a manter maior riqueza de espécies, tornando esse fator um aspecto fundamental para a manutenção da biodiversidade (FAHRIG *et al.*, 2011, STEIN *et al.*, 2014).

A complementação da paisagem é o processo pelo qual paisagens com maior variedade de ambientes, onde estão presentes recursos e condições complementares, tendem a manter um número maior de espécies uma vez que serão capazes de reter tanto as associadas com cada tipo de ambiente quanto as que só estão presentes quando os recursos complementares providos por ambientes distintos estão presentes em uma mesma paisagem (DUNNING 1992). Portanto, paisagens mais heterogêneas suportam comunidades mais diversas e esta diversidade pode se traduzir em maior redundância funcional para funções ecossistêmicas chave na manutenção da biodiversidade, como por exemplo polinização, dispersão de sementes, controle populacional e ciclagem de nutrientes (DELSOL *et al.*, 2018). Por sua vez, comunidades com maior redundância funcional em paisagens heterogêneas podem atuar como uma espécie de seguro espacial, tamponando o efeito de flutuações de espécies específicas sobre uma determinada função ecossistêmica (LOREAU *et al.*, 2003, GONZALEZ *et al.*, 2020). Somado a isso, além da variedade de ambientes na paisagem, a heterogeneidade composicional também envolve a quantidade de habitats nativos (FAHRIG *et al.*, 2011, STEIN *et al.*, 2014, STEIN *et al.*, 2015b). Paisagens com maior quantidade de habitat são capazes de manter populações maiores, que tendem a ser mais estáveis ao longo do tempo e, portanto, menos suscetíveis a eventos estocásticos de extinções locais, contribuindo para sua viabilidade (FAHRIG 2003, FAHRIG 2015). Desta forma, quanto maior a proporção de habitat nativo maior tende a ser a capacidade de manter espécies nativas silvestres e, portanto, maior tende a ser a biodiversidade local (STEIN *et al.*, 2014, FAHRIG 2015). Sendo assim, para avaliar o impacto das atividades humanas sobre a biodiversidade é fundamental considerar como essas atividades



influenciam a heterogeneidade composicional, através de medidas tanto de variabilidade ambiental quanto de proporção de habitats nativos nas paisagens.

A fragmentação também possui um papel central na manutenção da biodiversidade. A dispersão dos organismos é um processo fundamental na distribuição espaço-temporal de espécies e comunidades (HANSKI & GILPIN 1991), porém consideravelmente afetado pela perda e fragmentação dos habitats naturais. A fragmentação pode promover o isolamento dos indivíduos de uma população original ao isolar o habitat em manchas rodeadas por um ambiente em que a movimentação dos indivíduos pode ser dificultada (FISCHER & LINDENMAYER, 2007). Nesses casos, a dispersão medeia o impacto da fragmentação do habitat nas espécies, ao afetar as taxas de colonização e extinção de populações (HANSKI *et al.*, 2017). Sendo assim, a conectividade da paisagem, ou seja, o grau em que a heterogeneidade da paisagem influencia a dispersão dos organismos, modula o fluxo gênico (COULON *et al.*, 2004), a persistência de populações e comunidades em paisagens fragmentadas, e o funcionamento de ecossistemas (MITCHELL, BENNET & GONZALEZ 2013).

Devido a essa importância, estudos sobre a conectividade de paisagens têm recebido grande atenção científica e uma infinidade de métodos e abordagens têm sido desenvolvidos (RAYFIELD, FORTIN & FALL 2011). Um dos pontos de convergência entre os ecólogos da paisagem é que a influência dos padrões de conectividade é variável ao longo do gradiente de perda de habitat, uma vez que apresenta situações em que um habitat anteriormente contínuo torna-se abruptamente fragmentado (ANDRÉN 1994, WITH & CRIST 1995). Análises com paisagens simuladas têm sugerido diferentes limiares em função de aspectos físicos da agregação do habitat (WITH *et al.*, 1997), e estudos em paisagens reais têm corroborado essas observações (ANDRÉN 1994, MARTENSEN *et al.*, 2012). Entretanto, é importante notar que a dispersão dos indivíduos das diferentes espécies pelas paisagens é dada pela capacidade potencial da espécie de se mover em diferentes situações e as características de estrutura da paisagem, tratando-se de um atributo espécie-específico (MÖNKKÖNEN & REUNANEN 1999).

Este componente biológico tem motivado uma mudança de foco dos estudos de conectividade, de estrutural para funcional. A abordagem estrutural busca descrever os aspectos espaciais da paisagem, independente das características das espécies. Por exemplo, fragmentos mais próximos estão mais conectados do que fragmentos mais distantes, independentemente da espécie. Já a

abordagem funcional busca incorporar os comportamentos dispersivos das espécies, como por exemplo, a capacidade delas se movimentarem por diferentes tipos de usos e coberturas do solo da paisagem. Por exemplo, pares de fragmentos que estejam a uma mesma distância, porém separados por diferentes matrizes ou usos do solo, podem apresentar graus de conectividade distintos. Um dos métodos mais promissores para a avaliação da conectividade funcional é a aplicação da teoria dos grafos ou teoria de redes (URBAN *et al.*, 2009, DALE & FORTIN 2010). Nessas abordagens os habitats são representados como nós, e suas potenciais conexões diretas como ligações, que são parametrizados baseados na capacidade de dispersão das diferentes espécies focais (URBAN & KEITT 2001). A teoria dos grafos tem sido sugerida como uma ferramenta bastante eficiente para se avaliar a conectividade em paisagens fragmentadas, uma vez que, por incorporar as características das espécies, ela é mais informativa do que simples métricas estruturais (FALL *et al.*, 2007).

Historicamente as análises de conectividade foram desenvolvidas focando nos ambientes terrestres, enquanto os sistemas aquáticos têm sido negligenciados (PRINGLE, 2006). Ambientes dendríticos, como por exemplo sistemas de riachos e rios, tem características únicas que os distingue dos sistemas terrestres. Por exemplo, ambientes dendríticos tem seu fluxo de organismos, material e energia predominantemente restrito à rede física (RODRIGUEZ-ITURBE *et al.*, 2009), apesar de alguns organismos como os anfíbios, poderem se mover parcialmente pela paisagem terrestre (CARRANZA *et al.*, 2012). Devido a esta restrição à rede física, as redes dendríticas são pouco redundantes comparativamente às redes terrestres, o que torna as rupturas de conectividade nessas redes mais impactantes do que em ambientes terrestres. Além disso, a direcionalidade é em geral mais expressiva, onde a água flui de montante para jusante, influenciando fluxos nesse sentido, além dos processos ocorrerem ao longo da rede, e não restrita a fragmentos, como no caso dos ambientes terrestres (PETERSON *et al.*, 2013).

Os sistemas hídricos têm sido severamente impactados nas últimas décadas, e hoje são comuns os barramentos para fins diversos, bem como trechos com regulação de vazão e contenção de inundações, ou mesmo áreas com descargas de poluição concentradas ou difusas, o que quebra a conectividade desses sistemas hídricos, dificultando a movimentação de indivíduos e fragmentando populações. Sendo assim, análises de conectividade focando na biota aquática são urgentes para subsidiar estratégias para a conservação desses ecossistemas e novos métodos têm sido recentemente desenvolvidos. Uma das opções é a adequação da teoria dos grafos para sistemas

dendríticos (ex. PETERSON *et al.*, 2013), outra é a sobreposição de informações espacialmente atribuídas aos diferentes trechos dos cursos d'água, e a hierarquização das mesmas frente ao posicionamento montante-jusante do trecho do corpo hídrico (ex. GRILL *et al.*, 2019).

Desta forma, análises de conectividade tem auxiliado na caracterização e avaliação de impactos ambientais (KOBLOITZ *et al.*, 2011), no planejamento e manejo de bacias hidrográficas (MME 2007), na seleção de locais para a conservação (RIBEIRO *et al.*, 2013) e restauração (TAMBOSI *et al.*, 2013, 2014) e em diversas outras oportunidades em que se busca manejar paisagens fragmentadas objetivando reduzir os impactos da fragmentação e manter o funcionamento dos ecossistemas. Neste sentido, caracterizar e avaliar os impactos à conectividade provocados pela implementação e funcionamento de empreendimentos de mineração, ou mesmo potenciais desastres ambientais decorrentes da ruptura de suas infraestruturas associadas, como barragens de rejeitos, são o foco do presente estudo.

---

#### 4. DESCRIÇÃO GERAL DO EMPREENDIMENTO E ÁREA DE ESTUDO

A barragem **Paracatu, Mina Fazendão** se localiza no município de **Catas Altas**, no estado de Minas Gerais, a aproximadamente 60km em linha reta de Belo Horizonte. A área de inundação em caso de eventual ruptura da referida estrutura se estende por 0,041km<sup>2</sup>, propagando-se pelo município de **Catas Altas**, ao longo da bacia do rio Piracicaba, atingindo principalmente o córrego Paracatu.

## 5. ÁREA DE INTERESSE

### 5.1. Contexto histórico-social da macrorregião de estudo

A porção centro-sul do estado de Minas Gerais (**Figura 1**) possui um longo histórico de ocupação humana, que foi estimulada ao longo do século XVII, através dos bandeirantes paulistas, devido a sua riqueza minerária, particularmente esmeraldas e ouro. Nessa época, a região era a grande responsável pela produção de minério do Ciclo do Ouro, uma vez que abarcava praticamente toda a “região das minas”. Nesse período foram fundadas importantes cidades do estado, como Ouro Preto, Mariana e Ouro Branco, que serviam como suporte à exploração minerária. Contudo, após meados do século passado, a mineração de ferro começou a ser mais expressiva na região, particularmente na porção centro-sul do estado, que inclusive começa a ser conhecida como Quadrilátero Ferrífero.

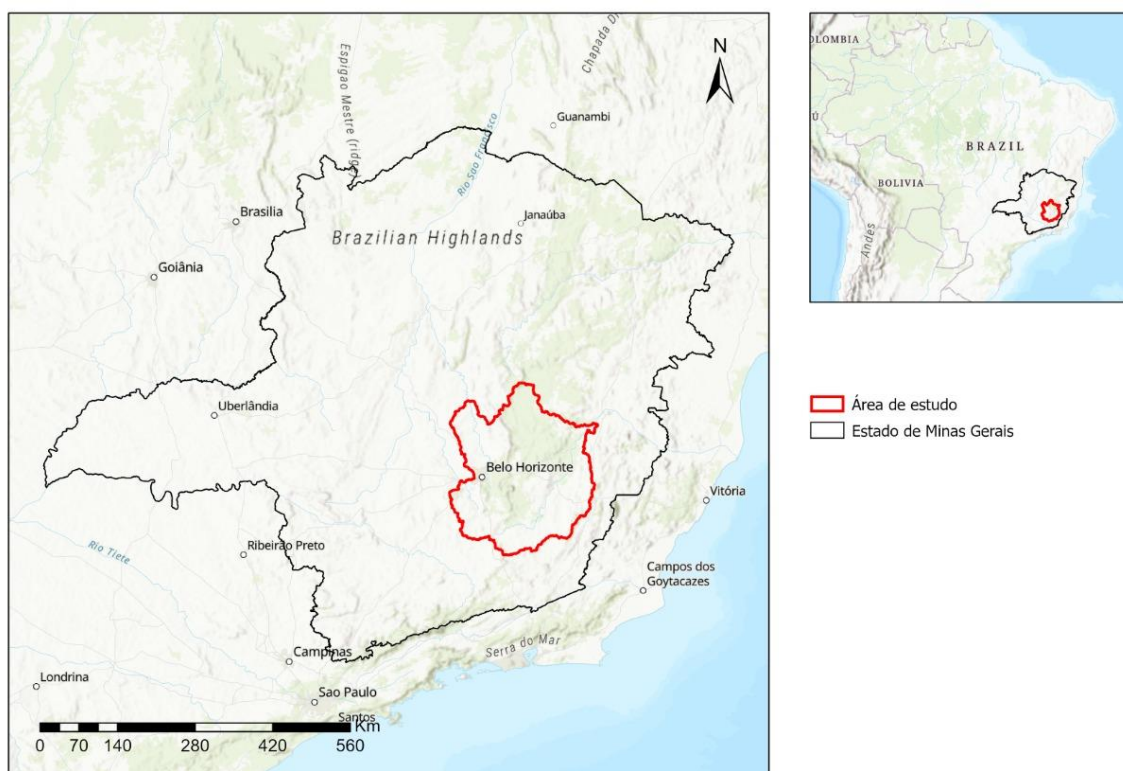


Figura 1. Porção Centro-Sul do estado de Minas Gerais, localização da macrorregião de estudo.

O intenso processo de ocupação humana na região, gerou uma acentuada perda de hábitat nativo, resultando num avançado processo de fragmentação, que se sobrepõem a uma enorme heterogeneidade ambiental natural, com tipos fitofisionômicos largamente influenciados pelos tipos de rochas formadoras dos diferentes solos. Grosso modo, sobre os filitos estão as formações florestais, sobre os xistos as formações savânicas e os campos rupestres ocorrem sobre superfícies quartzíticas ou ferríferas, com características distintas em função do tipo de solo em que ocorrem. Essas características demandam que para sobreviver, os organismos se dispersem por ambientes naturais subótimos, ou mesmo por áreas antropizadas, incluindo áreas de uso bastante intensivo, como as de atividades minerárias. Sendo assim, os padrões de conectividade são fortemente determinantes da composição biótica da região, consequentemente afetam diretamente o funcionamento dos ecossistemas e os serviços por eles prestados.

As perdas de hábitat por conversões para pastagens ou campos agrícolas, ou mesmo aquelas para atividades minerárias, ocorrem predominantemente em polígonos com áreas amplas, podendo causar um elevado impacto associado à perda do hábitat nativo, mas relativamente reduzido nos padrões espaciais de conectividade da paisagem. Por outro lado, os chamados impactos de infraestruturas lineares, como por exemplo, estradas de rodagem ou de ferro, linhas de transmissão e minerodutos, são exatamente o oposto. Nesses casos, a perda de hábitat nativo muitas vezes é menor comparativamente, mas o impacto causado pela fragmentação é muito mais acentuado, por se tratar de estruturas lineares que se alongam pela paisagem, quebrando os padrões de conectividade por amplas áreas.

## 5.2. Macrorregião de estudo

O recorte macrorregional para o estudo de conectividade da paisagem terrestre e aquática engloba as manchas de inundação de todos os barramentos e suas respectivas extensões de influência, com área total de 52.070,39km<sup>2</sup>. Esse recorte, que compreende o quadrilátero ferrífero e áreas adjacentes, se divide em duas grandes bacias hidrográficas divididas pelo complexo de Serras do Espinhaço: a bacia do rio Doce (35.313,93km<sup>2</sup>), que abriga as manchas de inundação do eixo sudeste, e a bacia do rio São Francisco (16.756,46km<sup>2</sup>), que abriga as manchas de inundação do eixo Sul. Esta macrorregião será chamada, doravante, Doce-São Francisco (**Figura 2**).

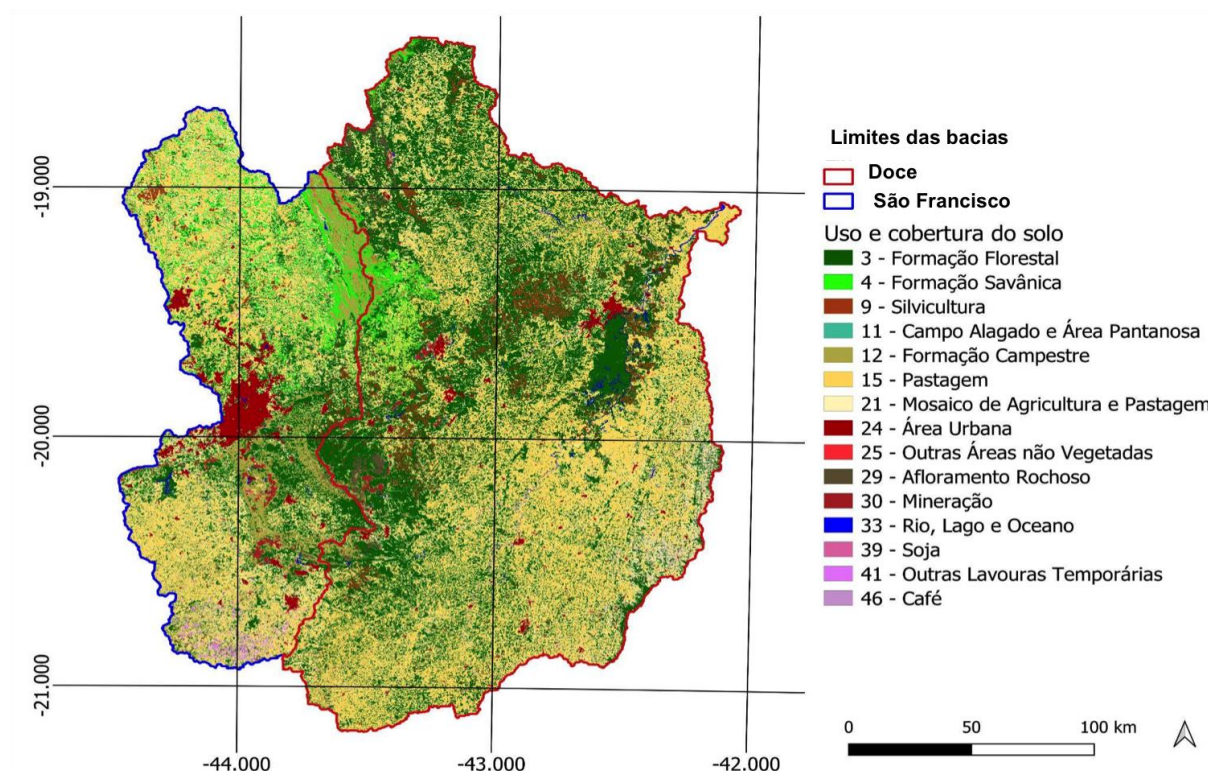


Figura 2. Recorte macrorregional para o estudo de conectividade da paisagem terrestre e aquática; Azul - delimitação da bacia do Rio São Francisco; Vermelho - delimitação da bacia do Rio Doce.

Dentro das duas drenagens principais, as manchas de inundação se concentram em seis sub-bacias, que também definem seis Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs): as bacias dos rios Piranga (CBH DO1), Piracicaba (CBH DO2), Santo Antônio (CBH DO3) e Caratinga (CBH DO5) pertencentes à bacia do rio Doce; e as bacias dos rios Paraopeba (CBH SF3) e Velhas (CBH SF5), que pertencem à bacia do rio São Francisco (**Figura 3**). Apenas parte da bacia do rio Caratinga foi incluída nas análises, no trecho de confluência dos rios Piracicaba e Santo Antônio com o rio Doce, devido à extensão de algumas manchas de inundação que se estendem até o rio Doce por cerca de 65km, às margens dos municípios de Santana do Paraíso, Ipeba, Naque e Periquito. Desta forma, as análises foram realizadas para as três extensões espaciais (*i.e.*, escala da macrorregião, das grandes bacias hidrográficas e de sub-bacias), além de uma análise em nível local, em escala da extensão da mancha de inundação e suas zonas de influência, para a **barragem Paracatu** pertencente à **Mina Fazendão**.



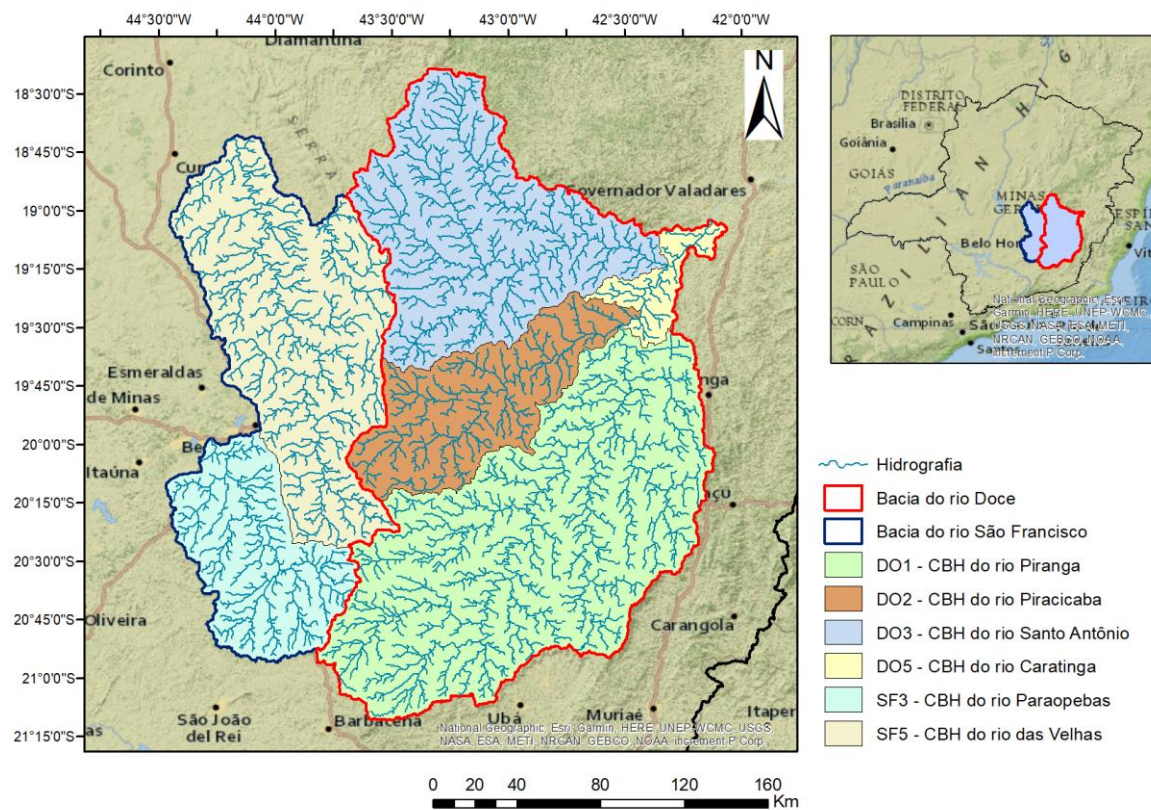


Figura 3. Recorte macrorregional para o estudo de conectividade da paisagem terrestre e aquática; À oeste, as bacias dos rios Paraopeba e Velhas compreendem as drenagens da bacia do rio São Francisco; À leste, as bacias dos rios Piranga, Piracicaba, Santo Antônio e Caratinga compreendem as drenagens da bacia do Rio Doce.



## 6. DESCRIÇÃO METODOLÓGICA

O presente estudo se utiliza de uma abordagem multi-escalar, partindo de uma avaliação dos padrões macrorregionais de distribuição e conservação do habitat nativo, focando em aspectos relacionados à heterogeneidade ambiental e nos padrões de conectividade em escala ampla. Na sequência, empregará o nível de bacia hidrográfica, esmiuçando questões relacionadas aos padrões de conectividade dos ecossistemas terrestres e aquáticos em duas escalas distintas: no recorte das grandes bacias hidrográficas da macrorregião (*i.e.*, bacia do rio Doce e São Francisco), e no recorte territorial dos Comitês de Bacias Hidrográficas dos rios Piranga (CBH DO1), Piracicaba (CBH DO2), Santo Antônio (CBH DO3), Paraopeba (CBH SF3) e Velhas (CBH SF5). Nessa escala também serão abordadas questões referentes aos padrões de perda e regeneração do hábitat nativo, com vistas a subsidiar ações relacionadas a compensação ambiental, e também a nortear a periodicidade de reavaliações dos impactos em função do dinamismo da paisagem. Para caracterizar o nível de conectividade dos ambientes terrestres foram considerados os fragmentos de vegetação nativa remanescentes dentro de uma faixa de 10km no entorno das manchas de inundação. Por fim, uma escala local, permitirá a avaliação do impacto direto da perda do hábitat considerando uma faixa de 500 metros no entorno da mancha de inundação, abordando também impactos na conectividade em escala fina.

### 6.1. Descrição das classes de uso e cobertura do solo

Para uma caracterização da paisagem foi usada a base de dados de classificação do uso e cobertura do solo do MapBiomas coleção 6, com resolução espacial de 30 m. Primeiramente, foi feita uma caracterização em nível geral, descrevendo a distribuição proporcional de cada uma das classes mapeadas e analisando a heterogeneidade da paisagem nas diversas escalas, como meio de se compreender o contexto espacial em que os habitats nativos encontram-se situados. Em seguida, fez-se uma caracterização em nível de habitat, a fim de se entender como encontram-se distribuídos os principais elementos da paisagem, isto é, os habitats, relacionados à ocorrência, reprodução e persistência das espécies silvestres de Mata Atlântica e/ou Cerrado nessas paisagens. Todos os cálculos de uso e cobertura do solo da paisagem foram rodados no *software* R versão 4.1.2, com os pacotes *Raster* versão 3.5-2 e *landscapemetrics* versão 1.5.4.

### 6.1.1. Distribuição das classes de uso e cobertura do solo e heterogeneidade das paisagens

Uma descrição da proporção de cada classe de cobertura e uso do solo foi apresentada para a macrorregião como um todo, assim como uma análise comparativa entre as paisagens das duas principais bacias (Doce e São Francisco), como também entre as suas respectivas sub-bacias. Enfim, uma descrição em escala local, definida pela área da mancha de inundação (*dam break*) mais uma faixa de 500 m ao seu entorno, foi apresentada de forma a caracterizar o contexto em que se encontram os fragmentos de habitat na área específica de estudo.

Seguindo a mesma hierarquia de análise, a heterogeneidade da paisagem foi caracterizada nas diferentes escalas. Para isso, o índice Shannon da paisagem (TURNER & GARDNER, 2015),  $H$ , foi calculado de acordo com a fórmula:

$$H = - \sum p_i * \log_n(p_i)$$

onde,  $p_i$  é a proporção da classe de cobertura  $i$  na paisagem.

Desta forma, o cálculo do índice de diversidade Shannon da paisagem foi feito através do seguinte procedimento: para todas as classes de cobertura da paisagem a proporção da classe é multiplicada pelo logaritmo natural dessa mesma proporção, e a somatória dessa multiplicação para todas as classes é multiplicada por menos um.

### 6.1.2. Quantidade e estado de conservação do habitat na paisagem

Para uma caracterização da quantidade de habitat na paisagem, em suas múltiplas escalas, foi realizado o cálculo da proporção (ou cobertura) do habitat da paisagem ( $p_i$ , TURNER & GARDNER, 2015), expressa em percentual, de acordo com a equação:

$$p_i = \left( \frac{\sum n_i}{n_L} \right) * 100$$

onde  $n_i$  é o número de pixels da classe  $i$  na paisagem e  $n_L$  é igual ao número total de pixels da paisagem. Neste estudo, seguindo a recomendação do Termo de Referência, foram definidos dois tipos de habitat, com base nas formações da vegetação nativa encontradas na paisagem: florestais e

naturais abertos. Esta distinção se faz necessária, visto que tanto ambientes de Mata Atlântica, quanto de Cerrado podem ser encontrados no recorte macrorregional de estudo. Sendo assim, as análises da proporção de habitat na paisagem foram realizadas para a vegetação nativa em geral e para os dois tipos de habitat separadamente. Ademais, a proporção de vegetação nativa foi categorizada em três níveis de conservação: fonte (>50%), resiliente (>30%) e degradada (<30%).

### 6.1.3. Técnica de *moving window*

As análises de proporção de habitat e de heterogeneidade da paisagem foram realizadas tanto para as paisagens como um todo em suas diversas escalas, quanto pixel a pixel. Para as análises pixel a pixel, adotou-se a técnica conhecida como *moving window*, em que para cada pixel do mapa de uso e cobertura do solo, estabeleceu-se uma janela circular com centro no pixel e raio de 2.790 m. Esta janela define uma paisagem ao redor de cada pixel, para a qual são calculados os índices de interesse ( $p_i$  e  $H$ ) que caracterizam, então, o pixel focal. A escolha por esse tamanho de raio da janela deveu-se à sua equivalência em relação ao tamanho da Unidade de Planejamento – UP considerada neste estudo.

## 6.2. Análise da conectividade terrestre

A caracterização da conectividade terrestre foi baseada na análise multi-escalar da conectividade funcional das paisagens. A conectividade funcional foi definida dentro do escopo da teoria dos grafos, pela qual um grafo representa matematicamente o fluxo de organismos entre os fragmentos de habitat da paisagem. Nesta representação, os fragmentos de habitat são considerados nós, e a capacidade dos organismos de alcançar o fragmento vizinho é considerada uma aresta ou ligação. Esses grafos representam redes de fluxo de indivíduos entre fragmentos, e permite identificar a área de habitat disponível para as espécies que residem em cada fragmento focal. A partir dos grafos foram calculadas medidas de conectividade ou centralidade em nível de fragmento, para avaliar o grau de associação ou agrupamento dos nós (cluster) e a modularidade (CSARDI *et al.*, 2006). Usou-se o índice integral de conectividade (IIC) e a importância dos fragmentos como descritores da conectividade funcional (PASCUAL-HORTAL & SAURA, 2006; SAURA & PASCUAL-HORTAL, 2007).

O índice integral de conectividade (IIC) é calculado com base em um modelo de conexões binárias em que dois fragmentos são conectados se a distância entre eles estiver abaixo de um determinado

limite de distância de dispersão:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i a_j}{(1 + nl_{ij})}}{A_L^2}$$

onde  $nl_{ij}$  é o número de conexões no caminho mais curto (distância topológica) entre os fragmentos  $i$  e  $j$ . Para fragmentos que não podem ser alcançados (não existe caminho entre eles), o numerador na soma é igual a zero ( $nl_{ij} = \infty$ ). Quando  $i = j$ , então  $nl_{ij} = 0$  (nenhuma conexão é necessária para alcançar um determinado fragmento a partir dele mesmo). O IIC varia de 0 a 1, sendo que IIC = 0 ocorre em uma paisagem sem áreas de habitat ( $p_i = 0$ ) e IIC = 1 refere-se a uma situação de 100 % de cobertura de habitat na paisagem.

A importância de um fragmento refere a sua contribuição para a conectividade da paisagem. Ela pode ser calculada pela proporção de perda de conectividade da paisagem (redução de IIC em nosso caso) decorrente da remoção deste fragmento. Em porcentagem, a importância de um fragmento,  $dI(\%)$  é calculada pela seguinte fórmula:

$$dI(\%) = 100 * \left( \frac{(I - I')}{I} \right)$$

onde  $I$  é o valor do índice quando o fragmento de habitat está presente na paisagem e  $I'$  é o valor do índice após a remoção desse fragmento. O cálculo da importância relativa realizado para o índice de conectividade IIC para todos os fragmentos da paisagem. O cálculo destes índices foi realizado para duas definições de habitat, i.e., formações florestais e formações naturais abertas, como definidas acima. Foram adotadas as distâncias máximas de conexão entre os fragmentos de 120m para a formação florestal e 320m para formações campestres. Esses cálculos foram realizados no software R versão 4.1.2, com o pacote Makurhini versão 2.0.4.

### 6.3. Potencial de regeneração natural

Considerando a dispersão de sementes como um indicador para o potencial de regeneração natural, foi calculada a probabilidade de deposição de sementes (regenerabilidade) no entorno dos fragmentos em função do tamanho dos fragmentos e do inverso da distância para a borda do mesmo de acordo com uma função potência (TREEP *et al.*, 2021). Para isso foi calculada a contribuição de cada unidade de área de vegetação natural, florestal e aberta, por meio da análise de densidade

kernel, ponderada pela área do fragmento, considerando limiares de distância variando de 100 a 2000 m em acréscimos de 100m. Os valores obtidos para cada escala foram escalonados através da fórmula:

$$z_i = \left( \frac{(x_i - \min(x))}{\max(x) - \min(x)} \right)$$

Onde  $z_i$  é igual ao valor padronizado de densidade kernel,  $x_i$  é o valor de cada pixel,  $\min(x)$  e  $\max(x)$  são, respectivamente, o menor e o maior valor de um pixel da imagem. Em seguida, foi calculada a soma dos valores de densidade kernel padronizado ( $z_i$ ), considerando todas as escalas, ponderada pela proporção de contribuição de cada escala. Esta ponderação é calculada por meio da função de potência para a modelagem de dispersão de sementes sugerida por TREEP *et al.* (2021):

$$prop_l = 1000000 \left( \frac{1}{2\pi} \left( \frac{(2 - \mu)}{l_{\max}^{(2-\mu)} - l_{\min}^{(2-\mu)}} \right) l^{-\mu} \right)$$

onde **prop<sub>l</sub>** equivale a proporção de contribuição de cada escala, **l** equivale ao valor da escala em metros e **μ** é o fator de escalonamento para a função potência. Para o parâmetro **μ** foi adotado o valor 1,08, de maneira que o valor de contribuição de cada escala variasse entre aproximadamente 0 para 2000 m e aproximadamente 1 para 100m. (**Figura 4**) O mapa raster resultante foi então cortado utilizando como limite as manchas de pasto (potenciais áreas de regeneração). Os mapas das manchas de formação florestal e natural abertas, assim como as áreas de pasto, foram obtidas a partir do mapa de uso e cobertura do solo do MapBiomias coleção 6.

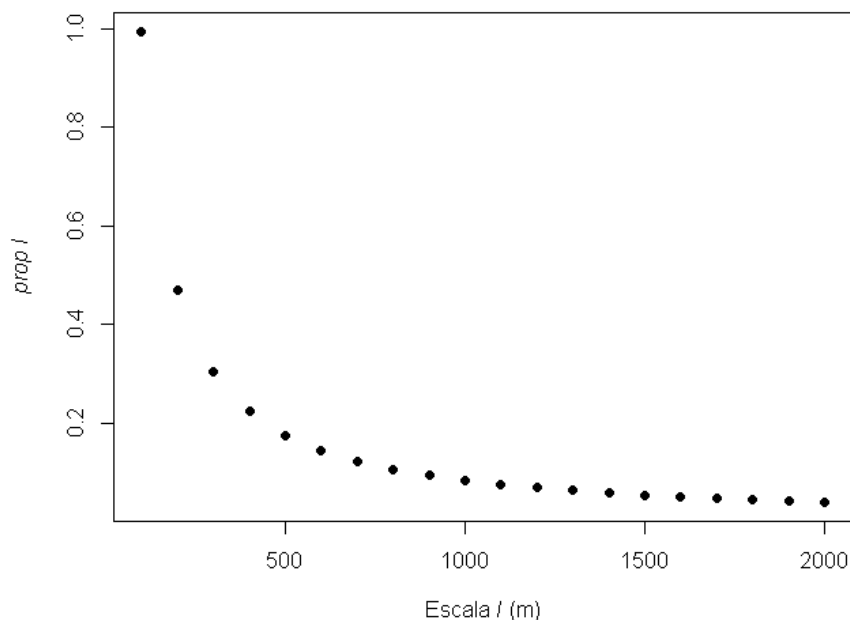


Figura 4. Proporção de contribuição de cada escala (prop l) para o cálculo do potencial de regeneração natural.

#### 6.4. Análise da conectividade hídrica (hidrológica)

Para a caracterização da linha de base de conectividade hidrológica foi considerada a hidrografia detalhada, contendo os dados de vazão média atribuídos a cada um dos seus segmentos (UFV, IGAM 2012) e disruptores de conectividade, estes obtidos dentro da plataforma de Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema), instituída pela Resolução Conjunta SEMAD/FEAM/IEF/IGAM nº 2.466/2017. A concentração de sólidos totais foi obtida do Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais (IGAM). Foi conduzida uma avaliação detalhada da informação disponível na base de dados compilada, com a finalidade de ajustar o cálculo do Índice de status de conectividade (CSI), conforme proposto por GRILL *et al.* (2019). Este índice leva em conta os principais fatores de pressão que devem ser levados em conta no cálculo da conectividade hidrológica de uma paisagem.

Os fatores de pressão são operacionalizados por meio de *proxies* quantificáveis usando-se os

mapeamentos da rede hídrica e de suas características. Nesse sentido, foram considerados quatro *proxies* de fatores de pressão dos seis sugeridos por GRILL *et al.* (2019), além de um adicional em adaptação à metodologia desses autores (**Tabela 1**), como determinado pelo Termo de Referência.

Tabela 1. *Proxies* de fatores de pressão usados para calcular o Índice de Status da Conectividade (CSI) para caracterizar a conectividade hidrológica na área de estudo.

<i>Proxy</i>	Nome
DOF	Grau de fragmentação do trecho por barramentos
DOR	Grau de fragmentação do trecho por regulação de vazão
SED	Grau de fragmentação do trecho por sedimentação
URB	Grau de fragmentação do trecho por urbanização
ARP	Grau de fragmentação lateral pela ocupação de faixas ripárias

Segue abaixo uma descrição de cada *proxy* de fator de pressão, junto com a indicação dos bancos de dados de origem usados para o cálculo desses *proxies*.

#### **6.4.1. Grau de fragmentação do trecho por barramentos (DOF)**

O grau de fragmentação do trecho por barramentos (DOF) indica a extensão isolada a montante dos disruptores de conectividade, como barramentos, representando perdas de conectividade longitudinal. Para calcular DOF foi considerada a área de vazão média do trecho afetado pelo disruptor. Além disso, foram usados o estudo de regionalização de vazão (UFV & IGAM, 2012), assim como as barragens de rejeito (IDE-SISEMA) e de unidades hidrogeradoras (ANEEL). Os pequenos barramentos de acúmulo de água não foram considerados, pois, em sua grande maioria a informação obtida não coincide com a malha hidrográfica, demandando correção manual de posicionamento, aumentando a possibilidade de erro no cálculo do fator de pressão.

#### **6.4.2. Grau de fragmentação do trecho por regulação de vazão (DOR)**

Indica a redução da vazão do trecho em comparação à vazão natural, causada por disruptores de conectividade, como barramentos, representando perdas de conectividade lateral e sazonal pela supressão dos pulsos de inundação. Para obter o grau de fragmentação do trecho por regulação de vazão, foi considerada a área de vazão média do trecho afetado pelo disruptor. Para a determinação

desse fator de pressão foram utilizados o estudo de regionalização de vazão (UFV & IGAM, 2012), as barragens de rejeito (IDE-SISEMA) e de unidades hidrogeradoras (ANEEL).

#### **6.4.3. Grau de fragmentação do trecho por retenção de sedimento (SED)**

Indica o grau de alteração do carreamento natural de sedimentos por barramentos, o que compromete o fluxo de matéria e a dinâmica fluviogeomorfológica a jusante, prejudicando a conectividade longitudinal, impacta a planície de inundação, prejudicando a conectividade lateral, e afeta a conectividade vertical nos remansos assoreados. Para obter o grau de fragmentação do trecho por retenção de sedimento, foi considerada a concentração média de sólidos totais da bacia multiplicada pela vazão média do trecho, como forma de obter o volume de sedimento transportado por cada trecho de rio. Para a determinação desse fator de pressão estão sendo utilizadas as informações de sólidos totais (IGAM), o estudo de regionalização de vazão (UFV & IGAM, 2012), as barragens de rejeito (IDE-SISEMA) e de unidades hidrogeradoras (ANEEL).

#### **6.4.4. Grau de fragmentação do trecho por urbanização (URB)**

Indica o desenvolvimento de infraestrutura em áreas ripárias e na planície de inundação, servindo como proxy de modificações físicas do canal, lançamento de efluentes que comprometem a conectividade lateral pela alteração de pulsos de inundação e supressão ou degradação de habitats marginais, a conectividade longitudinal pela degradação da qualidade da água e a conectividade vertical pela associação a retificações e canalizações. Para obter o grau de fragmentação do trecho por urbanização foi considerado o percentual de ambiente ripário ocupado por manchas urbanas, obtido através do MapBiomas coleção 6. A faixa ripária foi definida por um buffer com 200 metros de largura, sendo 100 metros por margem (DALA-CORTE *et al.* 2020). Optou-se pelo uso da informação de uso e cobertura do solo fornecida pelo MapBiomas por ser a informação acurada mais recente, fornecendo-nos informação atualizada para o ano de 2020.

#### **6.4.5. Grau de fragmentação do trecho pela supressão, fragmentação e degradação de vegetação ripária (ARP)**

Indica o nível de impacto nas áreas ripárias, que promovem a desconexão lateral e temporal do rio com áreas de várzeas, a desconexão vertical pela intensificação de processos de assoreamento e a



desconexão longitudinal pela degradação da qualidade da água. Para obter o grau de fragmentação do trecho pela supressão, fragmentação e degradação de vegetação ripária foi considerado o percentual de ambiente ripário ocupado por uso antrópico, obtido através do MapBiomas coleção 6.

#### 6.4.6. Cálculo do Índice de Status da Conectividade (CSI)

O Índice de Status da Conectividade (CSI) foi calculado para cada um dos diferentes segmentos das drenagens das paisagens estudadas. Considerou-se a seguinte equação para o cálculo do CSI:

$$CSI_j = 100 - \left( \frac{\sum_{i=1}^n x_{i,j} w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \right)$$

em que **CSI<sub>j</sub>** é o CSI para o segmento de rio **j**, **n** é o número de *proxies* de fator de pressão usados no cálculo, **x<sub>i,j</sub>** é o valor do *proxy* de fator de pressão **i** no trecho de rio **j** e **w<sub>i</sub>** é o peso atribuído a este *proxy* **i**. Os pesos usados para os *proxy* de fator de pressão no cálculo do CSI foram de 30% para DOF e DOR, 15% para SED, 15% para URB e 10% para ARP. De acordo com GRILL *et al.* (2019), a porcentagem de mancha urbana ao longo do segmento fluvial é um *proxy* para impactos como poluição por esgoto urbano e industrial, impermeabilização do solo, canalização fluvial e poluição difusa (*i.e.*, fuligem proveniente de motores à combustão). Ainda que a supressão e fragmentação da vegetação ripária seja um impacto importante para o ambiente aquático, consideramos que o seu impacto sobre a conectividade lateral tem peso menor do que aquele causado pelas manchas urbanas, e por esse motivo foi tomada a decisão de alterar o peso de **URB** no cálculo de conectividade de 5% para 15% e de **ARP** de 20% para 10%.

Para avaliar o impacto potencial do rompimento das barragens de mineração na conectividade fluvial, considerou-se que a mancha de inundação afeta de três modos a conectividade hídrica da paisagem:

1. Como um disruptor da drenagem, afetando, portanto, os valores de **DOF**;
2. Promovendo mudanças no transporte de sedimentos, levando à reclassificação de **SED** como sendo o dobro do transporte em situação pré-rompimento;
3. Considerando a própria mancha de inundação como uma nova classe de uso e cobertura do solo nas faixas ripárias, que assim como URB, acarreta um impacto específico na

conectividade lateral. Desta forma, o grau de fragmentação do trecho decorrente da mancha de inundação foi adicionado ao cálculo do CSI na situação pós-rompimento como um *proxy* de fator de pressão adicional, grau de fragmentação do trecho pela presença da mancha de inundação, **DBK**.

DBK indica o impacto nas áreas ripárias decorrente da passagem da mancha de inundação em caso de rompimento da estrutura. Assim como **ARP**, promove a desconexão lateral e temporal do rio com áreas de várzeas, a desconexão vertical pela intensificação de processos de assoreamento, desestabilização e destruição das margens, depósito de rejeitos de mineração e a desconexão longitudinal pela degradação da qualidade da água.

Os pesos atribuídos aos fatores de pressão para o cálculo do índice de status de conectividade pós-rompimento ( $CSI_j^{db}$ ) foi de 30% para DOF e DOR (considerando DOR igual ao cálculo anterior), 15% para SED, 8% para URB, 7% para ARP e 15% para DBK, considerando-se a seguinte equação para o cálculo do CSI:

$$CSI_j^{db} = 100 - \left( \frac{\sum_{i=1}^n x_{i,j}^* w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \right)$$

em que  $x_{i,j}^*$  é o valor do *proxy* de fator de pressão  $i$  no trecho de rio  $j$  recalculado considerando o efeito da mancha de inundação, DBK, como mais um *proxy* de fator de pressão, além de seus efeitos em DOF e SED. Seguindo o mesmo raciocínio aplicado para a alteração do peso de URB e ARP, e como forma de incluir o efeito de DBK na conectividade lateral, consideramos que os impactos físicos decorrentes da passagem da mancha de rejeitos (*i.e.*, desestabilização e destruição das margens e depósito de rejeitos de mineração) se sobressaem ao desses dois fatores na extensão da mancha. Deste modo decidiu-se por atribuir os pesos citados acima, em que o peso de DBK é maior que os de URB e ARP.

## 6.5. Cobertura, uso do solo e estado de conservação da faixa ripária

Para a caracterização do estado de conservação da faixa ripária foram determinadas as porcentagens de cada classe de uso e cobertura ao longo de uma faixa ripária de 200m de largura, sendo 100m para cada margem, ao longo da drenagem com base nos dados do MapBiomass, coleção 6.0 para o ano de 2020. Essa caracterização foi feita em escala macrorregional (macrorregião Doce-São

Francisco), em escala de bacia hidrográfica (Doce e São Francisco) e em escala de sub-bacias (bacias dos rios Piranga (CBH DO1), Piracicaba (CBH DO2), Santo Antônio (CBH DO3) e Caratinga (CBH DO5) pertencentes à bacia do rio Doce; e as bacias dos rios Paraopeba (CBH SF3) e das Velhas (CBH SF5) pertencentes à bacia do Rio São Francisco. Para cada um dos recortes citados também foram quantificados o número de barramentos relacionados aos empreendimentos de mineração (barragens de rejeito) e de hidroeletricidade (CGH, PCH e UHE).

## 7. CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE TERRESTRE DAS PAISAGENS

### 7.1. Distribuição proporcional das classes de cobertura e uso da terra

#### 7.1.1. Recorte macrorregional

As florestas dominam os tipos de vegetação nativos na macrorregião estudada, sendo que as formações florestais cobrem 32,6% da área, as formações campestres 4,26%, as savânicas 3,12%, e os afloramentos rochosos (0,85%) e campos alagados e área pantanosas (0,08%) apresentam menos de 1% cada. No total, as áreas nativas em diferentes estágios de conservação somam 41,1% da área estudada. As classes de uso do solo mais comuns na região são as pastagens e o mosaico agricultura-pastagem, que possuem respectivamente 33,08 e 17,52%. A **Tabela 2** detalha os usos e cobertura do solo da macrorregião de estudo.

Tabela 2. Uso e cobertura do solo do recorte macrorregional

Classe	Área (km <sup>2</sup> )	Proporção (%)
Formação Florestal	17.489,38	33,59
Pasto	17.224,38	33,08
Mosaico de Agricultura e Pastagem	9.125,876	17,52
Formação Campestre	2.220,551	4,26
Silvicultura	1.668,956	3,20
Formação Savânica	1.626,927	3,12
Infraestrutura Urbana	1.273,155	2,44
Afloramento rochoso	443,1699	0,85
Rio, Lago e Oceano	249,2415	0,48
Mosaico de Cultivos	245,4885	0,47
Mineração	230,8455	0,44
Outra Área Não Vegetada	117,6453	0,23
Café	111,4776	0,21
Campo Alagado e Área Pantanosa	42,0984	0,08
Soja	4,9869	0,01

#### 7.1.2. Bacias dos rios Doce e São Francisco

As bacias dos rios Doce e São Francisco apresentam diferenças no uso e cobertura do solo (**Tabela 3** e **Tabela 4**). A bacia do rio Doce tem as formações florestais nativas e savânicas como principais

elementos da paisagem, respectivamente ocupando 38,89 e 34,82% da bacia (73,71%, 26.036,95km<sup>2</sup>), ao passo que a bacia do rio São Francisco é predominantemente ocupada por pastagens (29,41%), tendo formações florestais (22,39%) como a segunda maior classe de uso e cobertura do solo em sua paisagem. Essas duas classes ocupam 51,8% da bacia do São Francisco, correspondendo a uma área de 8.673.87km<sup>2</sup>.

Considerando as classes antrópicas de uso do solo, destaca-se a silvicultura (16,16%, 5.709,56km<sup>2</sup>) na bacia do rio Doce e o mosaico de agricultura e pastagem (20,39%, 3.415,258km<sup>2</sup>), além das áreas de pastagens já mencionadas acima, na bacia do rio São Francisco. Sobre tudo, esses valores indicam que a paisagem da bacia do São Francisco é mais afetada pelo uso humano do solo, o que pode ser observado também pela maior proporção de infra-estrutura urbana nesta bacia (5,62%) em comparação com a do rio Doce (0,94%), revelando-se também na área ocupada por este uso do solo (941,53km<sup>2</sup> e 331,50km<sup>2</sup> nas bacias do São Francisco e Doce, respectivamente). Por fim, destaca-se a baixa proporção da classe de mineração, que, a despeito dos impactos além da área diretamente ocupada por esse tipo de empreendimento, ocupa apenas 0,27% da paisagem da bacia do rio Doce e 0,78% da paisagem da bacia do rio São Francisco.

Tabela 3. Uso e cobertura do solo na bacia do rio Doce

Classe	Área (km <sup>2</sup> )	Proporção (%)
Formação Florestal	13.738,28	38,89
Formação Savânica	12.298,67	34,82
Silvicultura	5.709,56	16,16
Campo Alagado e Área Pantanosa	1.379,51	3,91
Formação Campestre	502,65	1,42
Pasto	422,65	1,20
Mosaico de Agricultura e Pastagem	395,46	1,12
Infraestrutura Urbana	331,5	0,94
Outra Área Não Vegetada	193,04	0,55
Afloramento rochoso	100,28	0,28
Mineração	97,11	0,27
Rio, Lago e Oceano	84,7	0,24
Soja	66,1	0,19
Mosaico de Cultivos	3,61	0,01
Café	0,02	< 0,01

Tabela 4. Uso e cobertura do solo na bacia do rio São Francisco

Classe	Área (km <sup>2</sup> )	Proporção (%)
Pasto	4.924,239	29,41
Formação Florestal	3.749,63	22,39
Mosaico de Agricultura e Pastagem	3.415,258	20,39
Formação Campestre	1.717,66	10,26
Formação Savânica	1.204,1	7,19
Infraestrutura Urbana	941,53	5,62
Silvicultura	289,33	1,73
Mosaico de Cultivos	160,75	0,96
Mineração	130,5	0,78
Rio, Lago e Oceano	56,19	0,34
Outra Área Não Vegetada	51,54	0,31
Afloramento rochoso	47,63	0,28
Campo Alagado e Área Pantanosa	38,48	0,23
Café	14,35	0,09
Soja	4,96	0,03

### 7.1.3. Sub-bacias do rio Doce

Na região de estudo, a bacia do rio Doce se divide em três sub-bacias CBH principais: Piranga (17.950,32km<sup>2</sup>), Piracicaba (5.641,18km<sup>2</sup>) e Santo Antônio (10.492,44km<sup>2</sup>). Ademais, incluiu-se uma pequena área da sub-bacia do rio Caratinga (1.229,99km<sup>2</sup>), uma vez que manchas de inundação de barragens presentes na área de estudo abrangem porções desta sub-bacia. Nesta versão parcial dos resultados, ainda não foi possível apresentar uma descrição detalhada da cobertura e uso do solo na escala desta sub-bacia, assim apresentou-se os dados referentes às três sub-bacias principais. Essas três sub-bacias diferem substancialmente em relação a cobertura vegetal.

A sub-bacia do rio Piranga é a mais degradada das três sub-bacias pertencentes à bacia do rio Doce, dominada por um mosaico de pasto (43,93%), agricultura (18,62%), com pouca floresta (31,89%, **Tabela 5**). Contudo, apresenta importantes remanescentes de vegetação nativa a montante, particularmente na região da Serra de Itatiaia e a jusante no Parque Estadual do Rio Doce. Os demais fragmentos florestais são numerosos, mas de tamanho reduzido e bastante dispersos, e as demais classes de vegetação nativa correspondem a percentual muito pequeno da região (**Figura 5, Tabela**

5).

Já as bacias dos rios Piracicaba e Santo Antônio estão inseridas em um contexto muito distinto, ambas com mais de 50% de vegetação nativa, sendo a grande maioria vegetação florestal (respectivamente 48,14% e 46,59%; **Tabela 6 e Tabela 7**). Do ponto de vista da estrutura da paisagem essas duas bacias se encontram em estado de conservação muito superior a bacia do Piranga. Na bacia do Rio Piracicaba destaca-se os importantes remanescentes de vegetação nativa na parte mais a montante da bacia, particularmente na Serra do Gandarela e do Caraça, e mais a jusante na região de Cocaís das Estrelas, imersos em áreas de silvicultura. Já na bacia do Rio Santo Antônio os maciços de vegetação nativa encontram-se particularmente agrupados na região do Espinhaço e da Serra do Itambé para formações nativas abertas, e para formações florestais, bastante espalhados pela bacia, mas predominantemente na região de Bom Jesus, Posses, Peçanha, Santana da Barra e Coroaci.

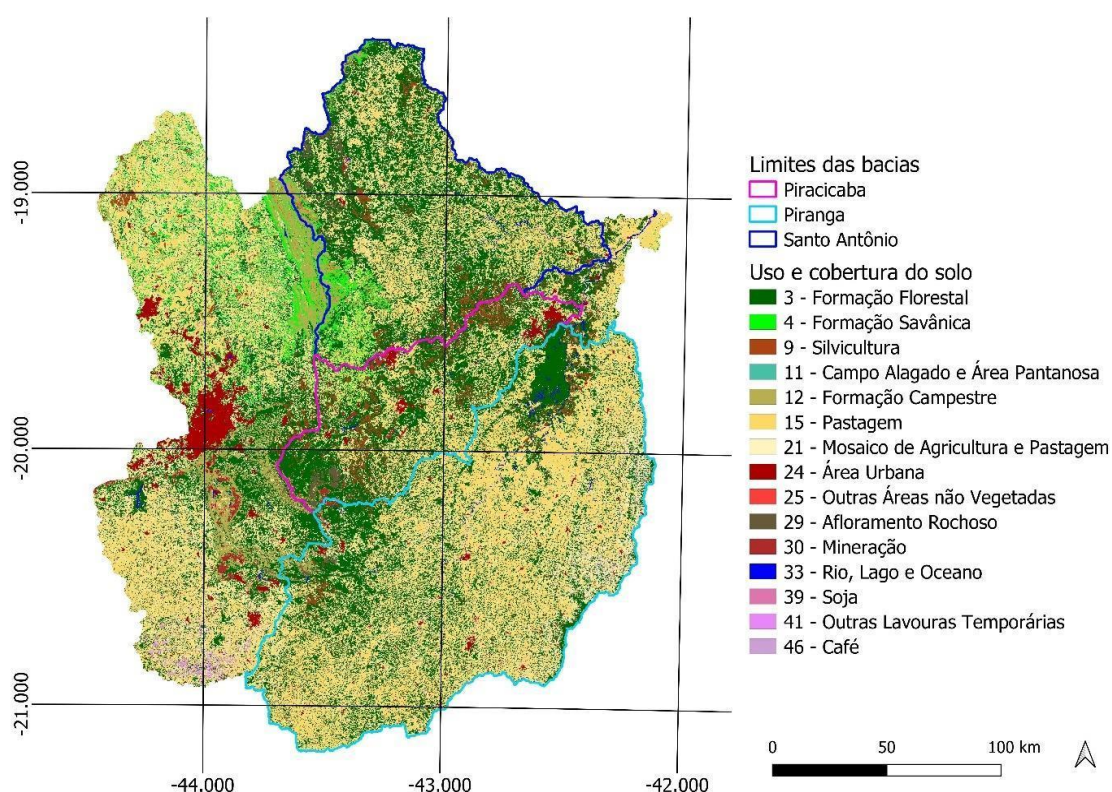


Figura 5. Localização das sub-bacias do rio Doce sobre a classificação de cobertura do solo; contorno azul representa os limites da sub-bacia do rio Santo Antônio; o contorno vermelho representa os limites da sub-bacia do rio Piracicaba; contorno verde representa o contorno da sub-bacia do rio Piranga.

Tabela 5. Uso e cobertura do solo na sub-bacia do rio Piranga

Classe	Área (km <sup>2</sup> )	Proporção (%)
Pasto	7.886,38	43,93
Formação Florestal	5.724,15	31,89
Mosaico de Agricultura e Pastagem	3.342,3	18,62
Silvicultura	393,75	2,19
Infraestrutura Urbana	113,66	0,63
Formação Campestre	113,26	0,63
Rio, Lago e Oceano	101,29	0,56
Café	90,85	0,51
Mosaico de Cultivos	84,65	0,47
Afloramento rochoso	65,61	0,37
Mineração	16,65	0,09
Outra Área Não Vegetada	13,86	0,08
Formação Savânica	3,54	0,02
Soja	0,01	<0,01
Campo Alagado e Área Pantanosa	0	0,00

Tabela 6. Uso e cobertura do solo na sub-bacia do rio Piracicaba

Classe	Área (km <sup>2</sup> )	Proporção (%)
Formação Florestal	2.715,77	48,14
Pasto	1.244,41	22,06
Mosaico de Agricultura e Pastagem	615,96	10,92
Silvicultura	510,14	9,04
Infraestrutura Urbana	178,7	3,17
Afloramento rochoso	124,43	2,21
Formação Campestre	91,78	1,63
Mineração	69,15	1,23
Formação Savânica	49,74	0,88
Rio, Lago e Oceano	22,66	0,40
Outra Área Não Vegetada	12,8	0,23
Café	4,4	0,08
Campo Alagado e Área Pantanosa	1,19	0,02
Mosaico de Cultivos	0,05	0,00
Soja	0	0,00



Tabela 7. Uso e cobertura do solo na sub-bacia do rio Santo Antônio

Classe	Área (km <sup>2</sup> )	Proporção (%)
Formação Florestal	4.888,76	46,59
Pasto	2.713,31	25,86
Mosaico de Agricultura e Pastagem	1.536,47	14,64
Silvicultura	376,66	3,59
Formação Savânica	364,2	3,47
Formação Campestre	294,46	2,81
Afloramento rochoso	204,93	1,95
Outra Área Não Vegetada	37,68	0,36
Rio, Lago e Oceano	34,02	0,32
Infraestrutura Urbana	24,66	0,24
Mineração	14,47	0,14
Café	1,78	0,02
Campo Alagado e Área Pantanosa	1,02	0,01
Soja	0,02	0,00
Mosaico de Cultivos	0	0,00

## 7.2. Análise multi-escalar da estrutura e conectividade da paisagem

### 7.2.1. Bacias do Doce e São Francisco

#### 7.2.1.1. Proporção de habitat nativo

As diferenças entre as bacias estão intimamente associadas à variação da composição das paisagens em termos de tipos de habitats nativos. Apesar de ambas apresentarem proporções similares de vegetação nativa (Doce 42,64% e São Francisco 40,35%), há uma predominância de formações florestais a leste da Cadeia do Espinhaço, ou seja, na bacia do rio Doce (38,89%), comparativamente a bacia do Rio São Francisco (22,39%). A vegetação natural aberta é particularmente abundante na porção central e centro-oeste, se estendendo predominantemente em um sentido norte-sul através das serras da Moeda e do Gandarela, e ao longo de toda a cadeia do Espinhaço compreendida parcialmente dentro da área de estudo (**Figura 6**). Sendo assim, as fisionomias naturais abertas na bacia do São Francisco (17,96%), são bem mais expressivas que na bacia do rio Doce (3,75%). Essas diferenças nos tipos fitofisionômicos entre as bacias, influem diretamente na diversidade das paisagens de ambas as bacias (**Tabela 3 e Tabela 4**). A bacia do São Francisco por sua vez apresenta uma

melhor distribuição de valores de proporção de vegetação nativa, com densidade mais alta de valores elevados de proporção de vegetação nativa (>50%) (**Figura 6**).

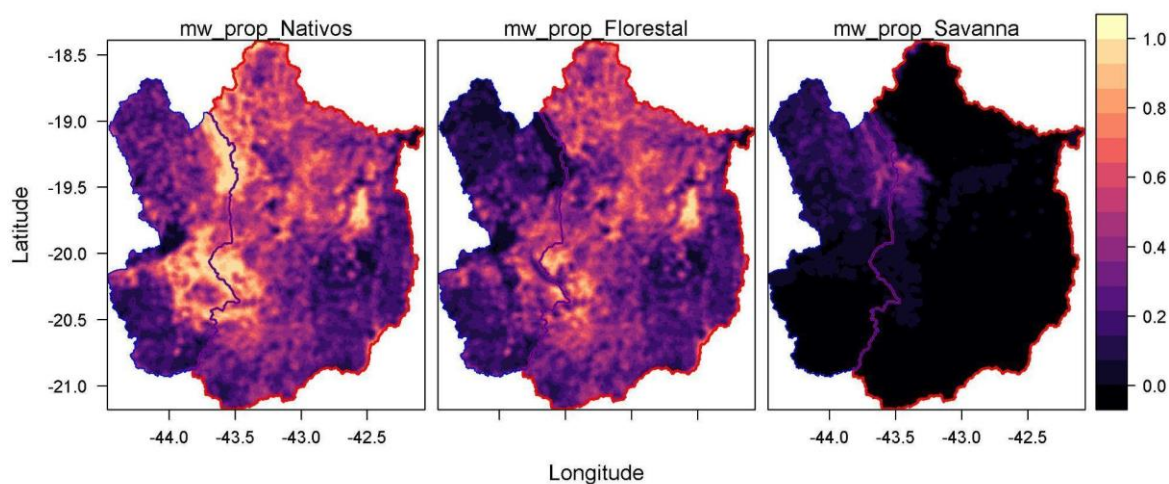


Figura 6. Mapas da variação na proporção de vegetação nativa (florestal + natural aberta), florestal e natural aberta, respectivamente, calculadas com o *moving window* com raio de 2.790m; o gradiente de cores representa os valores de proporção de habitat nativo (*mw\_prop*); os limites azul e vermelho correspondem às bacias dos rios São Francisco e Doce, respectivamente.

#### 7.2.1.2. Heterogeneidade espacial

As bacias do rio Doce e São Francisco diferem consideravelmente em relação à heterogeneidade da paisagem. Através da técnica de *moving window*, com uma janela circular de raio 2.790m, revelou-se que a bacia do rio São Francisco apresenta valores de diversidade de Shannon consideravelmente maiores do que a maior parte do território da bacia do rio Doce (Figura 7). Essa diferença também é evidenciada pela análise comparativa dos histogramas dos valores de diversidade da paisagem (Figura 8), assim como quando comparados os valores do resíduo entre a curva média de diversidade em função da proporção de vegetação, ou seja, excluindo-se o efeito da variação da proporção de vegetação nativa (**Figura 9**).

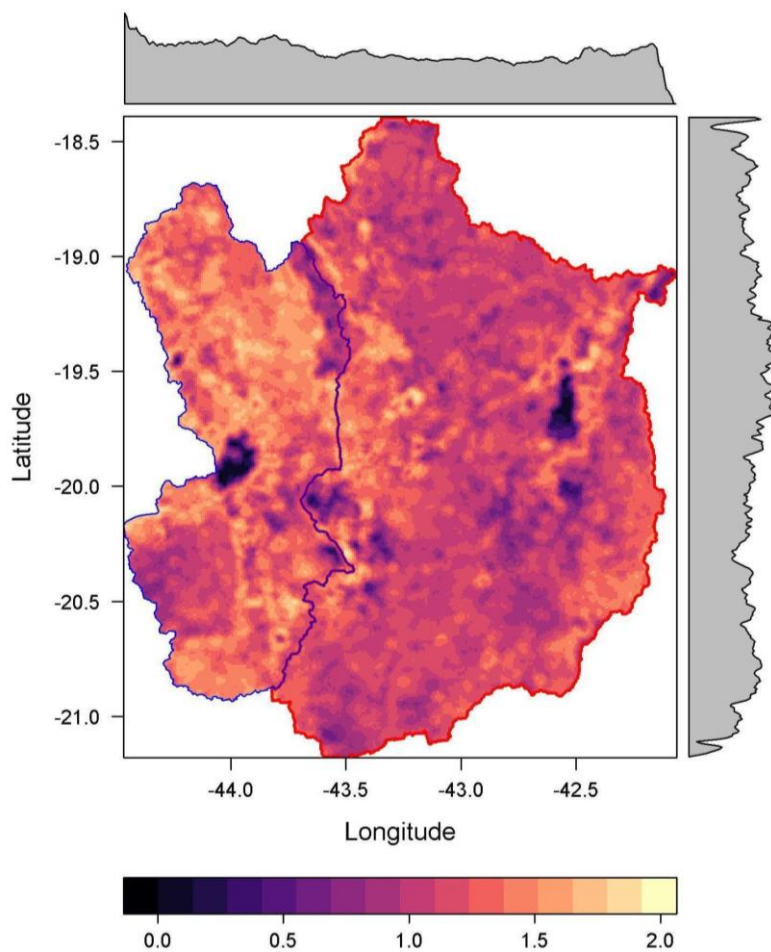


Figura 7. Distribuição de valores da diversidade Shannon da paisagem calculada através do *moving window* com raio de 2.790m; o gradiente de cores representa os valores do índice de diversidade; as curvas em cinza nas laterais do mapa representam a variação da mediana dos valores de diversidade ao longo da região; os limites azul e vermelho correspondem às bacias dos rios São Francisco e Doce, respectivamente.

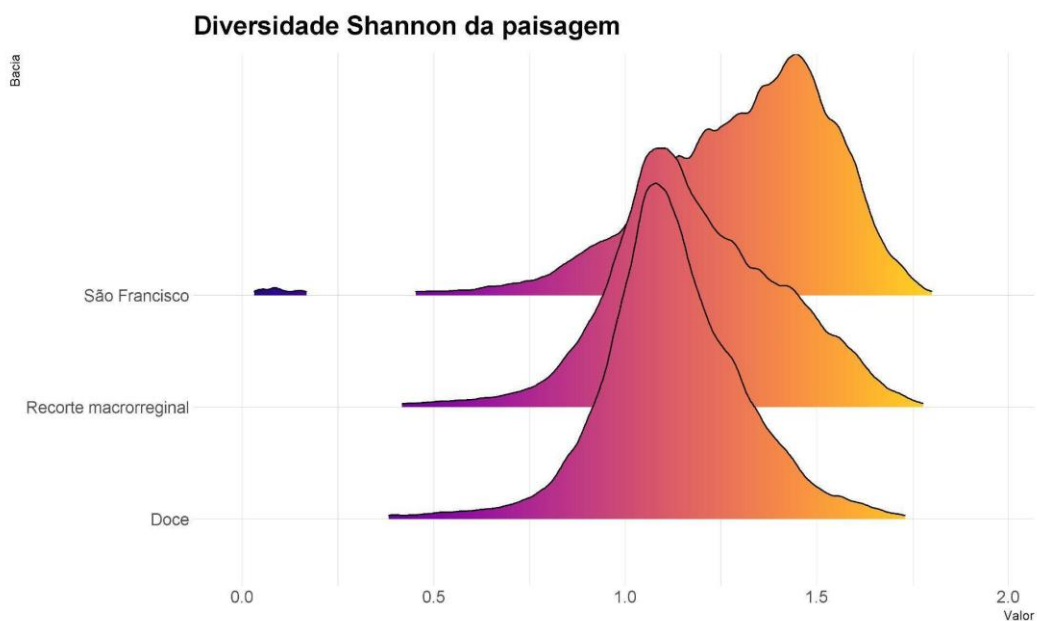


Figura 8. Comparação dos histogramas dos valores de diversidade Shannon das paisagens das duas sub-bacias (rio São Francisco e do rio Doce) em relação ao recorte macrorregional.

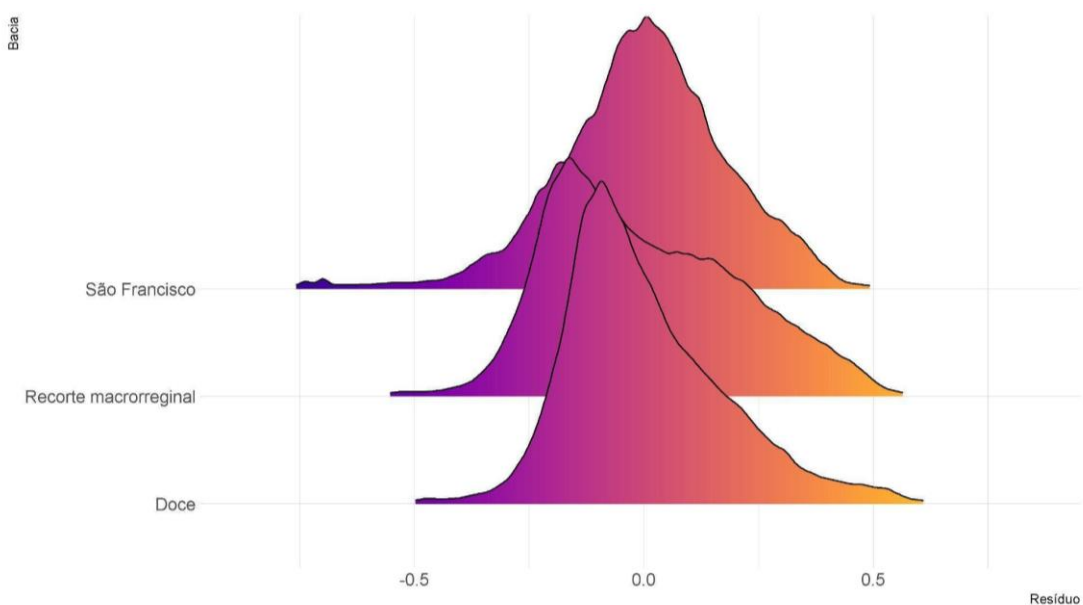


Figura 9. Comparação dos histogramas dos valores de resíduo da relação entre a diversidade Shannon da paisagem e a proporção de vegetação nativa no recorte macrorregional, em relação às paisagens das sub-bacias do rio São Francisco e do rio Doce.

Como esperado, os valores mais altos de diversidade se concentram em proporções de vegetação nativa intermediárias (25-75%), com pico no centro da distribuição (**Figura 10** e **Figura 11**). Isso pode ser explicado pelo comportamento do índice, que tende a ter valores menores à medida que classes de cobertura dominantes na paisagem aumentam sua proporção, diminuindo a equitatividade entre classes. Somado a isso, as regiões da distribuição com maior densidade de pontos correspondem a valores mais baixos de proporção de vegetação (<50%, **Figura 10** e **Figura 11**). Isso é especialmente nítido para a bacia do rio Doce, indicando que esta bacia é relativamente mais impactada pela agricultura, pecuária e mineração, do que a bacia do rio São Francisco. Contudo, os valores mais elevados de diversidade da paisagem foram observados na bacia do rio Doce, apesar da baixa frequência, mas são locais onde se concentram diferentes usos do solo e tipos fitofisionômicos. Ademais, a área estudada da bacia do rio Doce é mais do que o dobro da área da bacia do rio São Francisco. Destaca-se que a bacia do rio São Francisco possui elevada distribuição de valores de diversidade da paisagem (**Figura 11**).

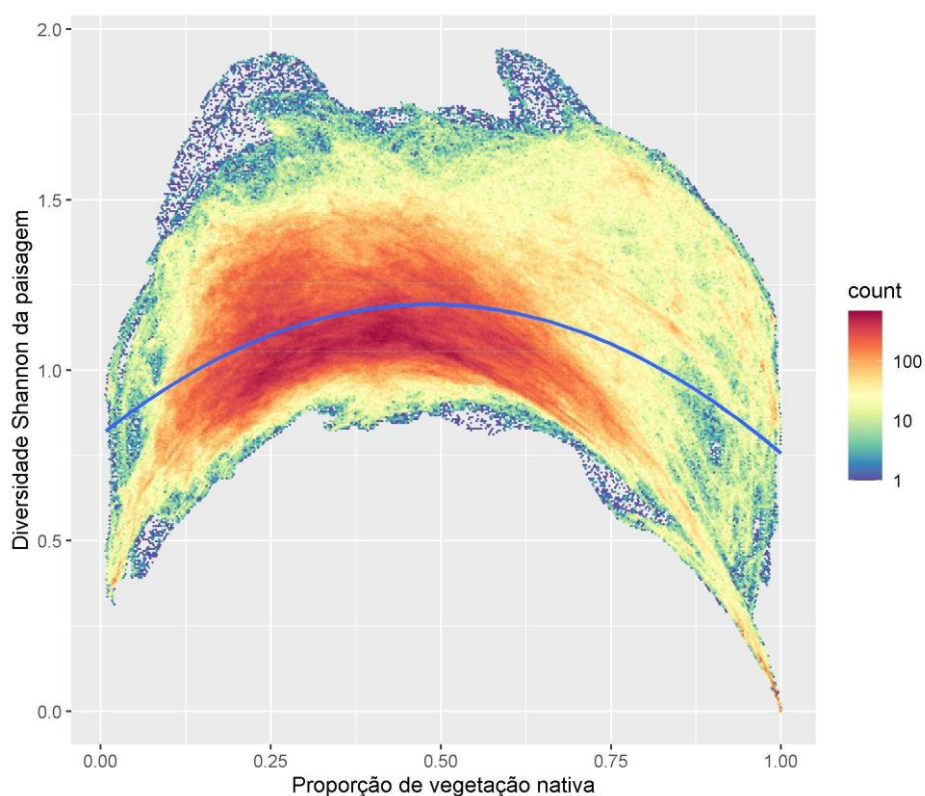


Figura 10. Gráfico de densidade da relação entre a proporção de vegetação nativa e a diversidade Shannon da paisagem para a bacia do rio Doce.

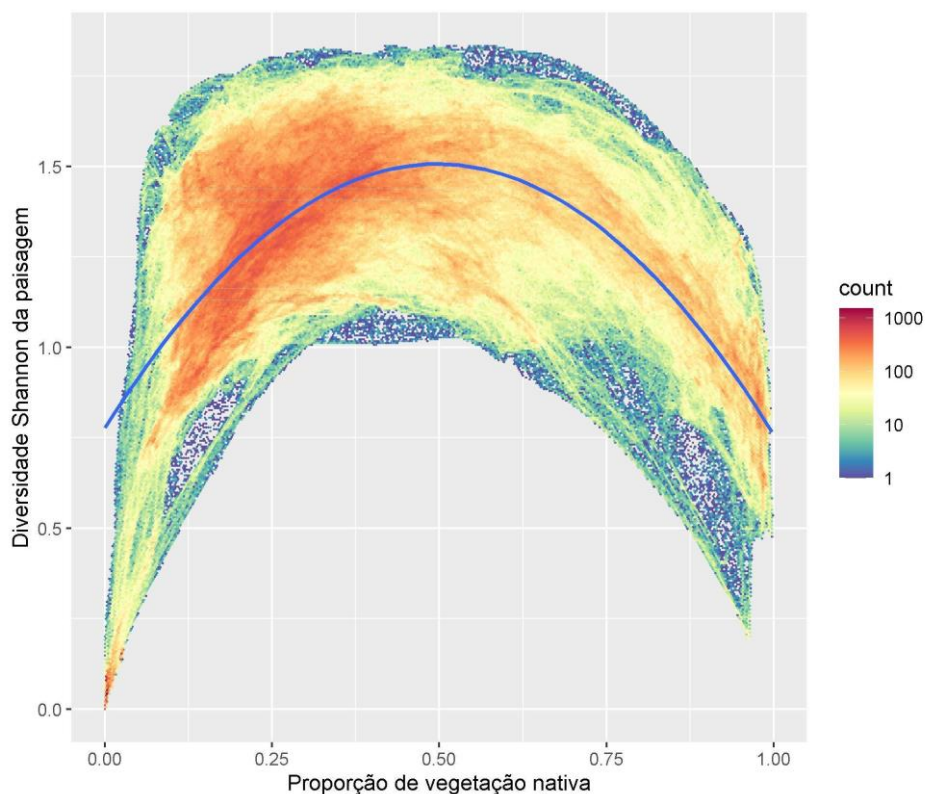


Figura 11. Gráfico de densidade da relação entre a proporção de vegetação nativa e a diversidade Shannon da paisagem para a bacia do rio São Francisco.

### 7.2.2. Bacia do rio Doce

#### 7.2.2.1. Proporção de habitat nativo

A análise da proporção de vegetação nativa, avaliada com *moving window* na escala de 2.790m de raio, revelou diferenças entre as sub-bacias do rio Doce. As sub-bacias do Piracicaba e Santo Antônio apresentam valores em geral superiores a 40% na maior parte de suas áreas e em toda a sua distribuição, enquanto que a sub-bacia do Piranga apresentou valores predominantemente inferiores a 40% de cobertura de vegetação nativa e de formações florestais (**Figura 12**).



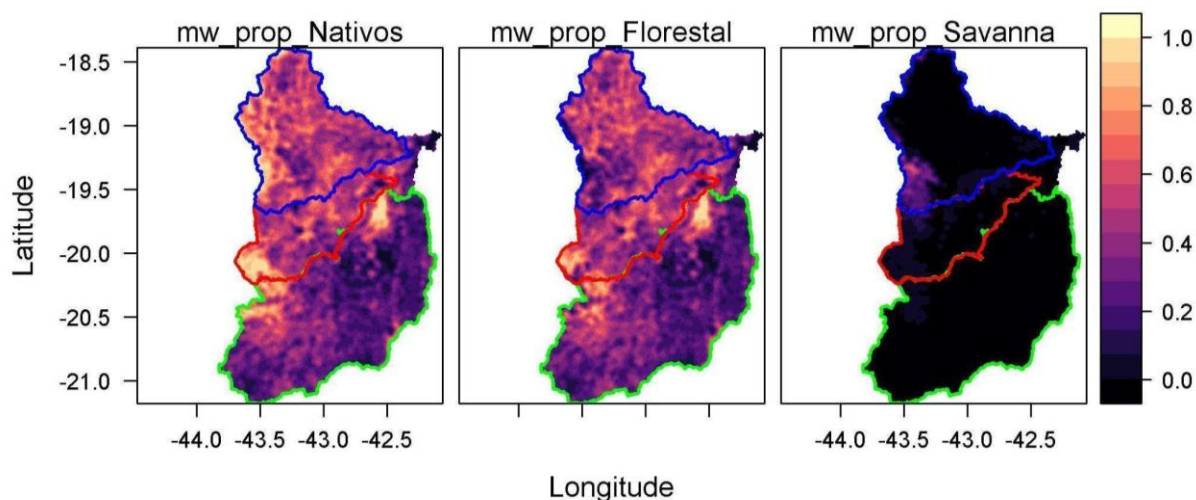


Figura 12. Mapas da variação na proporção total, florestal e natural aberta (campestre) de vegetação nativa, respectivamente, na bacia do rio Doce, calculadas com o *moving window* com raio de 2.790m; o gradiente de cores representa os valores de proporção; contorno azul representa os limites da sub-bacia do rio Santo Antônio; o contorno vermelho representa os limites da sub-bacia do rio Piracicaba; contorno verde representa o contorno da sub-bacia do rio Piranga.

#### 7.2.2.2. Heterogeneidade espacial

As três sub-bacias do rio Doce diferem relativamente pouco em relação à diversidade da paisagem calculada através do *moving window* no raio de 2.790 m (**Figura 13**). Os valores de diversidade da paisagem variaram predominantemente entre 1 e 1,5 na maior parte dos seus territórios.

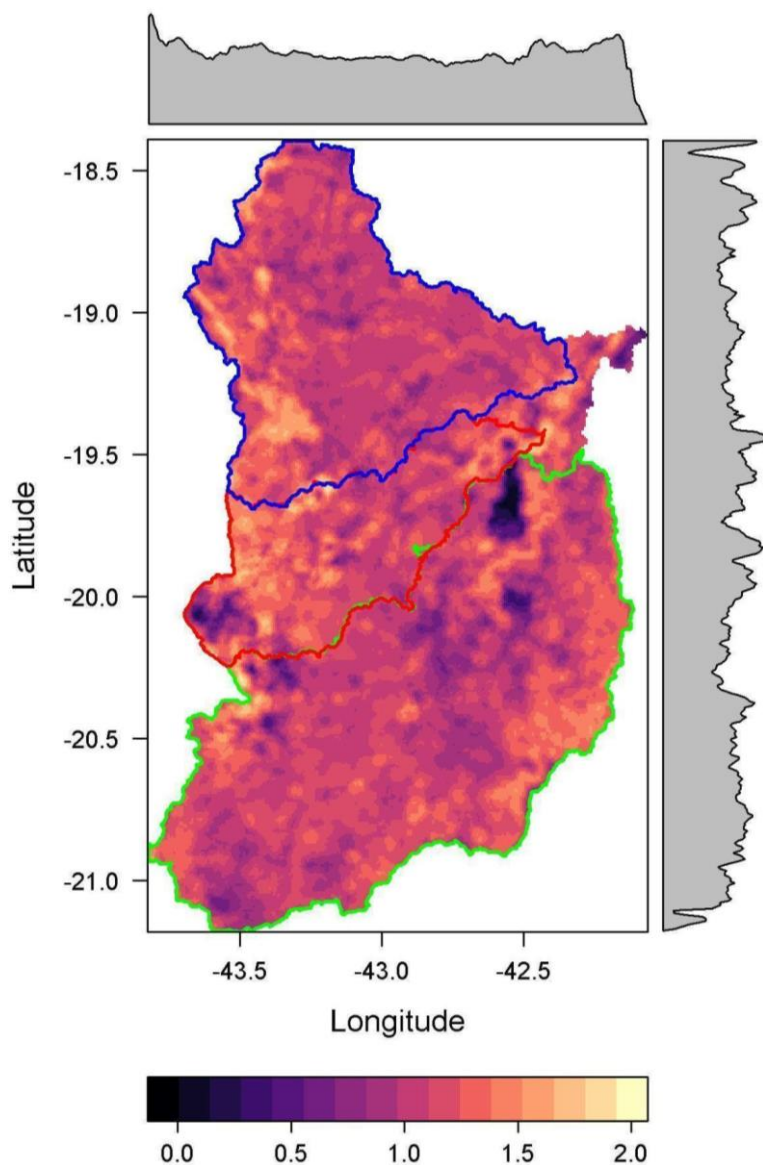


Figura 13. Mapa da distribuição de valores da diversidade Shannon da paisagem na bacia do rio Doce, calculada com o *moving window* com raio de 2.790m; o gradiente de cores representa os valores do índice de diversidade; as curvas em cinza nas laterais do mapa representam a variação da mediana dos valores de diversidade ao longo da região; contorno azul representa os limites da sub-bacia do rio Santo Antônio; o contorno vermelho representa os limites da sub-bacia do rio Piracicaba; contorno verde representa o contorno da sub-bacia do rio Piranga.



### 7.2.3. Sub-bacia do rio Piracicaba

Devido à demanda computacional para a caracterização dos parâmetros de conectividade da paisagem terrestre baseados na teoria dos grafos as análises de agrupamentos e modularidade foram realizadas ao nível de sub-bacia, enquanto que para o cálculo do IIC (índice integral de conectividade) foi feito um recorte de 10km no entorno da mancha de inundação da estrutura **Paracatu, Mina Fazendão**, com uma área de aproximadamente 4,14ha, como a área potencialmente afetada pelo eventual rompimento da estrutura e 34.174,49ha área de influência em ambiente terrestre (**Figura 14**).

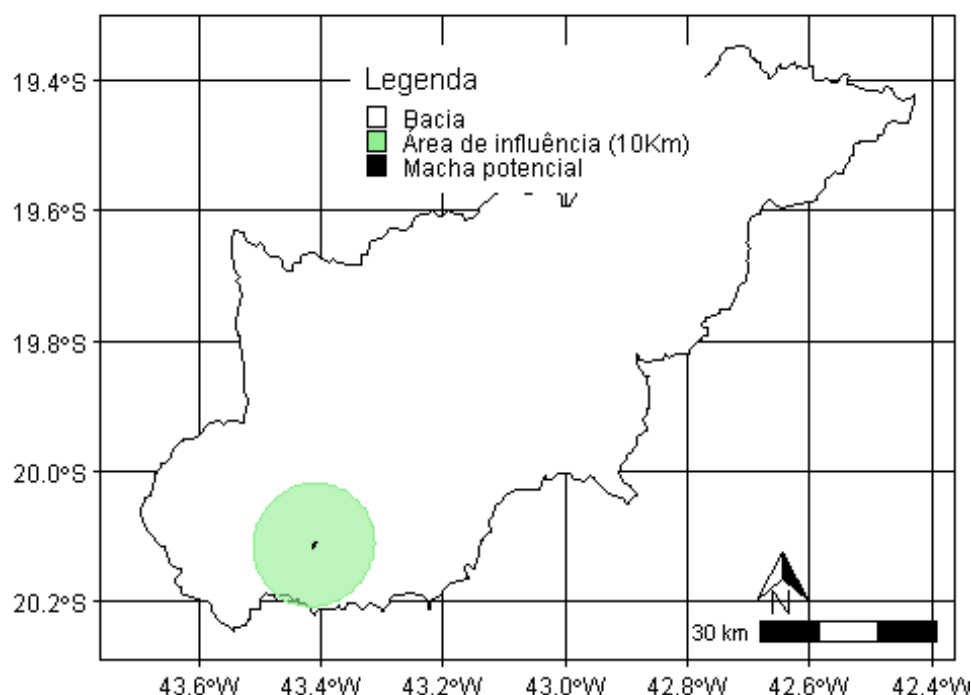


Figura 14. Área potencialmente afetada pelo eventual rompimento da estrutura Paracatu, situada na sub-bacia do rio Piracicaba.

#### 7.2.3.1. Estado de conservação do habitat nativo

De um modo geral a vegetação nativa na bacia do rio Piracicaba na região potencialmente afetada pelo eventual rompimento da estrutura **Paracatu, Mina Fazendão**, na sub-bacia do rio Piracicaba,

encontra-se em um estado de conservação bom, considerando que 49,80% da área total está na categoria fonte, a mais alto (**Tabela 8**) e 42,69% na categorial resiliente, proporção de vegetação nativa maior do que 30%. As regiões consideradas como degradadas, proporção de vegetação nativa inferior a 30%, correspondem a 7,51% (**Figura 15**).

Tabela 8. Estado de conservação da vegetação nativa na sub-bacia do rio Piracicaba, na região potencialmente afetada pelo eventual rompimento da barragem Paracatu, Mina Fazendão

Estado de Conservação	Área (km <sup>2</sup> )	Proporção (%)
Fonte	2808,95	49,80
Resiliente	2408,26	42,69
Degradada	423,87	7,51

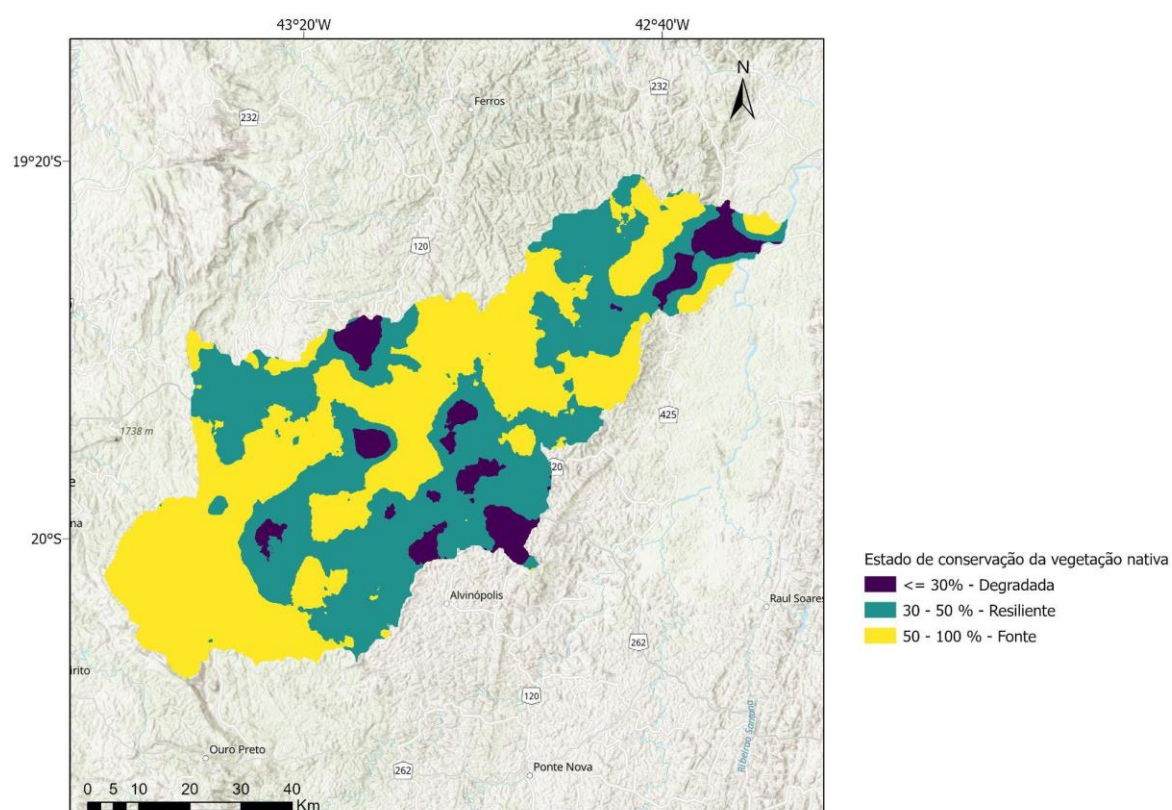


Figura 15. Mapa do estado de conservação da vegetação nativa na bacia do rio Piracicaba na região potencialmente afetada pelo eventual rompimento da barragem Paracatu.

### 7.2.3.2. Fragmentação das formações florestais e naturais abertas

Na bacia do rio Piracicaba, na região potencialmente afetada pelo eventual rompimento da estrutura **Paracatu, Mina Fazendão**, a cobertura florestal está dividida em 18.292 fragmentos (área total de 2.716,04km<sup>2</sup>). Contudo, apenas 4.556 (24,91%) destes fragmentos possuem uma área maior do que a linha de corte adotada para os estudos de conectividade (10.000m<sup>2</sup>). Estes fragmentos acumulam uma área total, 2.683,76km<sup>2</sup>, equivalente a 98,81% da cobertura de habitat nativos na sub-bacia. Esses valores denotam que apesar de em grande número, os fragmentos de tamanho particularmente reduzidos (< 10.000m<sup>2</sup>) correspondem a uma área muito reduzida da proporção de cobertura florestal na bacia do rio Piracicaba (**Figura 16**).

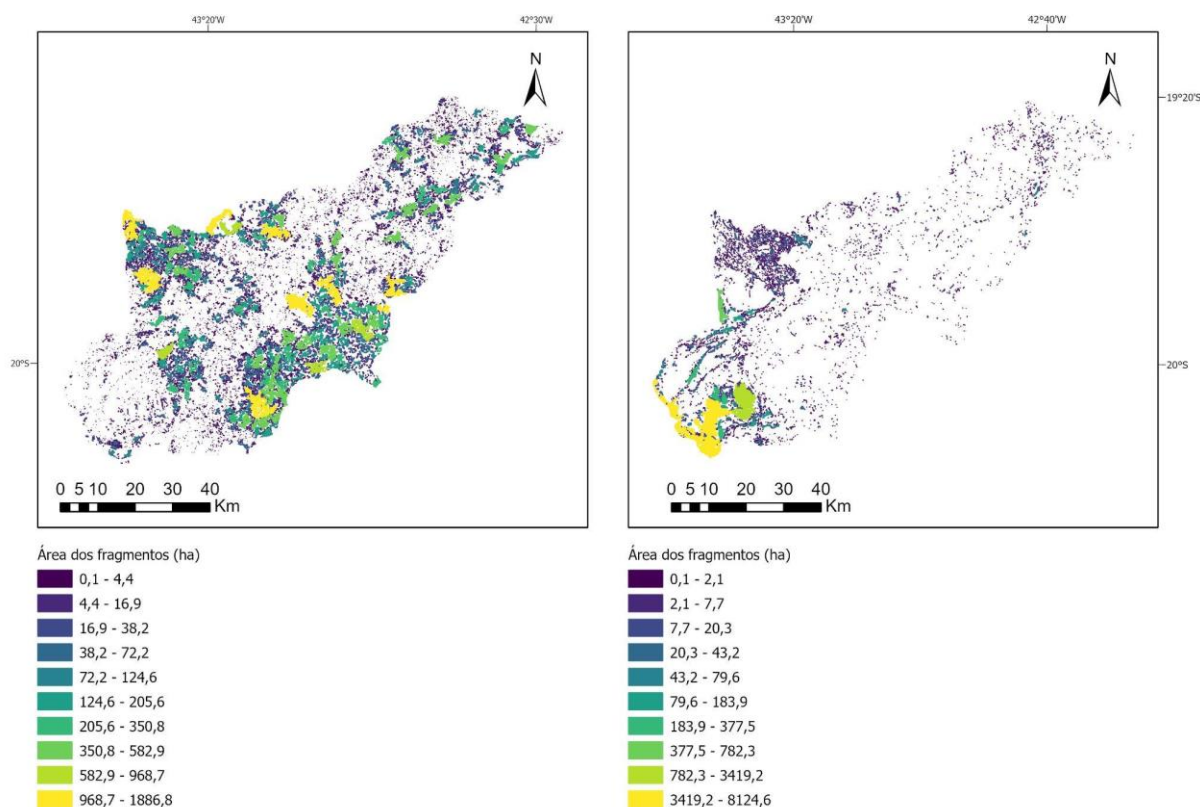


Figura 16. Fragmentos de vegetação nativa da formação florestal (esquerda) e natural aberta (direita) na região potencialmente afetada em eventual rompimento da estrutura Paracatu, na bacia do rio Piracicaba; as cores indicam classes de tamanho dos fragmentos (ha).

A área coberta por formações nativas campestres está dividida em 9.115 fragmentos (área total de 267,1km<sup>2</sup>). Contudo, apenas 2.494 (área total 246km<sup>2</sup>) possuem uma área maior do que a linha de corte adotada para os estudos de conectividade (10.000m<sup>2</sup>). Esses valores denotam que apesar de em grande número, os fragmentos de tamanho particularmente reduzidos (< 10.000m<sup>2</sup>) correspondem a uma área muito reduzida da proporção de cobertura florestal na bacia do rio Piracicaba (**Figura 16**).

### 7.2.3.3. Conectividade funcional dos fragmentos

A análise de conectividade através dos grafos de fragmentos de formação florestal mostrou que apenas 681 fragmentos se encontram completamente isolados e que a grande maioria dos fragmentos florestais (3.875, 85,05%) estão conectados a pelo menos um vizinho, ou seja, a menos de 120m do vizinho mais próximo. Estes fragmentos estão arranjados em 212 agrupamentos distintos, sendo que o maior agrupamento possui 3.142 fragmentos, ocupando uma área efetiva de 2.515,29km<sup>2</sup>, correspondendo a 93,72% da área total efetiva de formação florestal (**Figura 17**). Estes agrupamentos estão subdivididos em 253 módulos de fragmentos florestais, dentre os quais o maior agrega 377 fragmentos e possui uma área efetiva de 654,47km<sup>2</sup>, representando 24,39% da área efetiva de formação florestal total. Esses valores indicam que de um modo geral há uma boa conectividade entre os fragmentos florestais na bacia do rio Piracicaba.

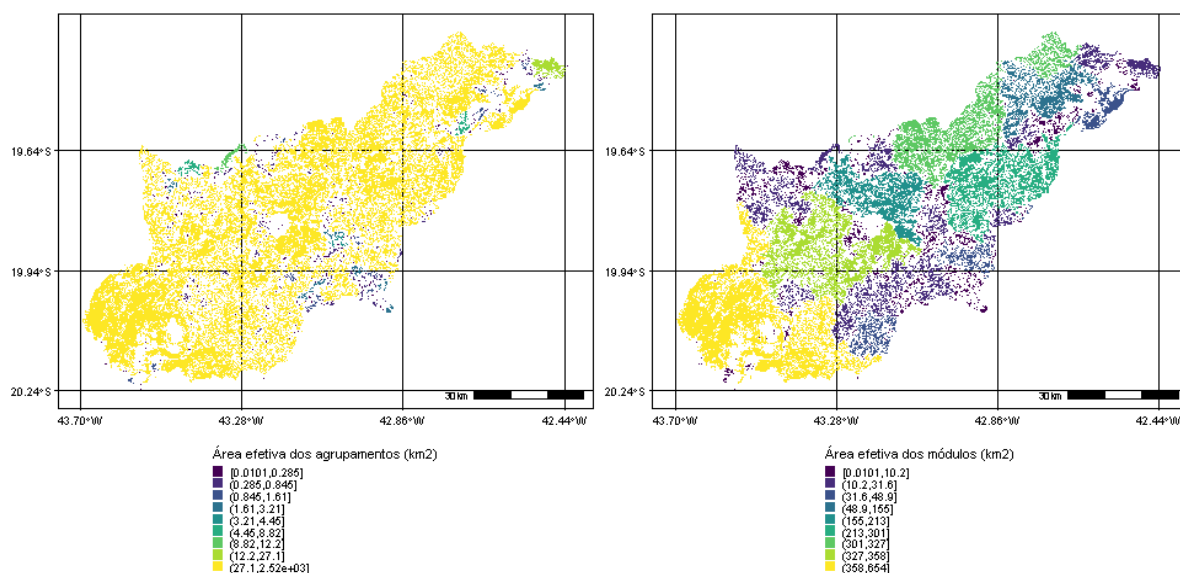


Figura 17. Agrupamentos (esquerda) e módulos (direita) dos grafos de fragmentos de formação florestal nativa na sub-bacia do rio Piracicaba; as cores indicam classes de área efetiva de cada agrupamento e módulo (km<sup>2</sup>).

A análise da conectividade dos fragmentos nativos de formação natural aberta mostrou que apenas 1.090 fragmentos se encontram completamente isolados e que a grande maioria dos fragmentos campestres (1.404, 56,30%) estão conectados a pelo menos um vizinho, ou seja, a menos de 320m de seus vizinhos mais próximos. Estes fragmentos estão arranjados em 379 agrupamentos distintos, sendo que o maior agrupamento detém 134 fragmentos, ocupando uma área efetiva de 136,14km<sup>2</sup>, correspondendo a 55,34% da área total efetiva de formação campestre (**Figura 18**). Estes agrupamentos estão subdivididos em 381 módulos de fragmentos campestres, dentre os quais o maior possui uma área efetiva de 89,73km<sup>2</sup>, representando 36,47% da área efetiva de formação nativa aberta total. Esses valores indicam que de um modo geral há uma baixa conectividade entre os fragmentos campestres na bacia do rio Piracicaba.

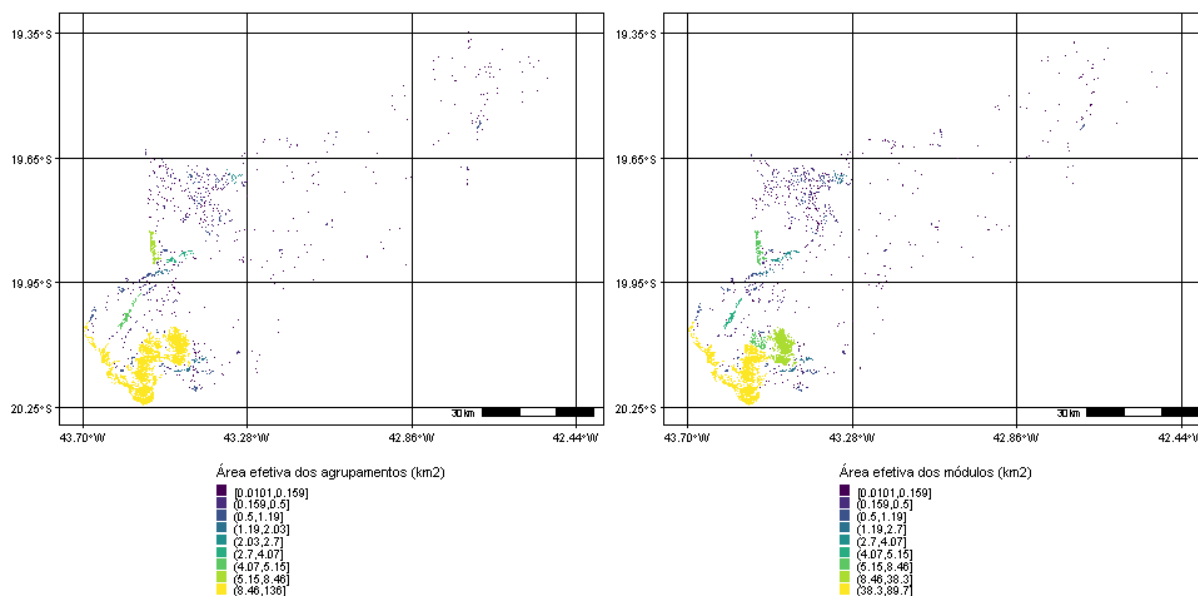


Figura 18. Agrupamentos (esquerda) e módulos (direita) dos grafos de fragmentos de vegetação nativa aberta na sub-bacia do rio Piracicaba; as cores indicam classes de tamanho área efetiva de cada agrupamento e módulo (km<sup>2</sup>).

Dos fragmentos de formação florestal para os quais foram obtidos valores de IIC 217 (99,54%) estão enquadrados na categoria de IIC muito baixo ( $IIC < 10$ ), nenhum na categoria baixo ( $20 > IIC > 10$ ), nenhum na categoria intermediário ( $30 > IIC > 20$ ), nenhum na categoria alto ( $40 > IIC > 30$ ), 01 (0,46%) na categoria muito alto ( $IIC < 40$ , **Figura 19**). Já para formação campestre, 259 (99,62%) estão enquadrados na categoria de IIC muito baixo ( $IIC < 10$ ), nenhum na categoria baixo ( $20 > IIC > 10$ ),

nenhum na categoria intermediário ( $30 < IIC < 40$ ), nenhum na categoria alto ( $40 < IIC < 30$ ) e 01 (0,38%) na categoria muito alto ( $IIC < 40$ , **Figura 19**).

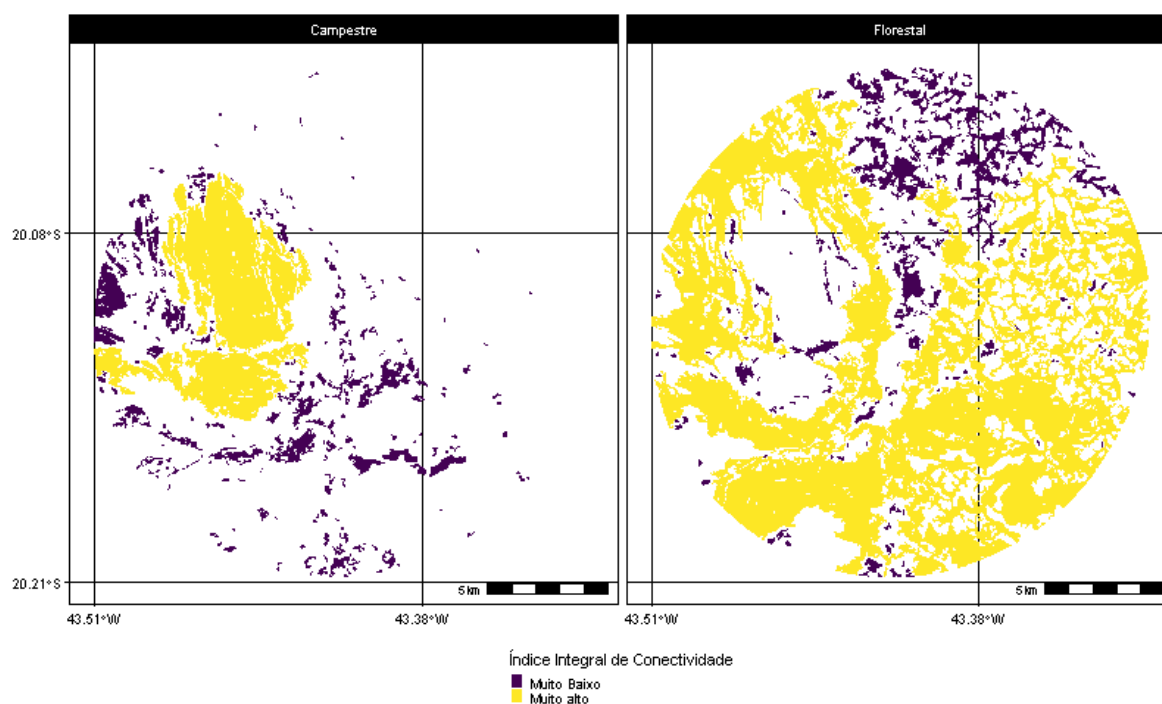


Figura 19. Índice integral de conectividade (IIC) dos fragmentos de vegetação nativa florestal (esquerda) e aberta (direita), considerando-se uma zona de 10km ao redor da potencial mancha de inundação decorrente do eventual rompimento da estrutura Paracatu, Mina Fazendão, na bacia do rio Piracicaba.

## 8. CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE AQUÁTICO DAS PAISAGENS

### 8.1. Cobertura e uso do solo das faixas ripárias

#### 8.1.1. Recorte macrorregional

Na macrorregião Doce-São Francisco aproximadamente 40% da faixa ripária de 100 m de cada margem de curso d'água encontra-se coberta por vegetação nativa, distribuídas em formações florestais (30,4%), formações campestres (4,4%), formações savânicas (3,5%), afloramentos rochosos (0,9%), campos alagados e áreas pantanosas (0,2%). As pastagens são a classe de maior cobertura (34,8%) e o mosaico agricultura-pastagem cobre outros 18,8% (**Tabela 9**).

Tabela 9. Uso e cobertura do solo na faixa ripária da macrorregião Doce-São Francisco

Classe	Proporção (%)
Pastagem	34,8
Formação florestal	30,4
Mosaico de Agricultura e Pastagem	18,8
Formação campestre	4,4
Formação Savânica	3,5
Silvicultura	2,6
Área urbanizada	1,8
Afloramento rochoso	0,9
Rios	0,6
Café	0,5
Outras lavouras temporárias	0,4
Outras áreas não vegetadas	0,3
Mineração	0,3
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,2
Soja	< 0,1

#### 8.1.2. Bacia do rio Doce

Na bacia do rio Doce, a faixa ripária de 100m encontra-se 36,9% coberta por vegetação nativa, sendo 30,3% de formações florestais, 3,0% de formações campestres, 2,8% de formações savânicas, 0,7% de afloramentos rochosos e campos alagados e áreas pantanosas cobrem 0,1%. As pastagens cobrem quase 40% da área e o mosaico agricultura-pastagem outros 17,8% (**Tabela 10**).



Tabela 10. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Doce.

Classe	Proporção (%)
Pastagem	38,3
Formação Florestal	30,3
Mosaico de Agricultura e Pastagem	17,8
Silvicultura	3,2
Formação campestre	3,0
Formação Savânica	2,8
Área urbanizada	0,8
Afloramento rochoso	0,7
Rios	0,7
Café	0,6
Outras áreas não vegetadas	0,4
Outras lavouras temporárias	0,3
Mineração	0,2
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,1
Soja	0,0

### 8.1.3. Sub-bacias do rio Doce

Na bacia do rio Piranga (CBH DO1) pouco mais de um terço da faixa ripária de 100 m encontra-se coberta por classes nativas, distribuídas entre formações florestais (30,8%), formações campestres (3%), formações savânicas (2%) e afloramentos rochosos (0,7%). Pouco mais da metade da área é coberta por pastagens e pelo mosaico agricultura-pastagem (respectivamente, 39,6% e 16,8%, **Tabela 11**).

Tabela 11. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Piranga

Classe	Proporção (%)
Pastagem	39,6
Formação florestal	30,8
Mosaico de Agricultura e Pastagem	16,8
Formação campestre	3,0
Silvicultura	2,9
Formação savânica	2,0
Área urbanizada	1,2
Café	0,9



Classe	Proporção (%)
Afloramento rochoso	0,7
Rios	0,7
Outras lavouras temporárias	0,4
Mineração	0,4
Outras áreas não vegetadas	0,1
Campo Alagado e Área Pantanosa	< 0,1

Na bacia do rio Piracicaba (CBH DO2) a faixa ripária considerada apresenta aproximadamente 45% de cobertura nativa, sendo as formações florestais as dominantes (41,8%), seguidas das formações campestres (1,1%), savânicas (0,5%) e afloramentos rochosos (1,1%). Pastagens (31,7%) e o mosaico agricultura-pastagem (13%) cobrem outros 45% da faixa ripária (**Tabela 12**).

Tabela 12. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Piracicaba

Classe	Proporção (%)
Formação florestal	41,8
Pastagem	31,7
Mosaico de Agricultura e Pastagem	13
Silvicultura	6,3
Área urbanizada	1,8
Rios	1,5
Formação campestre	1,1
Afloramento rochoso	1,1
Mineração	0,8
Formação savânica	0,5
Outras áreas não vegetadas	0,2
Café	0,1
Campo Alagado e Área Pantanosa	< 0,1
Outras lavouras temporárias	< 0,1

Na bacia do rio Santo Antônio (CBH DO3) a faixa ripária apresenta 46,7% de cobertura nativa, sendo as formações florestais as dominantes (41,3%). As pastagens e o mosaico agricultura-pastagem cobrem outros cerca de 44% (**Tabela 13**).

Tabela 13. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Santo Antônio

Classe	Proporção (%)
Formação florestal	41,3
Pastagem	28,0
Mosaico de Agricultura e Pastagem	15,9
Silvicultura	7,1
Formação savânica	2,3
Formação campestre	1,9
Área urbanizada	1,3
Afloramento rochoso	1,1
Rios	0,7
Outras áreas não vegetadas	0,3
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,1
Mineração	0,1
Café	< 0,1
Outras lavouras temporárias	< 0,1

No trecho da bacia do rio Caratinga (CBH DO5) considerado no estudo a faixa ripária apresenta 34,7% de cobertura nativa, sendo as formações florestais as dominantes (33,9%). As pastagens e o mosaico agricultura-pastagem cobrem outros 54,9% (**Tabela 14**).

Tabela 14. Uso e cobertura do solo na faixa ripária na bacia do rio Caratinga, no trecho considerado para o estudo

Classe	Proporção (%)
Pastagem	35,2
Formação florestal	33,9
Mosaico de Agricultura e Pastagem	15,9
Rios	6,1
Silvicultura	3,3
Área urbanizada	0,9
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,4
Formação savânica	0,2
Formação campestre	0,2
Outras áreas não vegetadas	0,2
Afloramento rochoso	< 0,1
Café	< 0,1

## 8.2. Barramentos Na Malha Hidrográfica Da Área De Estudo

### 8.2.1. Macrorregião de estudo

A macrorregião Doce-São Francisco possui um total de 422 barramentos (ver **Tabela 15**), que estão divididos em barragens de rejeito (306) e empreendimentos geradores de hidroeletricidade (116). Os empreendimentos geradores de energia se dividem em 21 Usinas Hidrelétricas (UHE), 65 Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) e 30 Centrais Geradoras Hidrelétricas (CGH).

### 8.2.2. Bacias dos rios Doce e São Francisco

A bacia do rio Doce possui um total de 210 barramentos (ver **Tabela 15**), que estão divididos em Barragens de rejeito (116) e Empreendimentos hidrelétricos (94). Os empreendimentos hidrelétricos se dividem em 20 UHEs, 52 PCHs e 22 CGHs.

A bacia do rio São Francisco possui um total de 212 barramentos (ver **Tabela 15**), que estão divididos em barragens de rejeito (190) e empreendimentos hidrelétricos (22). Os empreendimentos hidrelétricos são 01 UHE, 13 PCHs e 08 CGHs.

Tabela 15. Número de barramentos dentro da área de estudo.

Escala	Rejeito	UHE	PCH	CGH	Total
Macrorregião	306	21	65	30	422
Doce	116	20	52	22	210
São Francisco	190	1	13	8	212

### 8.2.3. Sub-bacias do rio Doce

As sub-bacias do rio Piranga (CBH DO1) e do rio Piracicaba (CBH DO2) possuem um número similar de barramentos, respectivamente 84 e 85 barramentos (ver **Tabela 16**). No Piranga predominam os empreendimentos hidrelétricos, sendo 11 UHEs, 24 PCHs e 20 CGHs, além de 29 barragens de rejeito. Já na bacia do Piracicaba há o predomínio das barragens de rejeito (70), além de 15 empreendimentos hidrelétricos, sendo estes 05 UHEs, 09 PCHs e 01 CGHs. A bacia do rio Santo Antônio (CBH DO3) possui um número menor de barramentos, ao todo são 40 (ver **Tabela 16**), divididos em 17 barragens de rejeito e 23 empreendimentos hidrelétricos, sendo 3 UHEs, 19 PCHs e

uma CGH. O trecho da bacia do rio Caratinga (CBH DO5) considerado no estudo apresenta apenas 01 UHE.

Tabela 16. Número de barramentos dentro das sub-bacias da área de estudo.

Bacia	Sub-bacia	Rejeito	UHE	PCH	CGH	Total
Doce	Piranga	29	11	24	20	84
	Piracicaba	70	5	9	1	85
	Santo Antônio	17	3	19	1	40
	Caratinga	0	1	0	0	1
São Francisco	Paraopeba	106	0	3	0	109
	Velhas	84	1	10	8	103

### 8.3. Conectividade hídrica e proporção de rios de livre curso da paisagem

#### 8.3.1. Bacias dos rios Doce e São Francisco

Quando a conectividade fluvial das duas bacias é considerada em macro-escala, nota-se uma variância maior do índice de status de conectividade (CSI) na bacia do rio Doce, onde o CSI variou de 25,64 a 100 (média = 98,13; desvio padrão = 6,64), com concentração dos menores valores de conectividade nos canais dos rios principais das sub-bacias (**Figura 20**), sendo o DOF o principal fator de pressão, afetando 10,6% dos trechos de rios e riachos da bacia, seguido por URB (6,8%), DOR e SED juntos afetam menos de 2% dos trechos da bacia. Já na bacia do rio São Francisco a variação foi menor do que aquela identificada para o Doce, com o CSI variando entre 29,53 e 100 (média = 98,49; desvio padrão = 5,74), sendo o URB o principal fator de pressão, afetando 14,4% dos trechos de rios e riachos da bacia, seguido por DOF e SED (4,8% cada) e DOR (3%). Na bacia do rio Doce, 46,8% dos trechos de rios ainda correm livremente (CSI = 100), enquanto apenas 28,6% dos trechos de rio da bacia do rio São Francisco são livres de interrupções de conectividade.

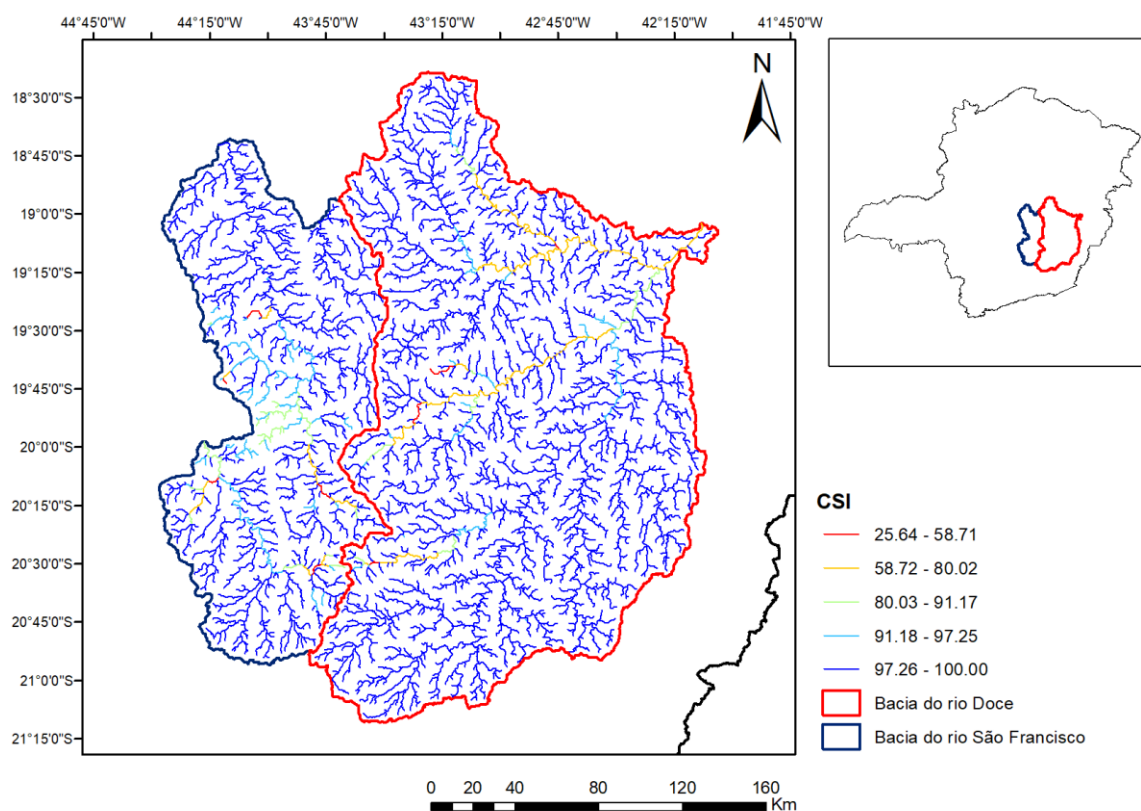


Figura 20. Status de conectividade regional das drenagens da área de estudo.

### 8.3.2. Sub-bacias do rio Doce

Descendo para as sub-bacias pertencentes à bacia do Rio Doce, é possível detectar dois padrões distintos (**Figura 21**). Na bacia do rio Piranga o principal fator de pressão foi URB, afetando 6,6% dos trechos de rios e riachos da bacia, seguido por DOF (3,6%) e SED (2,5%), e 35,5% dos trechos de rios ainda correm livremente na bacia. Na bacia do rio Piracicaba o principal fator de pressão foi DOF, afetando 17,4 % dos trechos de rios e riachos da bacia, seguido por URB (6,6%), um padrão muito similar ao encontrado na bacia do rio Santo Antônio, onde o principal fator de pressão foi DOF, afetando 11,8 % dos trechos de rios e riachos da bacia, seguido por URB (2,3%). Nas bacias dos rios Piracicaba e Santo Antônio, respectivamente, 34,3% e 49,9% dos trechos de rios ainda correm livremente na bacia. No trecho da bacia do rio Caratinga aqui analisado, o principal fator de pressão foi DOF, afetando 32,9% dos trechos de rios e riachos da bacia, seguido por URB (16,2%), e 21,9% dos

trechos de rios ainda correm livremente nessa parte da bacia.

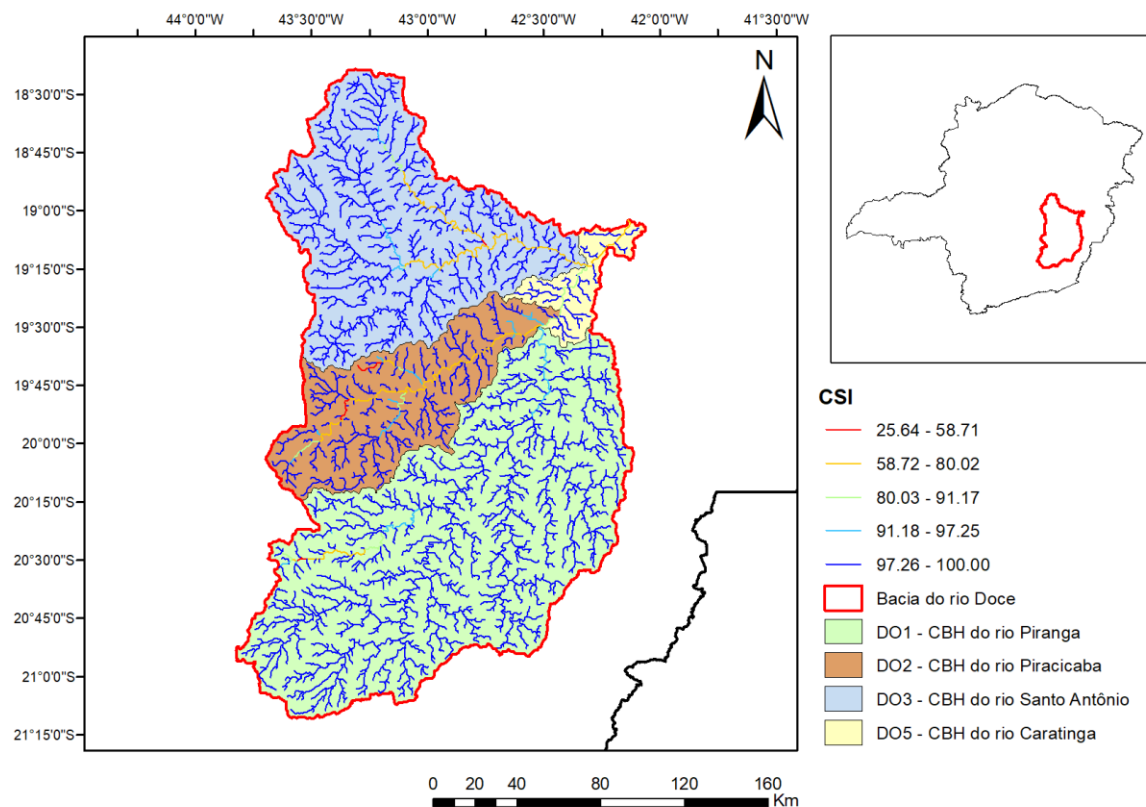


Figura 21. Status de conectividade regional da bacia do rio Doce.

## 9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A caracterização da conectividade de ambientes terrestres e aquáticos em alta resolução espacial (i.e., o tamanho do pixel, ou granulação da imagem utilizada) e para grandes extensões territoriais requer um esforço elevado no que se refere à produção de materiais prévios às análises, como mapeamentos e classificações geo-referenciadas da área de estudo. Neste contexto, o desenvolvimento do produto está sujeito a uma enorme demanda computacional, associada ao tempo de processamento dos inúmeros cálculos que são realizados para se obter os resultados necessários para uma análise consistente da conectividade.

Diante do exposto, neste documento são apresentados os resultados parciais do produto, em nível de bacia hidrográfica. Os resultados finais sobre a conectividade terrestre e hídrica para as escalas locais e de sub-bacia ainda estão sendo processados e serão devidamente apresentados futuramente em um relatório final. Nesse sentido, serão apresentadas as análises finais para a linha de base da conectividade terrestre (IIC) e hídrica (CSI) em escala local (i.e., das manchas de inundação e seu entorno, e com alta resolução), assim como dos potenciais impactos da ruptura da barragem **Paracatu, Mina Fazendão**, para a conectividade. Ademais, todas as figuras envolvendo mapeamentos da área de estudo serão apresentadas em maior detalhe e resolução.

## 10. EQUIPE TÉCNICA

Responsabilidade Técnica		
Sandra Elisa Favorito Raimo	Bióloga	CRBio: 10513/01-D
		IBAMA: 521629
Gerente do Projeto		
Beatriz Leite	Bióloga	CRBio: 064095/01-D
		IBAMA: 3582989
Coordenação Técnica Geral		
Tatiana Pavão	Bióloga	CRBio: 064058/01-D
		IBAMA: 2700696
Coordenação Técnica Temática		
Francisco Rollo	Gestor ambiental	-
		IBAMA: 4879238
Pedro Amoni	Geógrafo	CREA-MG: 178.804-D
		IBAMA: 7365255
Equipe de Apoio à Coordenação Técnica		
Gabriel Lourenço Brejão	Biólogo	CRBio: 094264/01-D
Marcelo Awade	Biólogo	CRBio: 68896/01-D
		-
Equipe Técnica		
Marco Silveira	Biólogo	CRBio: 51121/01-D
		IBAMA: 4886623
Raisa Costa		
		IBAMA: 8004046
Coordenação Operacional		
Gregório Menezes	Biólogo	CRBio: 68.675/01-D
		-
Leonardo Mendonça	Geógrafo	CREA: 506331363
		IBAMA: 2791618



## 11. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

ANDRÉN, H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.

CARRANZA, M.L., D'ALESSANDRO, E., SAURA, S., & Loy, A. Connectivity providers for semi-aquatic vertebrates: the case of the endangered otter in Italy. *Landscape Ecology*, v.27, p.281-290, 2011.

COULON, A., COSSON, J.F., ANGIBAULT, J.M., CARGNELUTTI, B., GALAN, M., MORELLET, N., PETIT, E., AULAGNIER, S. & HEWISON, A.J.M. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology*, v.13, p.2841– 2850, 2004.

CSÁRDI, G., NEPUSZ, T., & AIROLDI, E. M. (2016). Statistical network analysis with igraph.

DALA-CORTE, R. B., MELO, A. S., SIQUEIRA T., *et al.* Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, v.54, p.1391-1402, 2020.

DALE, M.R.T. & M.J. FORTIN. From Graphs to Spatial Graphs. *Annual Review of Ecology*, v.41, p.21-38, 2010.

DELSOL, R., LOREAU, M. & HAEGEMAN, B. The relationship between the spatial scaling of biodiversity and ecosystem stability. *Global Ecology and Biogeography*, v.27, n. 4, p. 439-449, 2018.

DUNNING, J. B., DANIELSON, B. J. & PULLIAM, H. P. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, v. , p. 169-175, 1992.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v. 34, n.1. p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L. *et al.* Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters* v. 14, n.2, p. 101-112, 2011.

FAHRIG, L. Just a hypothesis: a reply to Hanski. *Journal of Biogeography*, v.42, n.5, p. 993-994, 2015.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, v. 40, n.9, p. 1649-1663, 2013.

FALL, A., FORTIN, MJ., MANSEAU, M. *et al.* Spatial Graphs: Principles and Applications for Habitat Connectivity. *Ecosystems*, v.10, p.448-461, 2007.

FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, v.16, p. 265-280, 2007.

GRILL, G., LEHNER, B., THIEME, M. *et al.* Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, v. 569, p. 215–221, 2019.

GONZALEZ, A. *et al.* Scaling-up biodiversity-ecosystem functioning research. *Ecology Letters*, v.23, n.4, p. 757-776, 2020.

HANSKI, I. & GILPIN, M. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, v.42, p.3-16, 1991.

HANSKI, I., SCHULZ, T., WONG, S. *et al.* Ecological and genetic basis of metapopulation persistence of the Glanville fritillary butterfly in fragmented landscapes. *Nature Communications*, v.8, p. 1-11, 2017.

HOOPER, D. U. *et al.* A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* v.486, n.7401, p. 105-108, 2012.

LOREAU, M., MOUQUET, N. & GONZALEZ, A. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.100, n.22, p. 12765-12770, 2003.

MARTENSEN, A.C., RIBEIRO, M.C., BANKS-LEITE, C., PRADO, P.I. & METZGER, J.P. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conservation Biology*, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 2012.

GPRH - Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos da UFV, IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. (2012). Estudo de regionalização de vazão para o aprimoramento do processo de outorga no Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: IGAM. 415p.

McGARIGAL, K., MARKS, B.J. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, 122p. 1995.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? Biotaneotropica, v. 1, n. 1-2, p. 1–9, 2001.

MITCHELL, M.E., BENNETT, E. & GONZALEZ, A. Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. Ecosystems, v.16, p.894– 908, 2013.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA – MME 2007. Manual de Inventário Hidroelétrico de Bacias Hidrográficas. Cepel, Rio de Janeiro, 684 p.

MOILANEN, A. & NIEMINEN, M. Simple connectivity measures in spatial ecology. Ecology, v. 83, p. 1131–1145, 2002.

MÖNKKÖNEN, M. & REUNANEN, P. On Critical Thresholds in Landscape Connectivity: A Management Perspective. Oikos, v.84, n.2, p.302-305, 1999.

PARDINI, R., BUENO, A.A., GARDNER, T.A., PRADO, P.I. & METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. PLOS One, v. 5, n. 10, e13666, 2010.

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, v. 21, p. 959–967, 2006.

PERTERSON, E.E. et. al. Modelling dendritic ecological networks in space: an integrated network perspective. Ecology Letters, v.16, p.707-719, 2013

PRINGLE, C. Hydrologic connectivity: a neglected dimension of conservation biology. In: CROOKS, K.R. & SANJAYAN, M. (Eds.) Connectivity conservation. Cambridge University Press, Reino Unido. p. 233-254, 2006.

PRINGLE, C. The need for a more predictive understanding of hydrologic connectivity. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 13, p. 467-471, 2003.

RAYFIELD, B., FORTIN, M.J. & FALL, A. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology*, v.92, p.847– 858, 2011.

RODRIGUEZ-ITURBE, I., MUNEEPEERAKUL, R., BERTUZZO, E., LEVIN, S. A. & Rinaldo, A. River networks as ecological corridors: A complex systems perspective for integrating hydrologic, geomorphologic, and ecologic dynamics, *Water Resources Research*, v.45, p.1-22, 2009.

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. *Landscape and Urban Planning*, v. 83, p. 91–103, 2007.

SOUZA, C.M., *et al.* Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. *Remote Sensing* 12.17 (2020): 2735.

STEIN, A., GERSTNER, K. & KREFT, H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters* v.17, n.7, p. 866-880, 2014.

STEIN, A. *et al.* Differential effects of environmental heterogeneity on global mammal species richness. *Global Ecology and Biogeography*, v.24, n.9, p. 1072-1083, 2015.

STEIN, A. & Kreft, H. Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. *Biological Reviews*, v.90, n.3, p. 815-836, 2015.

TAMBOSI, L.R., MARTENSEN, A.C., RIBEIRO, M.C. & METZGER, J.P. Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica. Capítulo II. Mapeamentos para a Conservação e Recuperação da Biodiversidade na Mata Atlântica Brasileira. Pp 33-85, 2013.

TAMBOSI, L.R., MARTENSEN, A.C., RIBEIRO, M.C. & METZGER, J.P. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology*, v. 22, n. 2, p. 169-177, 2014.

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

TISCHENDORF, L., BENDER D.J. & FAHRIG, F. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology*, v. 18, p. 41–50, 2003.

TREEP, J., de JAGER, M., BARTUMEUS, F. & SOONS, M.B. Seed dispersal as a search strategy: dynamic and fragmented landscapes select for multi-scale movement strategies in plants. *Movement ecology*, V. 9, p.1-14, 2021.

TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. (Eds.) *Introduction to landscape ecology and scale: landscape ecology in theory and practice*. Springer, New York, NY, 2015.

URBAN, D. & KEITT, T. Landscape connectivity: a graph–theoretic perspective. *Ecology*, v. 82, p. 1205–1218, 2001.

WILSON, M. C., *et al.* Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. v. , p. 219-227, 2016.

URBAN, D.L., MINOR, E.S., TREML, E.A. & SCHICK, R.S. Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, v.12, p.260-273, 2009.

WITH, K.A. & CRIST, T.O. Critical Thresholds in Species' Responses to Landscape Structure. *Ecology*, v.76, p.2446-2459, 1995.

WITH, K. A., GARDNER, R. H., & TURNER, M. G. Landscape Connectivity and Population Distributions in Heterogeneous Environments. *Oikos*, v.78, n.1, p.151–169, 1997.

## **ANEXO I. ANOTAÇÃO DE RESPONSABILIDADE TÉCNICA (ART)**