



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS  
CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**CÉZAR AUGUSTO REIS DA FONSECA BORGES**

**O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO INSULAR NA PAISAGEM E  
COMUNIDADE ARBÓREA EM ILHAS NA AMAZÔNIA**

**BELÉM-PA  
MAIO – 2013**

**CÉZAR AUGUSTO REIS DA FONSECA BORGES**

**O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO INSULAR NA PAISAGEM E  
COMUNIDADE ARBÓREA EM ILHAS NA AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em convênio com o Museu Paraense Emílio Goeldi e EMBRAPA-Amazônia Oriental, para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Sócio-Ambientais.

Orientador: Dr. Leandro Valle Ferreira

**BELÉM-PA  
MAIO – 2013**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Sistema de Bibliotecas da UFPA

---

B732e Borges, César Augusto Reis da Fonseca

O Efeito da fragmentação insular na paisagem e comunidade arbórea em ilhas na Amazônia / César Augusto Reis da Fonseca Borges; Orientador: Leandro Valle Ferreira - 2013.

117 f.; il

Dissertação (mestrado em ciências ambientais) – Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emilio Goeldi e EMBRAPA, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Belém, 2013.

1. Ecologia de paisagem - Amazônia. 2. Fragmentação do habitat. 3. Efeito de borda. 4. Conservação. I. Ferreira, Leandro Valle, *orient.* II. Universidade Federal do Pará. II.. Título.

CDD 22<sup>o</sup> ed.: 577.09811

---

CÉZAR AUGUSTO REIS DA FONSECA BORGES

**O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO INSULAR NA PAISAGEM E  
COMUNIDADE ARBÓREA EM ILHAS NA AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em convênio com o Museu Paraense Emílio Goeldi e EMBRAPA-Amazônia Oriental, para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

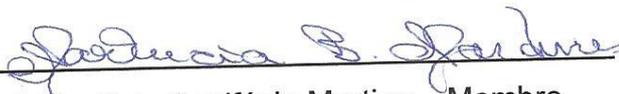
Data da defesa: \_\_\_\_\_

Conceito: \_\_\_\_\_

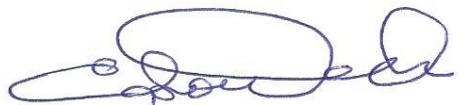
Banca examinadora:



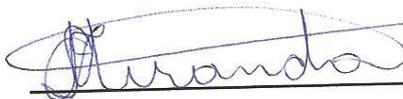
Prof. Leandro Valle Ferreira - Orientador  
Doutor em Ecologia  
Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG)



Prof. Marlúcia Bonifácio Martins – Membro  
Doutora em Ecologia  
Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG)



Prof. Edson José Paulino da Rocha – Membro  
Doutor em Meteorologia  
Universidade Federal do Pará (UFPA)



Profa. Izildinha de Souza Miranda -- Membro Externo  
Doutora em Botânica  
Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)

*Esta dissertação é dedicada com todo amor e carinho aos meus pais (Vera Fonseca e Raimundo Borges), que sempre proporcionaram condições confortáveis para a realização dos estudos, além da benção e honra de tê-los como pais.*

**AMO VOCÊS ETERNAMENTE!!!**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a DEUS, por ter me proporcionado a benção de realizar este mestrado, com aprendizados, superações, alegrias que caracterizaram este período de estudo, sempre sob sua orientação. Sem a presença e o amor deste DEUS maravilhoso, nada teria acontecido de forma perfeita.

Aos meus pais, que também são uma benção divina, que me conduzem pelos caminhos da vida com princípios, honestidade, caráter e amor que sempre foram difundidos por eles em minha história. Obrigado pelo apoio, sacrifício, dedicação, companheirismo, amizade, amor, felicidade de tê-los diariamente em minha vida, fazendo dela um momento cada vez mais feliz.

A minha namorada (Aline), pelo carinho e dedicação, que foram essenciais nesta jornada, tornando-a mais confortável e alegre dia após dia.

A minha tia (Cristina), pelos diálogos e amizade que sempre foram edificantes, baseados na palavra de DEUS, que me orientam a seguir a vida de modo mais próximo do PAI.

Ao Dr. Leandro Ferreira, por ter me orientado desde a graduação na carreira científica, tendo confiança em mim para realizarmos esta pesquisa, além da amizade e respeito que sempre estiveram presentes em nossos diálogos.

Aos professores, que colaboraram para a realização deste trabalho, com sugestões e ensinamentos válidos para o melhor desempenho da pesquisa, com destaque para a Dr<sup>a</sup>. Izildinha Miranda e Dr. Mário Jardim.

A todos, que me ajudaram por email e/ou presencialmente nos momentos de dúvidas e curiosidade científica.

Aos amigos de turma, Marina, Alberto, Gisele e Rommel que contribuíram para descontração das aulas, além dos momentos de diversão.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, por ter concedido o apoio financeiro para me dedicar integralmente a este estudo.

Ao Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e Universidade Federal do Pará (UFPA – Instituto de Geociências) por oferecerem condições estruturais estudos.

Porque dele e por ele, e para ele  
(DEUS), são todas as coisas; Glória  
pois a ele eternamente. Amém.

ROMANOS 11(36)

## RESUMO

A construção de usinas hidrelétricas tem sido um novo vetor de fragmentação florestal no globo, sobretudo na Amazônia, que possui várias barragens em fase de construção atualmente, além das planejadas. A formação de reservatórios em usinas hidrelétricas proporciona paisagens fragmentadas, com a criação de ilhas artificiais (fragmentos), que possuem a peculiaridade de estarem cercada por uma matriz mais resistente para a maioria das espécies, diferente dos fragmentos terrestres, tendo um efeito direto na redução da biodiversidade. Esta pesquisa buscou avaliar a paisagem insular do Lago de Tucuruí, por meio da quantificação da estrutura da paisagem, como subsídio para implicações de conservação. Concomitantemente, avaliou-se os efeitos da fragmentação insular sobre a comunidade arbórea, através da estrutura da paisagem e efeito de borda, ambos têm sido um dos processos ecológicos mais impactantes na diversidade biológica em paisagens fragmentadas. Os resultados indicaram o arranjo espacial pode ser uma abordagem utilizada para os mecanismos de conservação em barragens, mas devendo considerar aspectos específicos das ilhas. Por sua vez, a vegetação ainda não estar respondendo a estrutura da paisagem atual, estando em uma fase de débito de extinção, sendo o efeito de borda o principal fator para formação das comunidades vegetais.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem - Amazônia. Fragmentação do habitat. Efeito de borda. Conservação.

## **ABSTRACT**

The construction of hydroelectric plants has been a new vector of forest fragmentation on the globe, especially in the Amazon, which has several dams under construction currently planned beyond. The training provides hydroelectric reservoirs in fragmented landscapes, with the creation of artificial islands (fragments), which have the peculiarity of being surrounded by an array tougher for most species, different fragments of land, having a direct effect on reducing biodiversity. This study aimed to evaluate the insular landscape of Lake Tucuruí, by quantifying landscape structure, as a basis for conservation implications. Concomitantly, we assessed the effects of fragmentation on the island tree community, through the structure of the landscape and edge effects, both have been one of the most ecological processes impacting on biodiversity in fragmented landscapes. The results indicated the spatial arrangement may be an approach used for conservation mechanisms in dams, but should consider specific aspects of the islands. In turn, the vegetation is still not responding to the current landscape structure, being in a phase of extinction debt, and the edge effect the main factor for the formation of plant communities.

keywords: Landscape ecology – Amazon. Habitat fragmentation. Edge effects. Conservation.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1-Localização do reservatório hidrelétrico de Tucuruí, no estado do Pará.....	38
Figura 2-Localização das unidades de conservação do reservatório hidrelétrico de Tucuruí.....	40
Figura 3-Distribuição do número de ilhas por classes de área (ha). (n=463) .....	46
Figura 4-Distribuição da área total por classes de área. %a (percentagem do total da área); %ni (percentagem do número de ilhas total). (n=463). .....	47
Figura 5-Distribuição das classes de tamanho das ilhas Lago da UHE Tucuruí. ....	48
Figura 6-Boxplot da área total das ilhas amostradas, em função das margens do lago da UHE Tucuruí. (n=463; Teste U de Mann-Whitney; $W = 22450$ ; $p = 0,003$ ).....	49
Figura 7-Distribuição das classes do índice de forma das ilhas do lago da UHE Tucuruí. ....	50
Figura 8-Boxplot do índice de forma total das ilhas em função das margens do lago da UHE Tucuruí. (n=463; Teste U de Mann-Whitney; $W = 28738$ ; $p = 0,159$ ).....	51
Figura 9- Distribuição das classes da métrica de distância do vizinho mais próximo das ilhas do lago UHE Tucuruí, em função das margens. ....	52
Figura 10- Boxplot da distância das ilhas ao vizinho mais próximo, em função das margens do lago da UHE Tucuruí. (n=463; Teste U de Mann-Whitney; $W = 23796,5$ ; $p = 0,042$ ). ....	53
Figura 11- Distribuição das ilhas que possuem como vizinho mais próximo o continente ou ilhas.....	54
Figura 12- Comparação do isolamento médio das ilhas com e sem continente. (n=463).....	55
Figura 13- Distribuição das classes do tamanho da área nuclear das ilhas do Lago da UHE Tucuruí, a partir de uma borda de 60 metros.....	57

Figura 14-	Dispersão do tamanho das ilhas com a proporção (%) de borda. (n = 463; R <sup>2</sup> = -0.909; S = 31573045; p <0.001;)	58
Figura 15-	Matriz de dispersão com valores dos R <sup>2</sup> das correlações de Spearman aplicadas para as métricas de paisagem. As cores vermelhas indicam correlação positiva e a azul correlação negativa. (n=463); **p<0,01; ***p<0,001 (nível de significância)	59
Figura 16-	Distribuição do grau de prioridade para conservação e restauração da biodiversidade das ilhas do reservatório hidrelétrico de Tucuruí	61
Figura 17-	Localização das maiores ilhas (>100 ha), com destaque para a proximidade com o continente	64
Figura 18-	Amazônia Legal brasileira e o estado do Pará (A); localização do reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí (B) e imagem de satélite mostrando a distribuição das 19 ilhas Inventariadas (C)	83
Figura 19-	Ilha formada pela formação do Lago da Usina Hidrelétrica de Tucuruí	83
Figura 20-	Mediana do número de troncos mortos entre os ambientes da borda e de interior das ilhas. (n=38; Teste de Wilcoxon pareado; V=112.1; p=0.02)	89
Figura 21-	Posição das parcelas inventariadas segundo os eixos 1 e 2 de uma Análise de Componentes Principais, usando variáveis da estrutura da vegetação (Abundância e Área basal). As setas indicam a intensidade das variáveis aos eixos e, as elipses indicam os grupos formados pelas parcelas de borda e interior das ilhas. (n=38). AB=área basal; ABD= abundância	90
Figura 22-	Composição de espécies da comunidade arbórea de 19 ilhas do reservatório hidrelétrico de Tucuruí, Amazônia, em relação a estrutura da paisagem das ilhas caracterizados pela Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). Cada número representa a parcela em uma ilha em duas condições, borda (nº ímpar) e interior (nº par). (n=38).	92

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Descrição dos indicadores da paisagem, peso, classes e notas utilizadas para avaliação de ilhas prioritárias para conservação no reservatório hidrelétrico de Tucuruí.....	45
Tabela 2- Descrição espacial do grau de prioridade para conservação das ilhas do Lago da UHE Tucuruí.....	60
Tabela 3- Descrição dos atributos espaciais das ilhas.....	84
Tabela 4- Riqueza de espécies e abundância da comunidade e grupos funcionais de vegetação no reservatório hidrelétrico de Tucuruí. GF=grupos funcionais; Min=mínimo; Máx=máximo; Méd=média; EP=erro padrão.....	88
Tabela 5- Correlação da estrutura da vegetação (área basal e abundância) de clímax e pioneiras, com os dois primeiros eixos de uma Análise de Componente Principal. AB=área basal; ABD=abundância.....	89
Tabela 6- Efeito da estrutura da paisagem (área e grau de isolamento) sobre a riqueza, diversidade e abundância da comunidade arbórea e grupos funcionais das ilhas do reservatório hidrelétrico de Tucuruí. GF=grupos funcionais; S=riqueza; ABD=abundância.....	91

## SUMÁRIO

<b>1. CAPÍTULO I</b> .....	14
<b>1.1 Introdução Geral</b> .....	14
1.1.1 Objetivos.....	16
1.1.2 Revisão de Literatura.....	17
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	27
<b>2 CAPÍTULO 2</b> .....	34
<b>2.1 A Importância do Arranjo Espacial para Conservação da Biodiversidade em Reservatórios Hidrelétricos</b> .....	34
2.1.1 Introdução .....	35
2.1.2 Material e Método .....	37
2.1.3 Resultados .....	45
2.1.4 Discussão .....	61
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	72
<b>3 Capítulo 3</b> .....	79
<b>3.1 Influência da Estrutura da Paisagem e Efeito de Borda em Grupos Funcionais Arbóreos nas Ilhas Artificiais do Lago de Tucuruí, Amazônia</b> .....	79
3.1.1 Introdução .....	80
3.1.2 Material e Método .....	82
3.1.3 Resultados .....	88
3.1.4 Discussão .....	92
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	96
<b>4 CAPÍTULO 4</b> .....	102
<b>4.1 Conclusão Geral</b> .....	102
<b>APÊNDICES</b> .....	103
<b>APÊNDICE A - LISTA DAS FAMÍLIAS BOTÂNICAS EM ORDEM ALFABÉTICA DO ESTRATO ARBÓREO DAS PARCELAS DE BORDA DAS ILHAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE TUCURUI, PARÁ. (N= INDIVÍDUOS ; SSP= ESPÉCIES)</b> .....	104
<b>APÊNDICE B - LISTA DAS FAMÍLIAS BOTÂNICAS EM ORDEM ALFABÉTICA DO ESTRATO ARBÓREO DAS PARCELAS DE INTERIOR DAS ILHAS DO RESERVATÓRIO DA USINA</b>	

<b>HIDRELÉTRICA DE TUCURUI, PARÁ. (N= INDIVÍDUOS; SSP= ESPÉCIES).....</b>	<b>105</b>
<b>APÊNDICE C - LISTA DE ESPÉCIES EM ORDEM ALFABÉTICA DO ESTRATO ARBÓREO DAS PARCELAS DE BORDA DAS ILHAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE TUCURUI, PARÁ. (N IND.= NÚMERO DE INDIVÍDUOS).....</b>	<b>107</b>
<b>APÊNDICE D - LISTA DE ESPÉCIES EM ORDEM ALFABÉTICA DO ESTRATO ARBÓREO DAS PARCELAS DE INTERIOR DAS ILHAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE TUCURUI, PARÁ. (N IND.= NÚMERO DE INDIVÍDUOS).....</b>	<b>112</b>
<b>APÊNDICE E - MATRIZ DE DISPERSÃO COM VALORES DOS R<sup>2</sup> DAS CORRELAÇÕES DE SPEARMAN APLICADAS PARA AS MÉTRICAS DE PROXIMIDADE, PARA DEFINIÇÃO DA DISTÂNCIA A SER UTILIZADA COMO GRAU DE ISOLAMENTO. AS CORES VERMELHAS INDICAM CORRELAÇÃO POSITIVA E A AZUL CORRELAÇÃO NEGATIVA. (N=19); *P&lt;0,05; **P&lt;0,01; ***P&lt;0,001 (NÍVEL DE SIGNIFICÂNCIA).....</b>	<b>117</b>

## 1. CAPÍTULO I

### 1.1 Introdução Geral

A construção de grandes hidrelétricas vem se configurando como um novo catalisador de fragmentação e perda de habitat no mundo, com inundação de áreas florestadas a partir da formação de grandes reservatórios, que alteram tanto o habitat terrestre quanto o aquático (WCD, 2000). A insularização artificial tem adicionado a estrutura da paisagem um novo tipo de matriz para os remanescentes de florestas tropicais terrestres, a água, que apresenta uma alta resistência para o deslocamento da maioria dos animais (COSSON et al., 1999).

As espécies têm respondido de maneira distinta aos efeitos da fragmentação insular, com variação entre grupos taxonômicos, de acordo com a paisagem. A área das ilhas é o fator mais importante na determinação dos tamanhos populacionais faunísticos, como primatas (DE SOUZA, 2009), aves (TERBORGH et al., 1997) e lagartos, sendo este último afetado também pelo isolamento estrutural (LIMA, 2008; BITTENCOURT, 2008). Além das características de configuração do habitat, peculiaridades ambientais, como a topografia das ilhas, tem influenciado na estrutura da comunidade de aves (YU et al., 2012), e vegetação, que tem se tornado mais susceptível aos danos provocados pelo efeito de borda (FERREIRA et al., 2012).

Em florestas tropicais a principal consequência da fragmentação sobre a vegetação consiste no efeito de borda (LAURANCE et al., 2010), sendo um dos principais *drivers* de mudanças na abundância, riqueza e composição de espécies, com substituição de clímax por pioneiras (LAURANCE et al., 2011). Este padrão tem sido observado exclusivamente em fragmentos terrestres, que possuem diversos tipos matrizes inter-habitat, com vários graus de permeabilidade (LAURANCE, 2002; MURCIA, 1995). No entanto, ainda é incipiente o conhecimento da resposta da comunidade vegetal a matriz aquática e a magnitude do efeito de borda em fragmentos florestais na forma de ilhas, principalmente no que se refere a determinação da composição florística, também sendo influenciados por aspectos da paisagem dos

reservatórios, como forma, tamanho das ilhas e distância entre manchas e continente.

Os reservatórios hidrelétricos têm sido locais apropriados para testar questões científicas baseada na Teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI) e Metapopulações (WU et al., 2003), com possíveis descobertas de dinâmicas ecológicas em multiescala, indivíduo, mancha e paisagem. Neste contexto, o tamanho das ilhas tem prevalecido como fator determinante para persistência das espécies, porém diferentes arranjos espaciais insulares devem ser analisados, pois cada reservatório possui paisagem peculiar, com características distintas de área, conectividade entre manchas, distancia do continente e variabilidade do nível de inundação, que atuam de maneira diferente na habilidade das espécies em utilizar a matriz aquática, definindo assim a magnitude dos efeitos negativos da fragmentação insular sobre a biodiversidade.

Área e conectividade são os principais fatores na determinação da sobrevivência das (meta)populações em fragmentos terrestres, responsáveis pela disponibilidade de recursos (EWERS ; DIDHAM, 2006; FISCHER ; LINDENMAYER, 2007) e fluxos biológicos entre manchas (TAYLOR et al., 1993), respectivamente. Porém a peculiaridade da matriz aquática pode ser um fator que potencialize a importância da área para sobrevivência das espécies, devido a resistência desta matriz, que dificulta a possibilidade conexões funcionais entre ilhas, que deve ser testada.

Grandes barragens têm sido construídas em todos continentes, principalmente na Ásia, que tem a China como principal representante (WCD, 2000). Em regiões tropicais um dos lócus deste tipo de empreendimento são os países da Pan Amazônia, que possuem inúmeras hidrelétricas projetadas em seus planos de desenvolvimento (FINER ; JENKINS, 2012; RICARDO, 2012). No entanto, este crescimento da hidroeletricidade no mundo não tem sido acompanhado por um planejamento de conservação que considere a manutenção da biodiversidade nos remanescentes florestais (ilhas), mas com esforços direcionados exclusivamente a resgate de fauna, bancos de germoplasma e reflorestamento (WCD, 2000), que são ações realizadas no pré-enchimento e/ou em locais exógenos ao reservatório.

As lacunas no conhecimento dos padrões de distribuição de espécies em larga escala, principalmente em regiões tropicais, tem sido uma das limitações dos planos de conservação (FAIRBANKS et al., 2001), sobretudo em barragens. Em contrapartida, a estrutura da paisagem tem se destacado como indicadora (“*surrogate*”) de áreas prioritárias e potenciais para conservação (LINDERMAYER et al., 2008; RIBEIRO, 2010), através de avaliações da quantidade, qualidade e configuração do habitat que estão intrinsecamente relacionados com o ganho e manutenção da biodiversidade (MARTENSEN et al., 2012). Ademais, o arcabouço teórico da Ecologia da Paisagem, sustenta o conhecimento da diversidade biológica em paisagens fragmentadas (TURNER, 2005), sendo factível e adequada sua aplicação nos planos de conservação de empreendimentos hidrelétricos.

Na Amazônia, a projeção de 55 novas barragens (RICARDO, 2012), é uma ameaça a diversidade beta deste bioma, uma vez que, o histórico de hidrelétricas nesta região tem sido negativo para questões ambientais (FEARNSIDE ; LAURANCE, 2012). Algumas hidrelétricas encontram-se em fase de implantação, como Belo Monte, Jirau e Santo Antônio, e outros na forma de projeto, como o complexo do Tapajós que prevê a construção de 5 hidrelétricas na Bacia do Tapajós até 2020 (ARAÚJO et al., 2012).

Neste sentido, esta dissertação apresenta a abordagem da ecologia da paisagem como instrumento para subsidiar planos de conservação em barragens e avalia os efeitos da fragmentação insular na comunidade vegetal, buscando contribuir para a compreensão das respostas das espécies a paisagens fragmentadas.

#### 1.1.1 Objetivos

Elaborar um texto de revisão sobre o tema da ecologia de paisagem, abordando os principais conceitos sobre os efeitos da fragmentação na biodiversidade (Capítulo 1);

Testar o efeito da estrutura da paisagem do reservatório hidrelétrico de Tucuruí, em relação as margens do reservatório, e aplicar um modelo espacial para definição de ilhas prioritárias para conservação (Capítulo 2);

Testar o efeito da fragmentação insular, representada pela estrutura da paisagem e efeito de borda sobre a riqueza, abundância e composição de espécies de grupos funcionais (clímax e pioneiras) da comunidade arbórea dos remanescentes florestais do reservatório hidrelétrico de Tucuruí (Capítulo 3);

Por fim, o capítulo 4 apresenta as conclusões gerais desta dissertação, com as comprovações científicas observadas e que sustentam os argumentos dos capítulos 2 e 3.

### 1.1.2 Revisão de Literatura

#### 1.1.2.1 Ecologia de Paisagem

A paisagem é o resultado da combinação dinâmica que ocorre no espaço, de elementos físicos, biológicos e antrópicos que reagem dialeticamente uns sobre os outros, caracterizando-a como um conjunto único e indissociável, que está em constante evolução (BERTRAND, 2004). A paisagem também pode ser definida como a entidade visual e espacial total do espaço vivido pelo homem (TROLL, 1971), ou como a área espacialmente heterogênea em pelo menos um fator de interesse (TURNER et al., 2001)

Neste sentido, a paisagem como objeto de estudo da ciência começou a ser analisada no fim da década de 1930, quando o biogeógrafo Carl Troll empregou o termo “Ecologia de Paisagem” pela primeira vez (METZGER, 2001). No início esta nova disciplina tinha uma essência geográfica, sendo composta principalmente por geógrafos alemães e da Europa Oriental, influenciada diretamente pela geografia humana e arquitetura voltada para o planejamento regional, sendo sustentadas por três pontos principais: *i)* planejamento da ocupação do território; *ii)* estudo de paisagens culturais e *iii)* análise de amplas áreas espaciais, tendo um caráter antropocêntrico forte (METZGER, 2001; TURNER, 2005a).

No entanto, na década de 1980 biogeógrafos e ecólogos estadunidenses, construíram uma nova abordagem para a ecologia de paisagem, pautada na compreensão da aplicação da Teoria da Biogeografia de Ilhas para o planejamento de reserva naturais, sendo influenciada diretamente pela ecologia de ecossistemas, modelagem e análise espacial (METZGER, 2001). A questão principal desta “nova” área da ecologia era a relação de

causa e consequência dos padrões espaciais, em diversas escalas, nos organismos e/ou processos ecológicos (TURNER, 2005b). Sua ênfase era nas paisagens naturais, sendo subsídio para ações de conservação da biodiversidade e manejo de recursos naturais, estando recentemente mais associada a processos ecológicos como dispersão de sementes e deslocamento de animais em paisagens heterogêneas (METZGER, 2001).

Assim, a ecologia da paisagem teve sua origem resumidamente, com a existência de duas correntes epistemológicas distintas, a primeira chamada de Escola Geográfica Européia, com o predomínio do caráter geográfico e, a segunda denominada de Escola Ecológica ou Americana, caracterizada pela integração dos processos espaciais e ecológicos (TURNER, op.cit; METZGER, 2001).

A Teoria da Biogeografia de Ilhas proposta por MacArthur e Wilson em 1967, foi o primeiro passo na tentativa de compreender a relação de processos ecológicos com padrões espaciais (WU ; VANKAT, 1995), sendo direcionada à ecologia de comunidades, tinha como objeto de análise a relação entre as taxas de imigração e extinção de espécies presentes em ilhas oceânicas, que atingiam o equilíbrio no número de espécies quando as taxas de imigração e extinção se igualavam (MACARTHUR ; WILSON, 1967; GOTELLI, 2007). Tal modelo assumia a existência de um reservatório fonte de espécies permanente, representado pelo continente, de onde derivavam as espécies que iriam ocupar as ilhas, sendo o número de espécies de cada ilha condicionada pelo seu tamanho e distância do continente (MACARTHUR ; WILSON, 1967).

Posteriormente, Levins propôs o conceito de metapopulação, que correspondia ao grupo de várias populações locais, que se encontravam separadas fisicamente, mas interligadas reprodutivamente pelas taxas de emigração e imigração (LEVINS, 1969). Os modelos de metapopulações são elaborados em escala regional, uma vez que, populações locais são extintas frequentemente, e dependem da quantidade de manchas ocupadas para persistência (GOTELLI, 2007). Este estudo baseia-se nos preceitos da abordagem americana da ecologia de paisagem, tendo todo seu arcabouço teórico pautado na relação biodiversidade e heterogeneidade espacial.

### 1.1.2.2 Modelos Conceituais de Paisagem

A partir do desenvolvimento da ecologia de paisagem americana várias concepções e compreensões das paisagens foram construídas, baseadas em teorias ecológicas.

#### *Manhca-corredor-matriz*

No modelo mancha-corredor-matriz proposto por Forman e Gordon (1981), cada elemento desses possui uma característica espacial e função ecológica distinta. Mancha é a área homogênea, restrita e não-linear de uma paisagem, que se distingue da sua vizinhança. Pode ser representada por comunidades de plantas e/ou animais, mas também por presença de rocha, solo, pavimentos, edificações (FORMAN ; GORDON, 1981). As manchas são classificadas em quatro categorias de acordo com sua origem: manchas de perturbação, manchas remanescentes, manchas de distribuição de recursos ambientais e manchas agrícolas (FORMAN, 1995a; FORMAN ; GORDON, 1981). Estas podem ser fragmentos florestais, ilhas, lagos e lagoas, qualquer habitat que seja circundado por uma unidade de não-habitat. Para este estudo as manchas são entendidas como as ilhas artificiais do reservatório hidrelétrico de Tucuruí, que ao longo do trabalho serão denominadas também de fragmentos e habitat.

Corredor corresponde à área homogênea e linear que também se distingue das unidades vizinhas, proporcionando conexões entre os elementos de uma mesma classe (FORMAN, 1995b). Estes podem ser representados por linhas de habitat que conectam as manchas com áreas de floresta contínua, e também por florestas ripárias. Não há a existência de corredores nesta pesquisa, uma vez que, não há uma conectividade estrutural entre ilhas, devido a ruptura promovida pelo reservatório.

A matriz é a unidade predominante da paisagem, caracterizada por um conjunto de não-habitat, que possui o papel preponderante no funcionamento do ecossistema (FORMAN ; GORDON, 1981). É a região mais extensa e conectada de uma paisagem, podendo ser uma pastagem, um sistema agroflorestal, uma monocultural, área urbana, vegetação secundária, e água, como no caso deste estudo. Vale ressaltar que a matriz não atua como uma

barreira para as espécies, mas como um filtro, que restringe a movimentação de alguns organismos (TABARELLI ; GASCON, 2005).

#### *Modelo de Variegação*

Considera um contínuo ambiental entre a mancha de habitat e a matriz com limites graduais de vegetação entre 60-90% de cobertura vegetal, buscando estabelecer correlações entre as espécies e os potenciais ecológicos com a área de não-habitat, frequentemente percebidas em paisagens com o predomínio de pastagens (FISCHER ; LINDENMAYER, 2007)

#### *Umwelt - Continuo*

Em meados da década 1990 surgiu o Modelo da Paisagem Contínua (*Umwelt*), que propõe uma nova abordagem para a compreensão ecológica da paisagem, incorporando a necessidade de considerar o espaço ambiental e geográfico como um contínuo, dando atenção para percepção das espécies sobre a paisagem, pois cada organismo responde e percebe uma paisagem de diversas maneiras, sugerindo análises em multi-escala que proporcionam múltiplas respostas das trajetórias das paisagens e, distinguindo-se do modelo de variegação a partir da percepção de cada organismo sobre a matriz existente (MANNING et al., 2004).

#### 1.1.2.3 Fragmentação e Perda de Habitat

O uso da terra tem sido um dos principais fatores que ameaçam a biodiversidade e os processos ecossistêmicos no mundo, a partir das modificações das paisagens naturais (FOLEY et al., 2005), tais alterações podem ocorrer de diversas formas espaciais, por exemplo, o encolhimento da área de habitat (perda) por desflorestamento, que caracteriza a contração, ou a perda de habitat através de aberturas de clareiras para extração de madeira, que tem um sentido do interior da floresta para o exterior, chamado de perfuração. Também observa-se a dissecação que corresponde à subdivisão de uma área em forma linear com largura regular (e.g. abertura de estradas), o atrito que é o desaparecimento de manchas e corredores, e por último a fragmentação que consiste na ruptura da continuidade do habitat em pedaço

menores de forma irregular (FORMAN, 1995a). Neste estudo abordaremos a fragmentação como forma de mudança da paisagem.

Inicialmente devemos distinguir os conceitos de fragmentação e perda de habitat. O primeiro refere-se à ruptura da floresta (habitat), ou seja, quebra da continuidade do habitat em diversas partes menores e isoladas, o segundo consiste na redução da área de habitat disponível para uma determinada comunidade ou população, mas havendo a continuidade da floresta (FAHRIG, 2003). Ambos os processos podem atuar concomitantemente, mas sendo autônomos em suas consequências (ANDRÉN, 1994).

Os efeitos da fragmentação são representados principalmente pelo o grau de isolamento (distância) e o tamanho dos remanescentes florestais (área), que se complementam nas consequências sobre a biodiversidade, de acordo com o grau de intervenção da paisagem (ANDRÉN, 1994). A perda de habitat é o primeiro fenômeno a ocorrer após qualquer perturbação, podendo ser posteriormente complementada pela fragmentação, porém com consequências danosas mais intensas à biodiversidade (FAHRIG, 2003; 1999; BENDER et al., 1998). A fragmentação *in situ* pode proporcionar a perda de habitat, mas não sendo regra, todavia tal processo pode resultar em efeitos negativos ou positivos para comunidades biológicas (FAHRIG, 2003).

Os dois processos podem atuar concomitantemente ou individualmente, o que vai determinar a interação dos efeitos é a paisagem na qual os fragmentos estão inseridos.

#### 1.1.2.4 Efeito de Borda

A fragmentação do habitat provoca o aumento da área de contato das florestas com a matriz, devido o isolamento das manchas florestais (WILLIAMS-LINERA, 1990), promovendo uma alteração no movimento energético, material e no fluxo de organismos entre os ambientes florestais (WIENS et al., 1993). De maneira geral, as modificações decorrentes da matriz para o interior dos fragmentos, são chamadas “efeitos de borda” (MURCIA, 1995), caracterizados por mudanças no micrometeorológico dos remanescentes florestais, através da redução da umidade do solo e do ar, enquanto que a temperatura do solo e do ar e, a incidência de luz aumenta,

ocorrendo o déficit de vapor de água na borda dos fragmentos e, maior penetração do vento (LAURANCE et al., 2011; MURCIA, 1995).

Posteriormente, os efeitos são sentidos na vegetação, sendo que para as árvores com ciclo de vida longo, as consequências somente podem ser avaliadas décadas ou mesmo séculos após o início da perturbação antrópica. A extensão dos efeitos de borda pode variar desde alguns metros até toda a área do fragmento, dependendo da forma, tamanho do remanescente e tipo de matriz inter-habitat (LAURANCE et al., 2007). O efeito de borda aplica-se diferentemente sobre guildas ou grupos biológicos distintos, qualitativa (tipo de efeito) e quantitativamente (intensidade), afetando a sobrevivência e reprodução de populações (MURCIA, 1995).

A fragmentação da floresta resulta em uma perda substancial de biomassa, principalmente em função da elevada mortalidade de árvores grandes (NASCIMENTO ; LAURANCE, 2004; LAURANCE et al., 1997), que não são compensadas pelo aumento do crescimento de lianas e árvores pequenas, que costumam se estabelecer nas bordas dos fragmentos (LAURANCE et al., 2000; 2002). Logo, a fragmentação e redução de florestas tropicais podem ser consideradas fonte de emissão de gases de efeito estufa (GEE), devido a perda de carbono estocado na biomassa florestal para atmosfera (FEARNSIDE, 2003).

Mudanças no compartimento biótico também são notáveis, com uma substituição de espécies especialistas por generalistas (LOPES et al., 2009), principalmente na borda, que são favorecidas pelo aumento da disponibilidade de luz, com elevação da taxa de mortalidade e danos as árvores, conseqüentemente ocasionando abertura de clareiras (LAURANCE et al., 1998).

#### 1.1.2.5 Limiares

Na teoria da fragmentação alguns limiares foram propostos, a partir de modelos computacionais, justamente para tentar identificar ou definir parâmetros numéricos de quando as consequências da fragmentação “começariam” a atuar na biodiversidade. Assim, temos o limiar de fragmentação, definido a partir da quantidade mínima de floresta

remanescentes (habitat) disponível em uma paisagem, para que os efeitos da fragmentação (área e isolamento) afetem o tamanho das populações, seja por pequenas áreas ou pela perda da conectividade, sendo determinado pelo valor de 30% de habitat (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 1998; FLATHER ; BEVERS, 2002), podendo variar entre 20-30%, mas ainda não testados adequadamente (FAHRIG, 2003).

Outro limiar é o de extinção que corresponde à quantidade de habitat necessário para que haja o equilíbrio entre as taxas de mortalidade e reprodução, proporcionando ou não a persistência das espécies (FAHRIG, 2002). A fragmentação do habitat pode aumentar este limiar de extinção, de tal modo que mais habitat seja necessário para a persistência das populações (FAHRIG, 2002).

O limiar de percolação baseia-se na capacidade de facilitar ou dificultar o movimento das espécies entre as manchas de uma paisagem, tendo a conectividade estrutural como fator determinante, tal conectividade é definida pela distância entre as manchas, densidade de manchas, complexidade das manchas, largura e qualidade dos corredores, densidade de trampolins ecológicos (stepping stones) e permeabilidade da matriz (METZGER ; DÉCAMPS, 1997). Tal limiar se refere ao valor crítico de proporção de habitat para promover a conexão entre metapopulações. Em paisagens aleatórias este valor é de aproximadamente 60% de habitat, mas para paisagens que consideram apenas o vizinho mais próximo, este limiar reduz para 40% (METZGER ; DÉCAMPS, 1997).

O processo de fragmentação e, conseqüentemente os limiares apresentados anteriormente, estão associados com os padrões de paisagens estabelecidos, tais padrões de paisagem resultam das relações complexas entre fatores múltiplos, como abióticos (e.g. clima e relevo), bióticos (e.g. competição, herbivoria e predação), heterogeneidade espacial (e.g. perturbação e sucessão) e ação humana (TURNER, 2005a). Uma análise integrada destes fatores permite uma melhor compreensão da paisagem de interesse, proporcionando um direcionamento mais robusto para o ordenamento territorial.

### 1.1.2.6 Métricas de Paisagem

Os métodos que possibilitam a quantificação e análise dos padrões de paisagem são principalmente de cunho matemático. Dentre eles destacam-se as métricas de paisagem que são bastante utilizadas e difundidas, como boas medidas de quantificação da estrutura da paisagem (WALZ, 2011; TURNER, 2005a) e, a estatística espacial que fornece a viabilidade das análises com distribuição contínua (TURNER, 2005a). A partir destes métodos os ecólogos de paisagem conseguem buscar respostas e soluções ecológicas para espécies focais. Aqui abordaremos somente as métricas de paisagem por serem mais usuais.

As métricas de paisagem são classificadas em três escalas de análise:

*Manchas*: correspondem ao fragmento florestal, neste estudo sendo representado pelas ilhas artificiais;

*Classes*: representadas pelas unidades de paisagem (e.g. floresta, pastagem, agricultura, urbano, etc);

*Paisagem*: distinção entre paisagens seja em termos de manchas e classes (MCGARIGAL ; MARKS, 1995).

Além das diferentes escalas, há dois grandes conjuntos de métricas que possuem interpretações distintas, métricas de composição e métricas de configuração ou arranjo espacial. A primeira refere-se as características associadas com a presença e quantidade de cada tipo de mancha na paisagem, ou seja, quantificação da variedade e abundância de uma determinada mancha sendo representada pelas métricas de riqueza, uniformidade e diversidade da mancha, dentre outras (MCGARIGAL ; MARKS, 1995). Por sua vez, as métricas de configuração consistem na quantificação física e espacial das manchas, exemplificadas pelas métricas de área, conectividade, forma, área nuclear e outras (MCGARIGAL ; MARKS, 1995).

A escolha de determinado grupo de métricas, assim como a escala de análise, irá depender do objetivo do estudo, sendo fundamental a definição destas duas etapas no momento do planejamento da pesquisa, pois cada escala e grupo de métricas exige delineamentos experimentais diferentes na paisagem alvo.

### 1.1.2.7 Estrutura da Paisagem e Conservação da Biodiversidade

Atualmente a ecologia de paisagem vem se afirmando como uma nova disciplina que está construindo seu corpo teórico, caracterizado pela heterogeneidade de suas abordagens, que se desdobram na aplicação, aperfeiçoamento e inovação da compreensão dos processos ecológicos em macroescala (TURNER, 2005b). O estudo prático e a modelagem de paisagens antropizadas, tem sido o foco dos ecólogos desta área, que têm pesquisado a relação das espécies, ao nível específico ou generalista, com a paisagem onde elas se encontram, subsidiando assim muitas medidas de conservação e manejo da biodiversidade (WALZ, 2011).

Na análise de paisagem, umas das principais mensurações realizadas são a da estrutura. Esta compreende a composição e arranjo das relações espaciais entre os elementos individuais (classes), representados pela forma, tamanho, disposição e distribuição destes elementos (WILLIAMS et al., 2002). A estrutura da paisagem se relaciona diretamente com a diversidade biológica, sendo um indicador de áreas com baixa ou alta biodiversidade, estando atrelada a geodiversidade, através das condições naturais (clima, relevo, solo) e paisagens culturais (uso da terra) que juntas atuam na diversidade genética, específica e de habitat (WALZ, 2011).

Ademais, o estudo de paisagens fragmentadas tem se mostrado relevante para o conhecimento biológico e assistindo políticas de conservação ambiental. A União Européia, no início da década passada, utilizou várias métricas de paisagem com o objetivo de determinar o tamanho das áreas protegidas ecologicamente eficazes, como parte do projeto *Spatial Indicators for European Nature Conservation* (SPIN) (BOCK et al., 2005).

Na Alemanha a avifauna tem sido usada como indicador de diversidade biológica, pautada na heterogeneidade do habitat, com uso de 59 espécies indicadoras para as ações de conservação (BMU, 2007). Nos Estados Unidos o *Heinz Center* desenvolveu indicadores de paisagem que mensuram sua estrutura, com a finalidade de identificar padrões, em grandes escala, de mudanças resultantes da ação antrópica em nível nacional (HEINZ CENTER, 2008).

No Brasil, o estado de São Paulo, definiu suas diretrizes de conservação e restauração da biodiversidade para os remanescentes florestais da Mata Atlântica, pautado nos índices de paisagem que predominaram na identificação das áreas potenciais para conservação, mesmo com uma base de dados de informação biológica extensa, mas que ainda assim apresentava lacunas para diversos grupos taxonômicos (METZGER et al., 2008a). Neste projeto a análise da estrutura da paisagem não considerou dados biológicos, mas levou em conta a complementaridade biológica existente entre as principais fitofisionomias do estado (METZGER et al., 2008b).

Na Amazônia brasileira, as pesquisas sobre fragmentação têm se originado principalmente do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos florestais (PDBFF), localizado em Manaus, no estado do Amazonas, que consiste em um conjunto de fragmentos florestais que variam em tamanhos (1 a 100 ha) e graus de isolamento, que vem sendo monitorados desde 1979 (LAURANCE et al., 2004). Este monitora e avalia as consequências da fragmentação florestal nos diversos grupos taxonômicos (LAURANCE et al., 2004), com observações que indicam o efeito de borda como o principal catalisador das mudanças e perdas ecossistêmicas em fragmentos de florestas tropicais (LAURANCE et al., 2002; FAHRIG, 2003; NASCIMENTO ; LAURANCE, 2006). Tal projeto é o mais antigo e consolidado globalmente, em experimentação, sobre o processo de fragmentação.

#### 1.1.2.8 Fragmentação Insular

Além das pesquisas sobre fragmentação em remanescentes florestais terrestres, as ilhas artificiais, oriundas principalmente de empreendimentos hidrelétricos, vêm se destacando como locus de estudo para compreensão dos efeitos da fragmentação na biodiversidade (WU et al., 2003). A construção de barragens hidrelétricas, além de afetarem as propriedades físicas, químicas, hidráulicas e biológicas dos rios (JUNK ; DE MELLO, 1990), ocasiona a perda de habitat, geralmente florestal, que se encontram situada nas margens dos rios barrados. A fragmentação da paisagem ocorre com a formação do reservatório (lago) da usina hidrelétrica, que proporciona o aumento do nível de

inundação do rio, encobrindo centenas de km<sup>2</sup> de área, e criando ilhas artificiais resultantes das áreas de florestas com topografia (WU et al., 2004).

Exemplos de fragmentação insular são observados em diferentes regiões, Na China, a maior hidrelétrica do mundo, Três Gargantas, tem sido alvo de pesquisas sobre os impactos da insularização na biodiversidade terrestre e aquática, através do isolamento e redução de habitat (WU et al., 2004). Na Venezuela, a hidrelétrica Simón Bolívar tem proporcionado estudos sobre a avifauna, comunidades vegetais, processo de herbivoria e predação, nutrientes do solo, nas ilhas formadas pelo represamento do rio Caroni que acabou criando o Lago Guri (TERBORGH et al, 1997; FEELEY ; TERBORGH, 2005; 2006). No Brasil, os estudos de casos são predominantemente localizados na região Amazônica, com a hidrelétrica de Balbina, no Rio Uatumã, no Amazonas (FEARNSIDE, 1989) e, a hidrelétrica de Tucuruí, no Rio Tocantins, no Pará (FEARNSIDE, 2001). O lago destas usinas tem sido foco de pesquisas com pequenos mamíferos (BORGES, 2007), lagartos (BITTENCOURT, 2008; LIMA, 2008), anfíbios (LIMA, 2006) e vegetação (FERREIRA et al., 2012).

## REFERÊNCIAS

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape different proportion of suitable habitat: a review. **OIKOS**. v. 71, n.3, p. 355-366. 1994.

ARAÚJO, E. et al., **Redução de áreas protegidas para a produção de energia**. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente (IMAZON), nota técnica. 14p. 2012.

BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: meta-analysis of the patch size effect. **Ecology**. v. 79, n.2, p. 517-533. 1998.

BERTRAND, G. Paisagem e geografia física global. Esboço metodológico. Tradução Olga Cruz. Trabalho publicado originalmente na "Revue Géographique des Pyrénées et du Sud Quest", Toulouse, v.39, n.3, 249-272, 1968. **R.RAÉ GA**. Curitiba. Editora da UFPR n<sup>o</sup>8, p. 141-152. 2004.

BITTENCOURT, S. **A insularização como agente de fragmentação florestal em comunidades de lagartos na Amazônia Central**. 2008. 40f. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Instituto Nacional de

Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 2008.

BMU. National strategy on biological diversity. **Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety**, Berlin. 178p. 2007.

BOCK, M.; ROSSNER, G.; WISSEN, M.; REMM, K.; LANGANKE, T.; LANG, S.; KLUG, H.; BLASCHKE, T.; VRSCAJ, B. Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. **Ecological Indicators**. v. 5, n.4, p. 322-338. 2005.

BORGES, M. L. O. **A comunidade de pequenos mamíferos e o processo de regeneração de palmeiras em fragmentos florestais isolados por água na Amazônia Central**. 2007. 83f. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 2007.

COSSON, J.F.; RINGUET, S.; CLAESSENS, O.; MASSARY, J.C. DE; DALECKY, A.; VILLIERS, J.F.; GRANJON, L.; PONS, J. M. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. **Biological Conservation**, v.91, p.213-222. 1999.

DE SOUZA, M. B. **Efeitos da fragmentação insular sobre a comunidade de primatas e na Amazônia Central**. 2009. 50f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas. Manaus, Amazonas, 2009.

EWERS, R.M., DIDHAM, R.K.. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, v.81, p.117–142. 2006.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**. v. 12 (2), p. 346-353. 2002.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** v. 34, p. 487-517. 2003.

FAHRIG, L. Forest loss and fragmentation: which has the greater effect on persistence of forest-dwelling animals?. In: ROCHELLE, J. A; LEHMANN, C. A.; WISNIEWSKI, J. (org.) **Forest fragmentation: wildlife and management implications**. Boston, p. 87-95. 1999.

FAHRIG, L. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival?. **Ecological Modelling**. v. 105, p. 273-292. 1998.

FAIRBANKS, D.H.K.; REYERS, B.; VAN JAAARVELD, A.S. Species and environment representation: selecting reserves for the retention of avian diversity in KwaZulu-Natal, South Africa. **Biological Conservation**, v.98, p.365-379. 2001.

FEARNSIDE, P. M. **A floresta amazônica nas mudanças globais**. Manaus, INPA. 2003.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. **Environmental Management**. v.13, n.4, p.401-423. 1989.

FEARNSIDE, P. M. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Management**. v. 27, n.3, p. 377-396. 2001.

FEARNSIDE, P.M. ; LAURANCE, W.F. Infraestrutura na Amazônia: as lições dos planos plurianuais. **Caderno CRH**, Salvador, v.25, n.64, p.87-98. 2012.

FEELEY, K. J. ; TERBORGH, J. The effects of herbivore density on soil nutrients and tree growth in tropical forest fragments. **Ecology**. v. 86, n.3, p. 116-124. 2005.

FEELEY, K. J.; TERBORGH, J. W. Habitat fragmentation and effects of herbivore (Howler Monkey) abundances on bird species richness. **Ecology**. v. 87, n.1, p. 144-150. 2006.

FERREIRA, L. V.; NECKEL-OLIVEIRA, S.; GALATI, U.; FÁVERI, S. B.; PAROLIN, P. Forest structure of artificial islands in the Tucuruí dam reservoir in northern Brazil: a test core-area model. **Acta Amazonica**. v. 42, n.2, 2012.

FINER, M ; JENKINS, C.N. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. **Plos One**, v.7, n.4, 2012.

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

FLATHER, C. H. ; BEVERS, M. Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. *The American Naturalist*. v. 159, n.1, p. 40-56. 2002.

FOLEY et al., Global consequences of land use. **Science**, v.309, p.570-574. 2005.

FORMAN, R. T. ; GORDON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **BioScience**. v. 31, n.10, p. 733-740. 1981.

FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**. v. 10, n.3, p. 133-145. 1995a.

FORMAN, R.T.T. **Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995b.

GOTELLI, N. J. **Ecologia**. Londrina: Ed. Planta. 2007. 260p.

HEINZ CENTER. Landscape patterns indicators for the nation: a report from the Heinz Center's landscape pattern task group. **The H. John Heinz III Center for Science, Economics and the Environment**. Washington D.C. 2008.

JUNK, W. J. ; DE MELLO, J. A. S. N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estudos Avançados**. v. 4, n.8, p. 126-143. 1990.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. et al., Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v.16, n.3, p.605-618. 2002.

LAURANCE, W.; MESQUITA, R.; LUIZÃO, R.; PINTO, F. The Biological Dynamics of Forest fragments Project: 25 years of research in the Brazilian Amazon. **Biotropica**. v. 36, n.3. 2004. Disponível em: <<http://www.tropicalbio.org/pastissues/tnv15n2and3.pdf>>. Acesso em: 22/01/2013.

LAURANCE, W.F. et al., The fate of Amazonian forest fragments: 32-year investigation. **Biological Conservation**, v.144, p.56-67. 2010.

LAURANCE, W.F.; CAMARGO, J.L.C.; LUIZÃO, R.C.C.; LAURANCE, S.G.; PIMM, S.L.; BRUNA, E.M.; STOUFFER, P.C.; WILLIAMSON, G.B.; BENITEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H.L.; VAN HOUTAN, K. S.; ZARTMAN, C.E., BOYLE, S.A.; DIDHAM, R.K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T.E. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v.144, p.56-67. 2011.

LAURANCE, W.F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S.G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T.E. Conservation: rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836-836. 2000.

LAURANCE, W.F.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.M.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E. Biomass collapse in Amazonian Forest fragments. **Science**, v.278, p.1117-1118. 1997.

LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, E. M.; LAURANCE, S.G.; ANDRADE, A.; EWERS, R.M.; HARMS, K. E.; LUIZÃO, R.C.C.; RIBEIRO, J.E. Habitat fragmentation, variables edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **Plos One**, v.2, n.10. 2007.

LAURANCE, W.F; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; LAURANCE, S.G. Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v.79, n.6, p.2032-2040. 1998.

LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of the Entomological Society America**, n.15, p.237-240 1969.

LIMA, C. J. S. **Efeito da fragmentação e isolamento da paisagem na riqueza e composição de espécies de lagartos no reservatório de Tucuruí, Pará.** 2008. 88f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará/ Museu Paraense Emílio Goeldi/ Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Belém- Pará, 2008.

LIMA, J. F. **Composição e riqueza de espécies de anuros (Amphibia) em fragmentos florestais no Reservatório de Tucuruí.** 2006. 59f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) Universidade Federal do Pará/ Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém- Pará, 2006.

LINDERMAYER, D. et al., A Checklist for ecological management of landscape for conservation. **Ecology Letters**, v.11, p.78-91. 2008.

LOPES, A.V., GIRÃO, L.C., SANTOS, B.A., PERES, C.A., TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v.142, p.1154–1165. 2009.

MACARTHUR, R.H. ; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography.** Princeton University Press, Princeton, NJ, 1967.

MANNING, A. D.; LINDENMAYER, D. B.; NIX, H. A. Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. **OIKOS**. v. 104, n.3, p. 621-628. 2004.

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.

MCGARIGAL, KEVIN; MARKS, BARBARA J. **FRAGSTATS:** spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p.

METZGER, J. P. ; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: na hypothesis in conservation biology at the landscape in scale. **Acta Ecologica**. v. 18 (1), p. 1-12. 1997.

METZGER, J. P. et al., Procedimentos metodológicos. In: RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. (org.) **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto de Botânica, p. 58-69. 2008a.

METZGER, J. P. et al., Uso de índices de paisagem para a definição de ações. In: RODRIGUES, R. R. ; BONONI, V. L. R. (org.) **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto de Botânica, p. 123-129. 2008b.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens ?. **Biota Neotropica**. v. n.1/2. 2001. Disponível em: < [http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/publicacoes/etanol/metzger\\_paisagem\\_artigo.pdf](http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/publicacoes/etanol/metzger_paisagem_artigo.pdf)> Acesso em: 10/01/ 2012.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. **Trend in Ecology and Evolution**, v. 10, p.58-62. 1995.

NASCIMENTO, H. ; LAURANCE, W.F. Biomass dynamics in amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, v.14, n.p.127-138. 2004.

NASCIMENTO, H. E. M. ; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, v.36, n.2, p.183-192. 2006.

RIBEIRO, M.C. **Modelos de simulação aplicados à conservação de paisagens fragmentadas da Mata Atlântica Brasileira**. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade do Estado de São Paulo (USP), São Paulo, São Paulo, 277p. 2010.

RICARDO, B. **Amazonía bajo presión**. São Paulo: Instituto Socioambiental; RAISG - Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada, 2012.

TABARELLI, M ; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**. v.1, n.1, p.181-188. 2005.

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

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; TELLO, J. Bird communities in transition: the Lago Guri islands. **Ecology**. v. 78, n.5, p. 1494-1501. 1997.

TROLL, C. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. **Geoforum**. v. 8, p. 43-46. 1971.

TURNER, M. G. Landscape ecology in North America: past, present and future. **Ecology**. v. 86, n. 8, p. 1967-1974. 2005b.

TURNER, M. G. Landscape ecology: what is the state of the science?. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** v. 36, p. 319-344. 2005a.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice**. New York: Springer-Verlag. 401p. 2001.

WALZ, U. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. **Living Reviews in Landscape Research**. v.5, n.3, 2011.

WCD (World Commission on Dams). **Dams and development: a new framework for decision-making**. London, UK: Earthscan Publications, 2000.

WIENS, J.A.; STENSETH, N.C.; VAN HORNE, B.; IMS, R. A. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, v.66, n.3, p.369-380. 1993.

WILLIAMS, P.H.; MARGULES, C.R.; WILBERT, D.W. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. **Journal of Bioscience**, n.27, p.327-338. 2002.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, v. 78, p. 356-373. 1990.

WU, J. ; VANKAT, J. L. Island biogeography: theory and applications. In: W. A. Nierenberg (ed), **Encyclopedia of Environmental Biology**. v.2, p.371-379, Academic Press, San Diego, 1995.

WU, J. et al., The Three Gorges Dam: an ecological perspective. **Front Ecol Environ**. v. 2 n.5, p. 241-248. 2004.

WU, j.; HUANG, J.; HAN, X.; XIE, Z.; GAO, X. Three-Gorges dam-experiment in habitat fragmentation?. **Science**, v.300, p.1239-1240, 2003.

YU, M.; HU, G.; FEELEY, K.J.; WU, J.; DING, P. Richness and composition of plants and birds on land-bridge islands: effects of islands attributes and differential responses of species groups. **Journal of Biogeography**, v. 39, p. 1124-1133, 2012.

## 2 CAPÍTULO 2

### 2.1 A Importância do Arranjo Espacial para Conservação da Biodiversidade em Reservatórios Hidrelétricos

#### RESUMO

A priorização de áreas grandes em paisagens fragmentadas tem sido predominante nas ações de conservação, porém outras informações espaciais devem ser consideradas para maior eficiência das medidas mitigadoras. Aqui se aplicou um modelo espacial, baseado no uso da estrutura da paisagem, como subsídio para identificação de ilhas prioritárias para conservação em paisagens antropizadas, destacando a aplicação deste tema em reservatórios hidrelétricos. Os resultados mostraram que a estrutura da paisagem do reservatório distingue-se em função das margens e, que ilhas pequenas também devem ser consideradas nas ações de conservação, principalmente na abordagem da conectividade entre manchas.

**Palavras-chave:** Estrutura da paisagem, ilhas artificiais, métricas de paisagem, Amazônia.

#### ABSTRACT

The prioritization of large areas in fragmented landscapes has been prevalent in conservation action, but other spatial information should be considered for higher efficiency of mitigation measures. Here we applied a spatial model, based on the use of landscape structure, as a basis for identifying priority areas for conservation in human altered landscapes, highlighting the application of this theme in hydroelectric reservoirs. The results showed that the structure of the reservoir landscape differs depending on the edges and small islands that must also be considered in the conservation activities, especially in addressing the connectivity between patches.

**Key-words:** Landscape structure, landscape metrics, artificial islands, Amazon.

### 2.1.1 Introdução

A substituição de florestas por diversas formas de uso da terra tem provocado a discussão de como proteger a biodiversidade intacta e remanescente (LAURANCE et al., 2012). Dentre as formas de pressões, destaca-se a construção de barragens hidrelétricas que provocam a perda e fragmentação do habitat da biodiversidade aquática e terrestre a partir da formação de reservatórios (WCD, 2000). A dificuldade da realização de inventários biológicos, que demandam elevado recurso financeiro e tempo, e quando ocorridos resultam apenas no conhecimento específico de um organismo (WALZ, 2011), ainda deixam lacunas no conhecimento dos impactos ecológicos ocasionados pela fragmentação insular, sendo instrumentos com pouca abrangência para o auxílio nas tomadas de decisão no âmbito da conservação de paisagens fragmentadas.

A busca pela compreensão e mitigação à perda da biodiversidade tem incorporado a paisagem como fator importante, pois esta possui influência direta através da estrutura, composição e heterogeneidade espacial, sendo quantificada principalmente por métricas de paisagem (TURNER, 2005). Esses índices têm contribuído para a identificação de áreas prioritárias para conservação, seja em paisagens fragmentadas ou não, mostrando-se como uma alternativa viável e eficiente para questões do conhecimento da diversidade biológica (WALZ, op.cit.) e, para subsidiar os planos de conservação (METZGER, 2006).

O tamanho dos remanescentes e o grau de isolamento são aspectos primordiais que vêm sendo abordados nas estratégias conservacionistas (LINDENMAYER et al., 2008; GROVES et al., 2002), porém a prioridade de conservar fragmentos grandes tem predominado, baseando-se nas clássicas teorias de relação espécie-área, como a Biogeografia de Ilhas, que afirmam que quanto maior a área de habitat, mais espécies são encontradas e melhores condições de persistência a populações são oferecidas (MACARTHUR ; WILSON, 1967). A preferência pela proteção de grandes fragmentos, em escala global (FAHRIG, 1997), não tem sido suficiente para o sucesso das ações de conservação (LINDENMAYER et al., 2008).

A configuração espacial de uma paisagem é determinante para a persistência das espécies, tendo em vista que as características espaciais das manchas de habitat e matriz, tais como, área, grau de isolamento e permeabilidade, permitem que populações remanescentes possam ter melhores condições de sobrevivência (FISCHER ; LINDENMAYER, 2007; BOSCOLO et al., 2008). Por isso, o planejamento e monitoramento de paisagens fragmentadas tem sido necessário para proporcionar uma melhor qualidade na criação de reservas biológicas (CABEZA et al., 2004).

De acordo com a paisagem e o tipo de alteração, abordagens específicas devem ser direcionadas para a área alvo. Em reservatórios hidrelétricos, promotores de fragmentação insular, as iniciativas de reparo ambiental no mundo têm se focado em três pontos, resgate de fauna, reflorestamento e criação de fundos ambientais (WCD, 2000). No entanto, estas ações não têm promovido os benefícios esperados. A fauna resgatada tem sido translocada para habitats inadequados ou para locais com a capacidade de suporte saturada, minimizando a sobrevivência dos organismos nestes espaços.

Projetos de reflorestamento têm demonstrado evidências de mal planejamento e gestão, não conseguindo atingir as metas e benefícios traçados. Os fundos são os que têm apresentado melhores resultados, através da criação de áreas destinadas a conservação, que além de proporcionarem melhorias na qualidade ambiental, contribuem para uma maior vida útil das barragens (WCD, 2000), porém com dificuldades de gestão.

Assim, a análise de fragmentação em reservatórios hidrelétricos deve levar em consideração o arranjo espacial produzido pela formação do lago, representado pelos atributos espaciais das ilhas e pelas características das margens, que são componentes importantes na facilitação do deslocamento da fauna com ilhas próximas (MEYER et al., 2008).

A variabilidade topográfica no reservatório de Tucuruí interfere no nível de inundação, pois locais mais baixos tendem a ser imersos plenamente pela água, enquanto que em áreas com cotas topográficas elevadas a inundação tende a ser parcial. Tal variabilidade pode distinguir-se entre as margens do reservatório, influenciando nas características espaciais das ilhas, como tamanho, isolamento e forma,

Neste sentido, este capítulo testou o efeito da estrutura da paisagem do reservatório hidrelétrico de Tucuruí, entre margens e aplicou um modelo de identificação de áreas prioritárias para conservação, em paisagens fragmentadas, adaptando para a paisagem do reservatório, com as seguintes hipóteses:

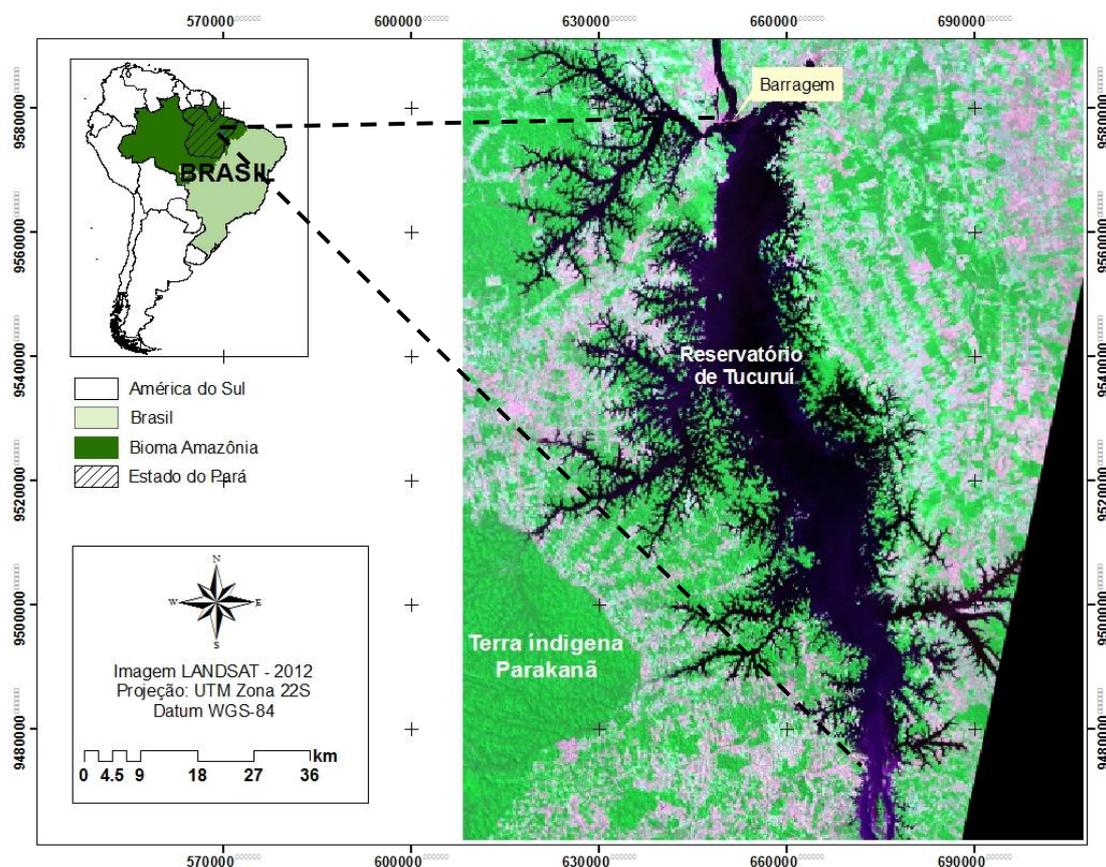
- I. O arranjo espacial das ilhas do reservatório hidrelétrico de Tucuruí apresentam distinções entre margens;
- II. A estrutura da paisagem é um bom indicador para identificar ilhas prioritárias para conservação em barragens.

## 2.1.2 Material e Método

### 2.1.2.1 Área de estudo

As ilhas de remanescentes florestais localizadas no reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Tucuruí são resultantes da inundação da floresta contínua com a formação do lago da usina (3° 43' e 5°15' S; 49° 12' e 50° 00' W) (Figura 1), localizada no rio Tocantins, pertencente à região hidrográfica do Tocantins-Araguaia, 7 km a montante da cidade de Tucuruí, no estado do Pará.

Figura 1 – Localização do reservatório hidrelétrico de Tucuruí, no estado do Pará.



Fonte: Elaborado pelo autor.

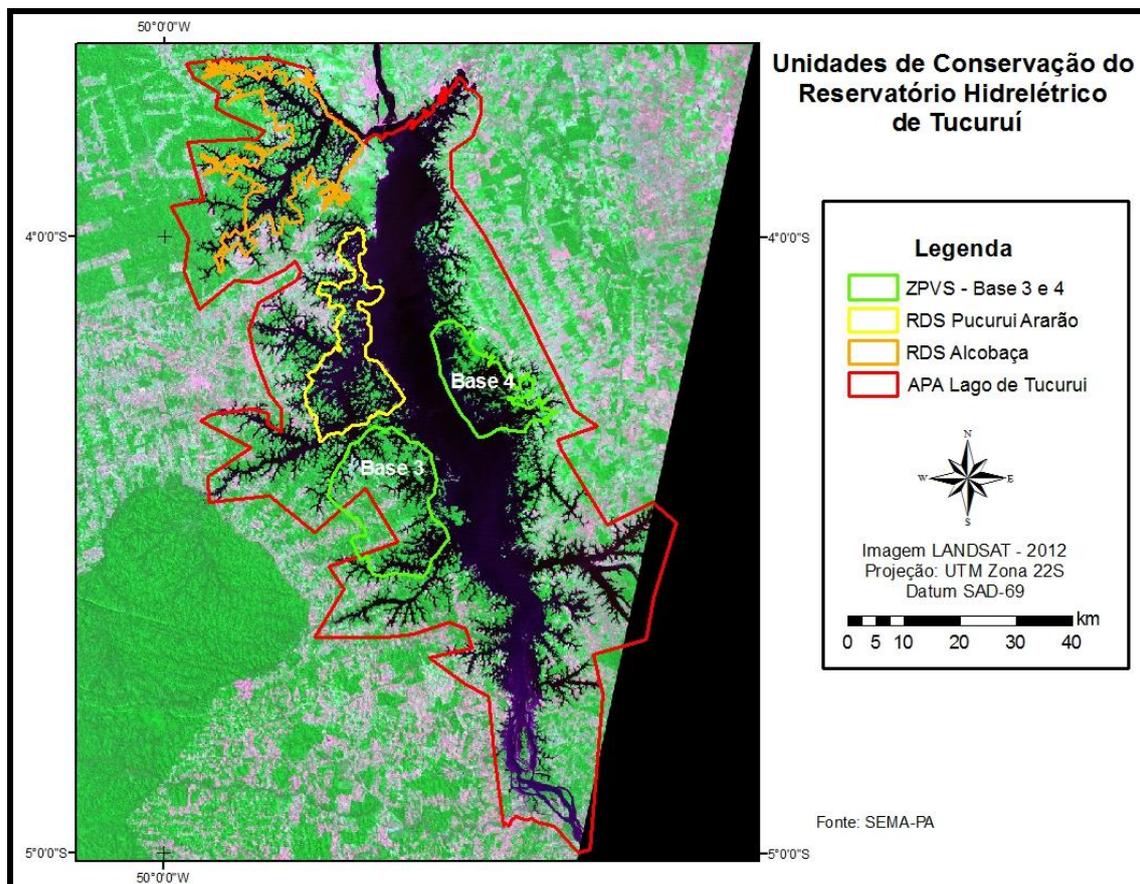
A vegetação predominante na área do reservatório, antes de sua formação, era representada pela floresta ombrófila densa de terras baixas (floresta de terra firme), floresta ombrófila densa aluvial (floresta de igapó) e formações pioneiras arbustivo-herbáceas sob influência aluvial (pedrais e praias arenosas). Com a formação do lago da usina somente as partes de topografia mais elevada da floresta de terra firme transformaram-se em ilhas isoladas de diferentes tamanhos, forma e grau de isolamento (ELETRONORTE, 2000).

A região de Tucuruí apresenta clima tipo tropical úmido (Amw) segundo a classificação de Köppen, caracterizando-se por apresentar duas estações bem definidas sendo, um período chuvoso que vai de dezembro a maio e outro seco, de junho a novembro, com uma estiagem pronunciada em agosto e setembro (ELETRONORTE, 2000). A pluviosidade anual é de

aproximadamente 2.400 mm, com temperaturas altas durante todo o ano (média mensal superior a 24 °C) e umidade relativa superior a 85% (FISCH et al., 1990).

Na área do reservatório de Tucuruí foram criadas 3 unidades de conservação de uso sustentável: Área de Proteção Ambiental (APA) Lago de Tucuruí; e duas Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Alcobaça e Pucuruí-Ararão (PARÁ, 2002). Dentro da APA Lago de Tucuruí, dois conjuntos de ilhas que foram utilizadas como áreas de soltura no resgate de fauna da Operação Curupira (WHITEMAN, 2007), no período pré-inundação, foram destacadas como Zonas de Proteção da Vida Silvestre (ZPVS) conforme a Resolução CONAMA nº 10 de 1988, que determina a criação de reservas ecológicas públicas ou privadas em qualquer APA para serem protegidas de forma integral, não havendo permissão para o uso dos sistemas naturais (CONAMA, 1988). Contudo, na APA Lago de Tucuruí, devido a problemas de fiscalização e diálogo entre a ELETRONORTE e comunidades tradicionais residentes nas ilhas, observa-se que cerca de 35 famílias ainda habitam algumas ilhas das ZPVS (WHITEMAN, 2007) (Figura 2).

Figura 2 – Localização das unidades de conservação do reservatório hidrelétrico de Tucuruí.



Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 2.1.2.2 Estrutura da Paisagem

As métricas ou índices de paisagem consistem em algoritmos que quantificam as características espaciais de fragmentos de vegetação isolados, em conjunto ou em um mosaico de paisagem (MCGARIGAL et al., 2002), nesta pesquisa se considera fragmentos como ilhas artificiais. Estes são utilizados para descrever a composição e o arranjo espacial de uma paisagem, ou seja, sua estrutura, também usados para documentar monitoramentos de paisagens antropizadas e servindo de dados de entrada para modelos espaciais (WALZ, 2011). Neste sentido, as métricas de paisagem foram utilizadas para quantificar a estrutura da paisagem do lago de Tucuruí, a partir dos índices de área, forma, proximidade e área nuclear. Foram definidas estas quatro métricas, por corresponderem as medidas mais adequadas para a análise de estrutura da paisagem e, por apresentarem os melhores resultados (CUSHMAN et al.,

2008). Os índices foram aplicados para todas as ilhas, a seguir se tem uma breve descrição das métricas utilizadas.

#### A – Medida de área (AREA)

Representa o somatório do tamanho e perímetro total das ilhas, expresso em hectares.

#### B – Medida de forma (SHAPE)

Consiste no formato da mancha florestal (ilha), sendo denominado de índice de forma (F), calculado pela equação  $(\text{Perímetro da ilha}/\sqrt{\text{tamanho da ilha}/4})$  (MCGARIGAL ; MARKS, 1995). Esta métrica tem uma relação direta com a distribuição da borda em um fragmento, pois uma mancha isométrica (círculo ou quadrado) contém mais áreas interiores do que borda, enquanto que um retângulo, com mesma área, tem proporcionalmente maior relação borda/interior (SOARES-FILHO, 1998). Quanto maior o índice, mais irregular é forma do fragmento, estando mais suscetível ao efeito de borda.

#### C – Medida de proximidade (NEAR e PROXIM)

A métrica de distância do vizinho mais próximo (NEAR) quantifica o afastamento da borda de uma ilha focal até a borda do polígono mais próximo, ilha ou continente, através da distância euclidiana, sem considerar a área e nem a existência de outras manchas próximas da ilha em análise (MCGARIGAL ; MARKS, 1995; TISCHENDORF et al., 2003), expressa em metros. O índice de proximidade (PROXIM) corresponde a soma das áreas das ilhas presentes em um raio pré-determinado, a partir da distância euclidiana borda-a-borda (MCGARIGAL ; MARKS, 1995). Esta métrica é uma medida da quantidade de habitat em uma paisagem, quanto menos habitat há disponível na paisagem circundante da ilha, maior o isolamento da mancha (FAHRIG, 2003). Neste índice trabalhou-se com dois raios, 50 e 100 metros ao redor das ilhas, buscando representar organismos com baixa e média capacidade de dispersão e deslocamento pela matriz, sendo extensões mais factíveis para a promoção da movimentação (TISCHENDORF et al., 2003; BANKS-LEITE et al., 2011; AWADE ; METZGER, 2008).

### D – Medida de área nuclear (CORE)

A área nuclear corresponde a extensão pré-determinada do efeito de borda em um fragmento (MCGARIGAL ; MARKS,1995), ou seja, informa quanto da área da ilha está livre da ação da borda. Nesta pesquisa se considerou a área de borda de 60 metros, admitindo um cenário conservador para a paisagem do lago, uma vez que, os danos causados pela formação do reservatório modificaram toda a paisagem, principalmente com a perda e fragmentação do habitat. Esta extensão foi definida com base nos resultados do experimento Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) que constatou que os efeitos mais intensos da borda ocorrem nesta distância (LAURANCE et al., 1998), apesar da extensão convencional de 100 metros adotada na literatura científica. Esta métrica foi expressa em hectares.

#### 2.1.2.3 Ilhas Prioritárias para Conservação

O grau de prioridade de conservação das ilhas foi definido com base no protocolo proposto por Durigan et al., (2009), mas considerando somente os aspectos importantes para a paisagem do reservatório e, no qual foram possíveis obter informações. Foram utilizados indicadores da paisagem, na escala da mancha e paisagem, baseando-se nos princípios da biologia da conservação (DURIGAN et al., 2009). O tamanho, a forma e a proximidade, receberam pesos relativos à sua importância ecológica na paisagem. As classes foram definidas com base nos atributos de cada ilha, sendo as notas representantes destes (Quadro 1). Como área e área nuclear apresentaram alta correlação (Spearman,  $R^2 = 0.94$ ), optou-se em considerar apenas a área nuclear como atributo de tamanho, devido ser um indicador que informa a relevância do tamanho da ilha e a presença de áreas sem influência do efeito de borda. Para proximidade foi aplicada duas abordagens, a primeira considerando a distância borda a borda das ilhas e continente, com objetivo de priorizar remanescentes mais próximos das margens, devido a maiores probabilidades de deslocamento das espécies. A segunda destacou o somatório das áreas das ilhas disponível no raio de 50 m, sem considerar o continente, devido este proporcionar valores muito altos do índice não representando o real isolamento. Ao compilar os dados das métricas foi

possível obter o valor de conservação (VC) de cada ilha, sendo gerado a partir do somatório das notas dos atributos, multiplicado pelos seus respectivos pesos (DURIGAN et al., 2009). As notas e os pesos foram definidos com base na representação que cada métrica tem para a biodiversidade.

Tabela 1 - Descrição dos indicadores da paisagem, peso, classes e notas utilizadas para avaliação de ilhas prioritárias para conservação no reservatório hidrelétrico de Tucuruí.

<b>Métricas</b>	<b>Peso</b>	<b>Classe</b>	<b>Nota</b>
Área Nuclear *	4	<50 ha	1
		50-100 ha	3
		>100 ha	5
Proximidade (50 m)**	3	Isoladas	1
		não isoladas	3
Distância do Vizinho mais próximo**	2	>200 m	1
		100 a 200 m	3
		<100 m	5
Forma*	1	>5	1
		2 a 5	3
		<2	5

\*métricas de paisagem na escala da mancha.

\*\*métricas de paisagem na escala da paisagem.

#### 2.1.2.4 Delineamento Amostral

Foram amostradas 463 ilhas no total, sendo 244 na margem direita e 219 na margem esquerda, estando localizadas na região mais ao norte do reservatório de Tucuruí, com uma extensão de aproximadamente 60 km da barragem até a ilha amostrada mais distante. A unidade amostral da estrutura da paisagem foi a ilha, também correspondendo a réplica do estudo. As margens do lago foram definidas como tratamentos, em virtude das mesmas poderem interferir no arranjo espacial das ilhas, seja na questão do grau de isolamento e/ou número de ilhas.

As métricas de paisagem (área, forma, proximidade e área nuclear) correspondem as variáveis dependentes, sendo indicadoras da estrutura da paisagem do lago de Tucuruí. Para o cálculo da métrica de Distância do Vizinho Mais Próximo (NEAR), se definiu duas classes (continente e ilha), por serem as duas áreas possíveis de reservatório fonte ou pontes de ligação. Já

para a métrica de Proximidade (PROXIM) com 50 e 100 metros de raio, foram consideradas somente as ilhas, retirando-se da análise o continente, devido o enviesamento que a área do continente poderia apresentar para a determinação do isolamento das ilhas, uma vez que, esta métrica é altamente influenciada pela área dos fragmentos, mas não refletindo verdadeiramente no aumento da taxa de imigração (TISCHENDORF et al., 2003). Para a análise estatística desta métrica foram consideradas apenas as ilhas não isoladas.

#### 2.1.2.5 Coleta de Dados

A amostragem das ilhas do reservatório de Tucuruí deu-se a partir da vetorização manual dos remanescentes, em uma imagem do sensor SPOT, do mês de julho do ano de 2010, período correspondente a estiagem, ou seja, quando há uma redução do nível de inundação do reservatório, havendo um acréscimo de área nas ilhas. No entanto, como a escala do estudo é regional, pequenas variações no tamanho das ilhas não irão influenciar na obtenção das informações espaciais e nas inferências. A escala definida para a digitalização foi de 1:5000 que possibilitou uma boa qualidade de extração das informações espaciais das ilhas. O processo de vetorização foi realizado em ambiente SIG (Sistema de informação Geográfico), utilizando o sistema de projeção Universal Transverse Mercator (UTM), zona 22 S, com Datum SAD-69, devido ser o adequado para o cálculo das métricas de paisagem. A imagem não foi classificada, em virtude da heterogeneidade das unidades de paisagem, que dificultavam a determinação das classes, sem uma verificação terrestre; e também, por que os dados espaciais das ilhas não são influenciados pelo uso e cobertura do solo. Para obtenção do formato vetorial do continente, realizou-se uma classificação não supervisionada, com apenas duas classes (água e continente), sendo exportada posteriormente apenas a porção continental.

O processamento dos dados espaciais foi realizado no programa ArcGIS 9.3, com auxílio da extensão V-LATE (Vector-based Landscape Analysis Tools), utilizado para o cálculo das métricas de paisagem.

### 2.1.2.6 Análise de Dados

O conjunto de dados das métricas de paisagem tiveram a normalidade testada através do teste de Shapiro-Wilk e, a homogeneidade das variâncias testada pelo teste de Levene. Todos os índices não apresentaram distribuição normal, mesmos após tentativas de normalização dos dados com a conversão para a distribuição logarítmica, sendo passíveis de testes não-paramétricos (ZAR, 2009). Os outliers não foram retirados das análises estatísticas, por considerar-se que estes são importantes para a compreensão da estrutura da paisagem na sua totalidade.

Para testar o papel das margens (variável independente) sobre os índices de paisagem (variáveis dependentes) foi aplicado o teste U de Mann-Whitney (ZAR, 2009). Também se aplicou este teste para verificar se houve diferença no isolamento entre os raios de 50 e 100 metros.

Aplicou-se a Correlação de Spearman para verificar o quanto da paisagem do reservatório esta sob condição de borda, testando a associação entre a proporção da área de borda (%) com o tamanho das ilhas (ZAR, 2009). Também utilizou-se tal correlação, para testar as possíveis associações entre as métricas de paisagem, removendo aquelas que apresentaram níveis de correlação acima de 70%, devido a redundância na informação que forneciam para a elaboração do modelo de áreas prioritárias para conservação. O nível de significância para todos os testes foi de <5%.

As análises estatísticas foram realizadas pela versão da linguagem R 2.15.2 (R Core Team, 2012), com o auxílio do pacote car (FOX ; WEISBERG, 2011) para o teste da homogeneidade das variâncias.

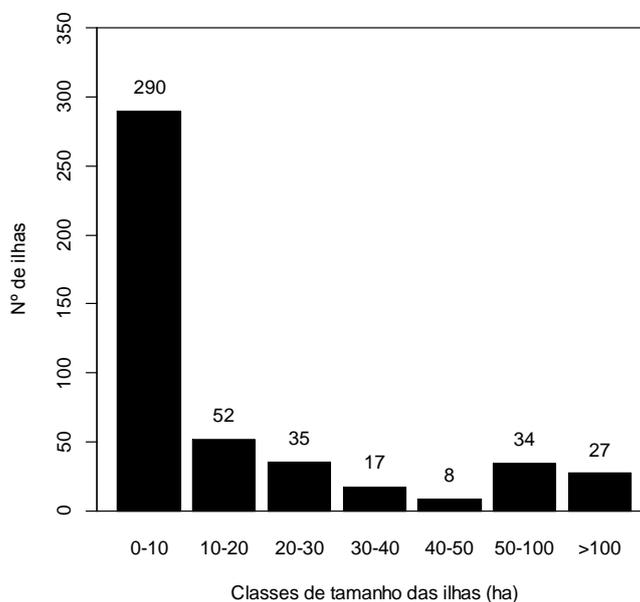
### 2.1.3 Resultados

#### 2.1.3.1 Métrica de Área

Foi mapeado um total de 10438 ha, que se encontram distribuídos em 463 ilhas. Percebeu-se que o reservatório hidrelétrico de Tucuruí é predominantemente caracterizado por pequenas ilhas com até 100 ha de área, 94% (436 ilhas) encontram-se nesta condição, 62% (290 ilhas) possuem

tamanhos até 10 ha e, 6% (27 ilhas) apresentam valores superiores a 100 ha (Figura 3).

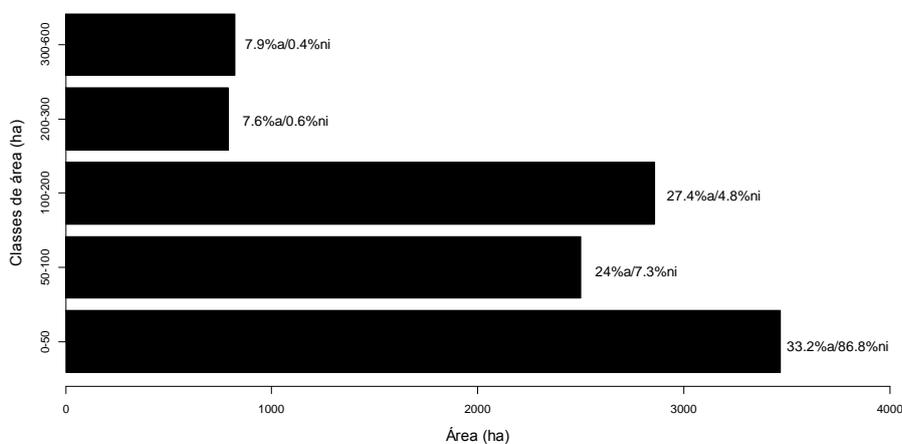
Figura 3 – Distribuição do número de ilhas por classes de área (ha). (n=463).



A maior área de ilhas somadas corresponde a classe com remanescentes até 50 ha, tendo uma área total de 3467,4 ha (33,2%) (Figura 4).

Apenas 27 ilhas correspondem a 4470 ha (42,9%) da área mapeada, sendo remanescentes com áreas superiores a 100 ha. Há uma representatividade de 22 ilhas com áreas entre 100-200 ha que juntas somam aproximadamente 3000 ha (27,4%). Ilhas acima de 300 ha representam 0,4% (2 ilhas) dos remanescentes mapeados, praticamente uma quantidade insignificante em termos de quantidade de ilhas.

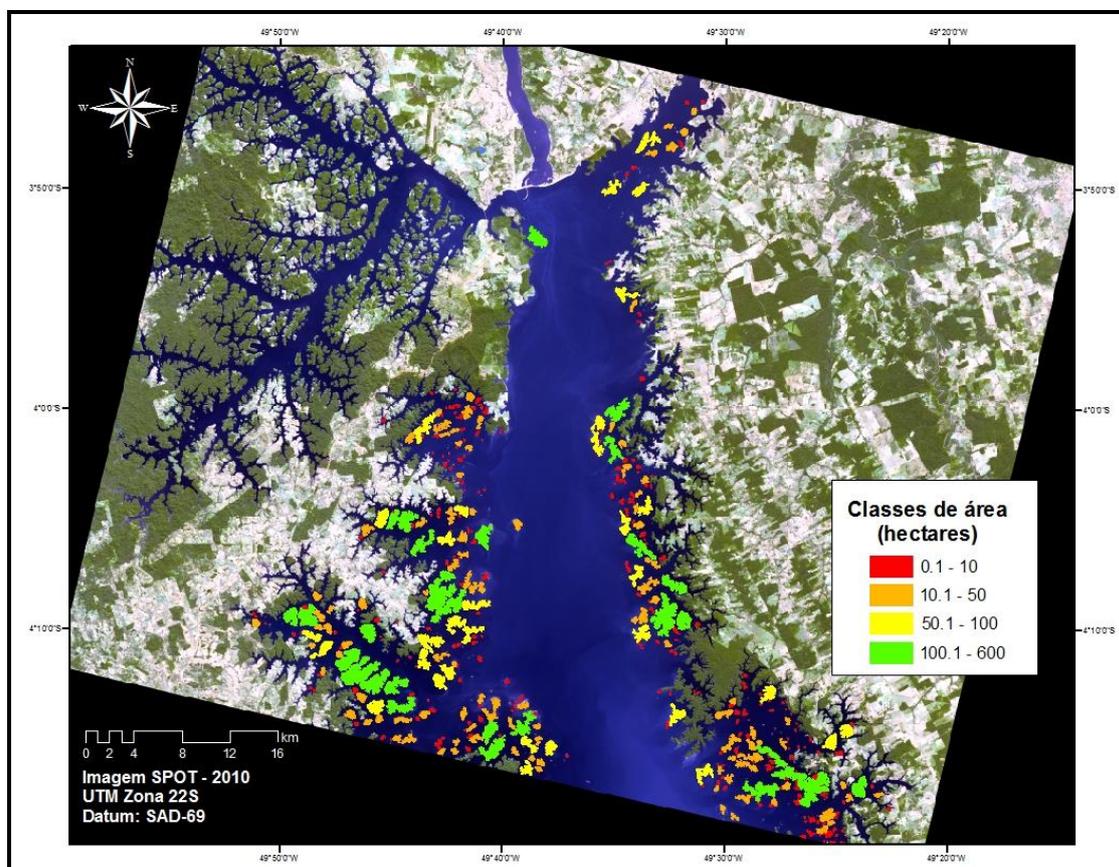
Figura 4 – Distribuição da área total por classes de área. %a (percentagem do total da área); %ni (percentagem do número de ilhas total). (n=463).



Na margem direita foi observado o maior número de ilhas pequenas com área até 10 hectares, cerca de 167 fragmentos, 66 ilhas tiveram área entre 10.01 e 100 hectares e apenas 11 ilhas ultrapassaram 100 hectares em área.

Em contrapartida, na margem esquerda se verificou que 122 ilhas possuem área até 10 hectares, 81 ilhas apresentaram área entre 10.001 e 100 hectares e, cerca de 16 ilhas possuem área maior que 100 hectares (Figura 5).

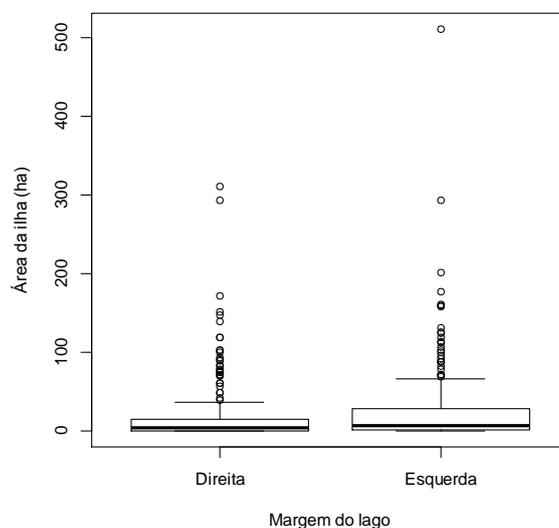
Figura 5 – Distribuição das classes de tamanho das ilhas Lago da UHE Tucuruí.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A mediana das áreas totais das ilhas da margem esquerda é estatisticamente maior que as da margem direita (Teste U de Mann-Whitney;  $W = 22450$  ;  $p = 0,003$ ). A média total das ilhas amostradas é de 22,5 hectares. A margem esquerda também apresentou a maior ilha amostrada no lago, com 510,9 hectares, enquanto que na margem direita a maior ilha apresentou 311,9 hectares (Figura 6).

Figura 6 – Boxplot da área total das ilhas amostradas, em função das margens do lago da UHE Tucuruí. (n=463; Teste U de Mann-Whitney;  $W = 22450$  ;  $p = 0,003$ ).

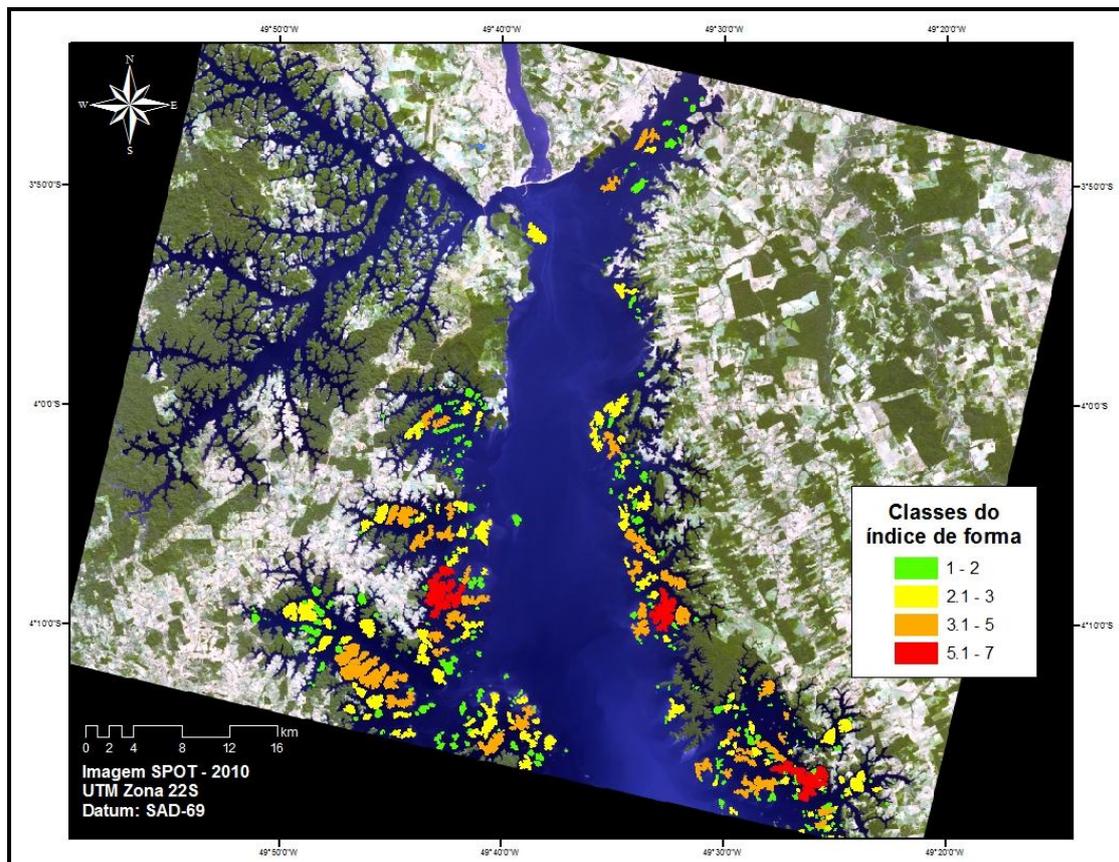


#### 2.1.3.2 Métrica de Forma

A forma das ilhas apresentou uma predominância de baixos valores, 70,8% (328 ilhas) das amostras possuíam índice de forma entre 1 e 2, isto revela que a paisagem do lago se caracteriza por ilhas isométricas, ou seja, com formato próximo ao circular, sendo um aspecto bom no que concerne a difusão do efeito de borda. Um total de 131 ilhas (28,3%) tiveram valores entre 2.1 e 5 e, apenas 0,8% (4 ilhas) tiveram índice de forma superior a 5. A ilha com maior índice apresentou o valor de 6,2, estando localizada na margem esquerda, é também a ilha com maior área.

Na margem direita 166 ilhas apresentaram índice de forma até 2; para o intervalo de 2.01 a 5, cerca de 75 ilhas estavam nesta condição; e, 3 ilhas possuíam forma maior que 5.1. Já na margem esquerda 154 ilhas tinham índice até 2; entre os valores de 2.001 e 5, se verificou 64 ilhas; e, somente uma ilha apresentou índice de forma maior que 5 (Figura 7).

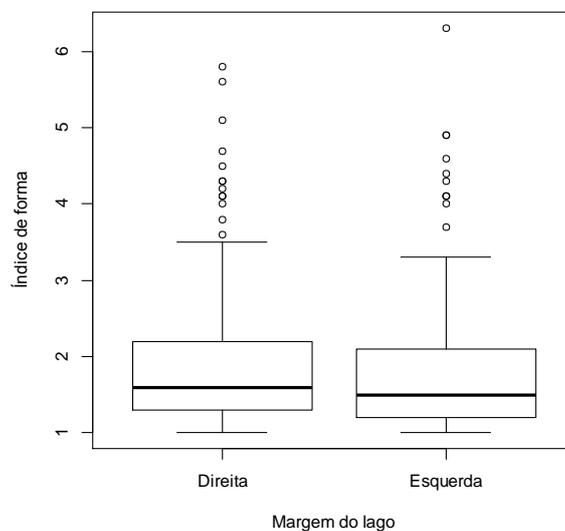
Figura 7 – Distribuição das classes do índice de forma das ilhas do lago da UHE Tucuruí.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Não houve diferença, entorno da mediana, do índice de forma das ilhas em função das margens do lago (Teste U de Mann-Whitney;  $W = 28738$  ;  $p = 0,159$ ) (Figura 8). A média total do índice de forma das ilhas foi de 1,8. Neste contexto, as ilhas do lago de Tucuruí, possuem um bom formato geométrico, não contribuindo para o predomínio da condição de borda e ampliação de suas consequências, na perspectiva espacial.

Figura 8 – Boxplot do índice de forma total das ilhas em função das margens do lago da UHE Tucuruí. (n=463; Teste U de Mann-Whitney;  $W = 28738$  ;  $p = 0,159$ ).



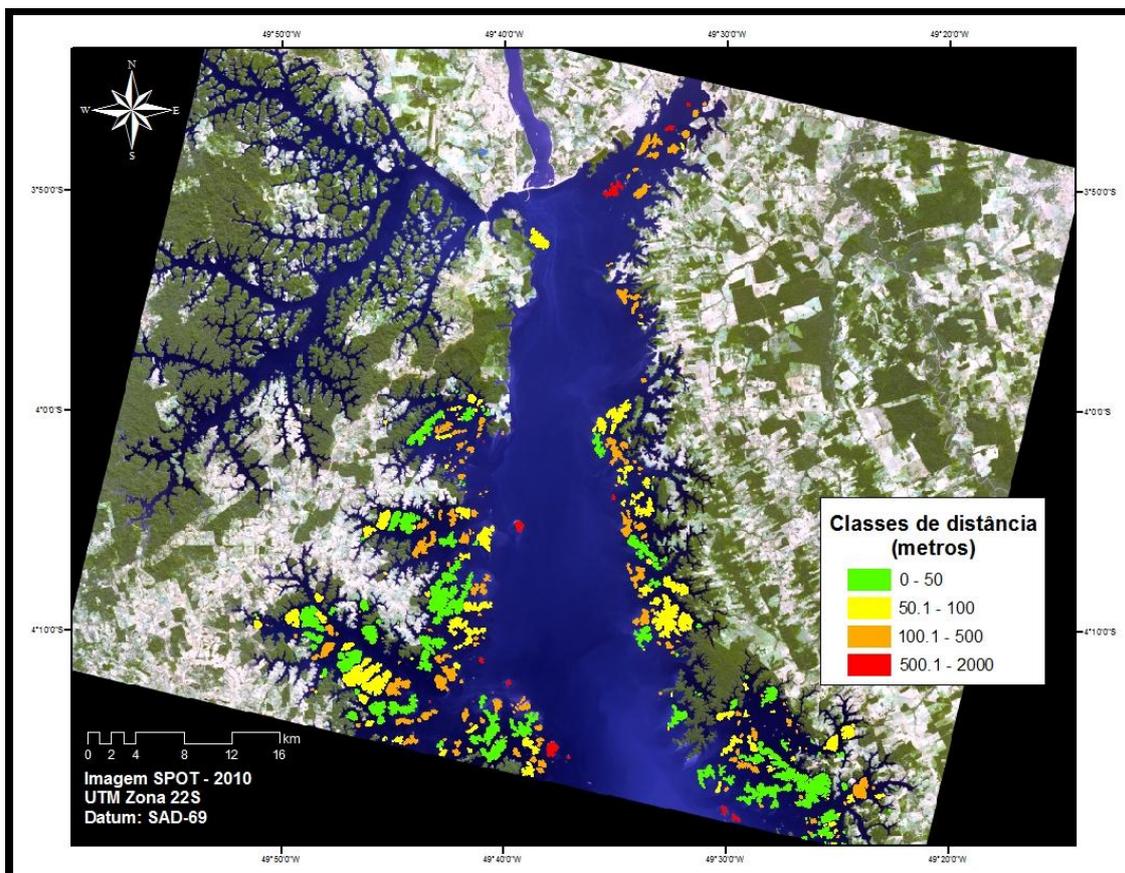
### 2.1.3.3 Métrica de Isolamento

#### *Distância do Vizinho mais próximo*

Mais da metade das ilhas (62,8%) apresentaram distâncias do vizinho mais próximo (ilha ou continente) de até 100 metros. Na faixa de distância de 100 a 500 metros haviam 159 ilhas (34,3%). E somente 13 ilhas (2,8%) se encontraram isoladas em uma extensão superior a 500 metros. A menor e a maior distância registrada foram 2,7 e 1795,2 metros, respectivamente.

Na margem direita 164 ilhas se encontraram afastadas até 100 metros; nas distâncias entre 100 e 500 metros foram observadas 74 ilhas, enquanto que acima de 500 metros de isolamento haviam apenas 6. No lado esquerdo 127 ilhas distavam até 100 metros de outros pontos de terra, 85 ilhas estavam distantes entre 100 e 500 metros e, apenas 7 ilhas tiveram isolamento superior a 500 metros (Figura 9).

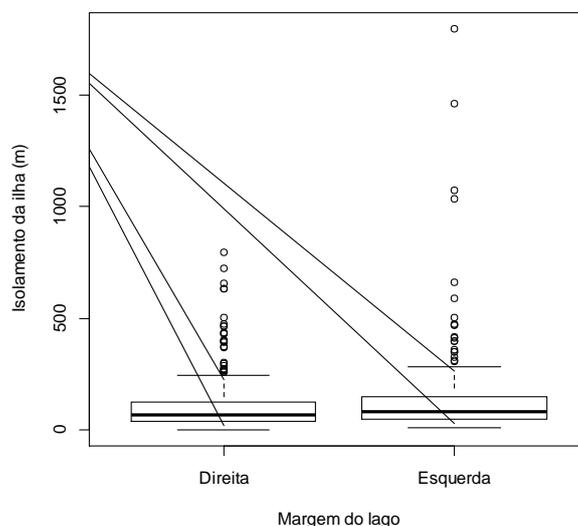
Figura 9 – Distribuição das classes da métrica de distância do vizinho mais próximo das ilhas do lago UHE Tucuruí, em função das margens.



Fonte: Elaborado pelo autor.

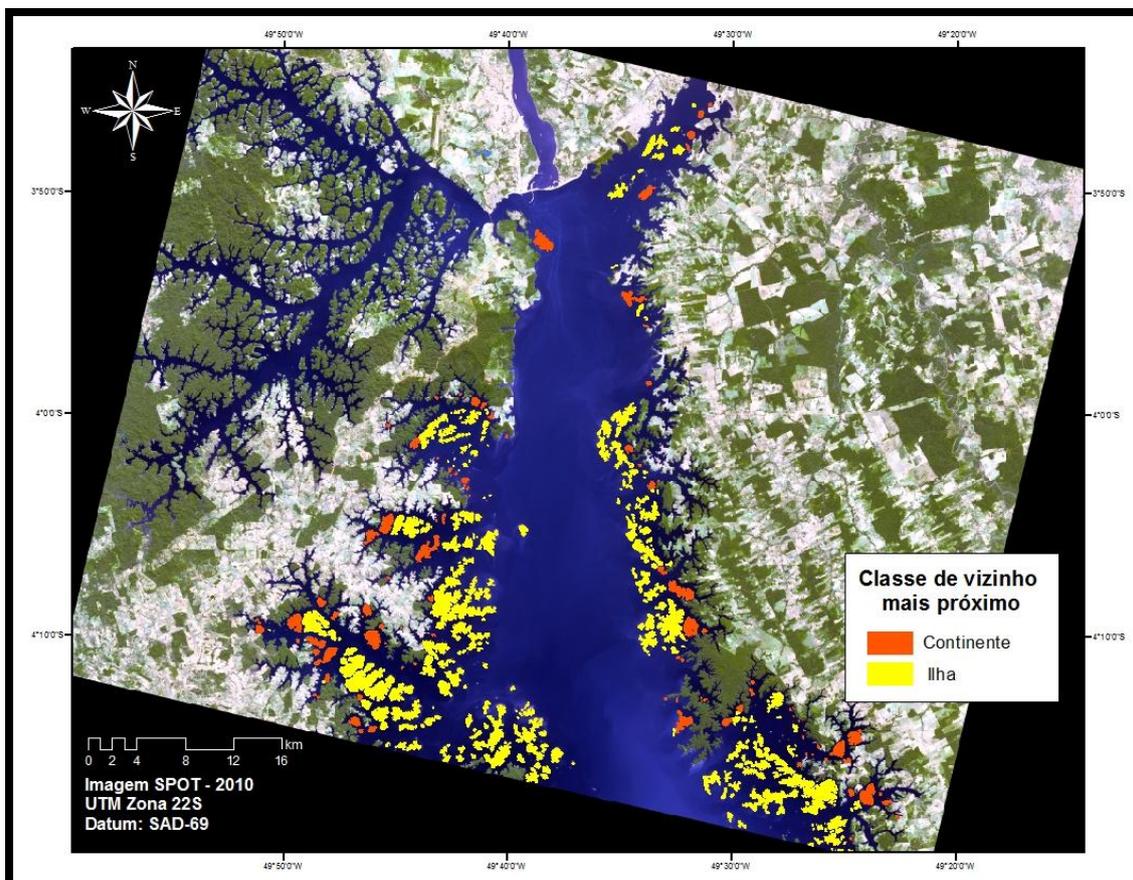
A distância das ilhas ao bloco de terra mais próximo, foi estatisticamente maior nas ilhas da margem esquerda (Teste U de Mann-Whitney;  $W = 23796,5$ ;  $p = 0,042$ ). A média total (dado bruto) da proximidade das ilhas no lago foi de 124 metros (Figura 10).

Figura 10 – Boxplot da distância das ilhas ao vizinho mais próximo, em função das margens do lago da UHE Tucuruí. (n=463; Teste U de Mann-Whitney;  $W = 23796,5$  ;  $p = 0,042$ ).



Em relação ao vizinho mais próximo, 100 ilhas tiveram o continente como o possível reservatório fonte, porém 363 ilhas estavam mais próximas de outras ilhas. Ambas as margens apresentaram quantidade de ilhas semelhantes, no que tange a proximidade com continente, 49 e 51 ilhas na margem direita e esquerda, respectivamente. A margem direita possuía 195 remanescentes mais próximos de outras ilhas, enquanto que a margem esquerda apresentou 168 ilhas (Figura 11).

Figura 11 – Distribuição das ilhas que possuem como vizinho mais próximo o continente ou ilhas.

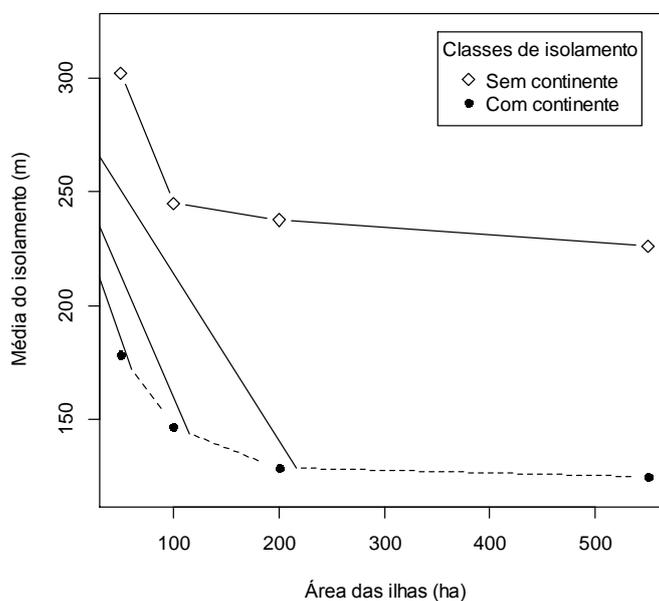


Fonte: Elaborado pelo autor.

O continente foi importante para redução do isolamento das ilhas, quando analisado de forma separada. O isolamento médio das ilhas com até 50 ha, desconsiderando o continente, foi de 302 metros. Para ilhas com área até 100 e 200 ha, a distância média entre os remanescentes foi de 245 e 237 metros, respectivamente. Para todas as ilhas mapeadas a média do isolamento foi de 226 metros. Ao implementar o continente na análise de distância, as ilhas menores que 50 ha tiveram média de isolamento de 178 metros, ilhas até 100 ha apresentaram isolamento médio de 147 metros. Ilhas até 200 ha tiveram isolamento semelhante ao de todas as ilhas mapeadas, 128 e 124 metros, respectivamente. Foi possível perceber um padrão de isolamento para as classes de área, com as ilhas menores que 50 ha estando mais isoladas que as demais, porém isso ocorreu, devido a influência do número de ilhas, porque para as demais classes foram reconsideradas as ilhas com áreas inferior,

havendo um aumento nas unidades amostrais analisadas que promoveram a redução do isolamento para tais classes. No entanto, é notável perceber que mesmo com acréscimo das ilhas e a relevância do continente, a paisagem do reservatório de Tucuruí exibe um isolamento de até 120 m, que pode ser uma barreira para muitos organismos que possuem baixa capacidade de dispersão e deslocamento pela matriz (Figura 12).

Figura 12 – Comparação do isolamento médio das ilhas com e sem continente. (n=463).



#### *Proximidade com raio de 50 e 100 metros*

Ao se estabelecer um raio de 50 metros entorno das ilhas, se verificou que apenas 72 ilhas não se encontraram isoladas na margem direita, enquanto que na margem oposta essa quantidade reduziu para 42. Neste cenário, se obteve apenas 16,9 ha de habitat total disponível para o deslocamento de espécies com capacidade de ultrapassar 50 m de matriz. Do total de habitat 11,3 ha estavam localizados na margem direita e 5,6 na esquerda, revelando uma característica mais agrupada das ilhas da margem direita, sendo mais passíveis da ocorrência de (re)colonização e efeito resgate nesta margem. A ilha com mais habitat nas suas adjacências, teve 4 ha de área disponível, estando localizada na margem direita. No outro lado a maior área ao redor de

uma ilha foi de 1,9 ha. A média total (dado bruto) de área disponível para as ilhas não isoladas foi de 0,1 ha.

O isolamento das ilhas no raio de 50 metros entre as margens foi o mesmo (Teste U de Mann-Whitney;  $W = 1301$  ;  $p = 0,141$ ). Isto representa que a área de habitat disponível ao redor das ilhas não isoladas nesta extensão, é estatisticamente igual em ambas margens.

Para o raio de 100 metros, se observou 135 ilhas não isoladas na margem direita e 93 na margem esquerda, com uma área total de 18,3 ha, distribuídos em 12 ha na margem direita e 6,2 na esquerda. No panorama das maiores áreas disponíveis ao redor de uma única ilha, se manteve as mesmas ilhas que foram observadas na extensão inferior, com a média global (dado bruto) da área no entorno de 0,1 ha. Não se constatou diferença no isolamento das ilhas em relação às margens (Teste U de Mann-Whitney;  $W = 6004$  ;  $p = 0,425$ ).

No entanto, ao comparar o isolamento das ilhas entre os raios de 50 e 100 metros, atentou-se que o número de ilhas não isoladas do reservatório, no maior raio, dobrou. Porém, foram as ilhas no raio de 50 metros que se demonstraram com maior área ao seu redor, ou seja, menos isoladas (Teste U de Mann-Whitney;  $W = 11132$  ;  $p = 0,004$ ), sendo um reflexo da predominância de ilhas pequenas no lago, mostrando que o acréscimo de ilhas não foi acompanhado pelo incremento de área.

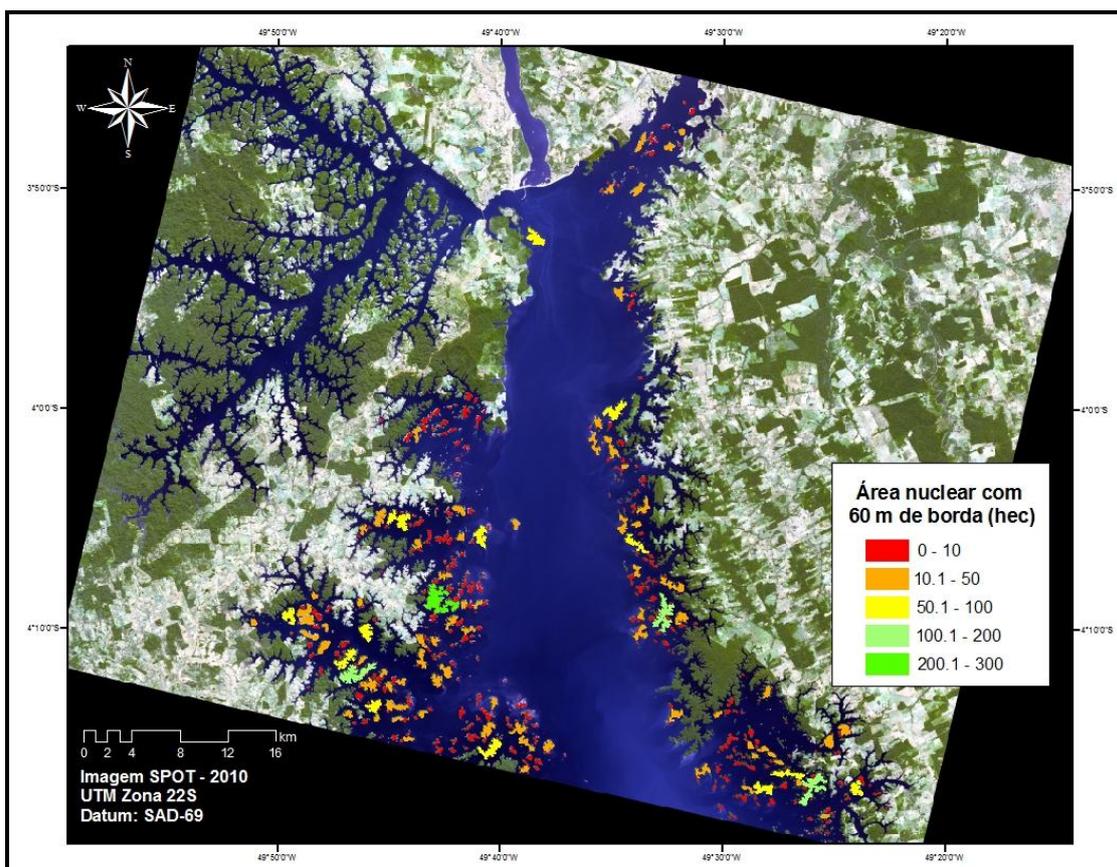
#### 2.1.3.4 Métrica de Área Nuclear

Na paisagem mapeada do lago de Tucuruí se observou que 275 ilhas possuíam área nuclear, e 188 ilhas não apresentavam este tipo de ambiente. Isto significa que 4.033,2 ha correspondem exclusivamente ao habitat de centro, ou seja, ambiente com características naturais da floresta, sem a influência do efeito de borda. Enquanto que 6.404,8 ha estavam sobre condição de borda, apresentando possíveis distinções ecológicas e micrometeorológicas, quando comparado com o habitat original. A margem direita teve 130 e 114 ilhas sem e com área nuclear, respectivamente. Por sua

vez, a margem esquerda apresentou 74 ilhas sem área nuclear e 145 com tal ambiente.

As áreas nucleares se encontravam de maneira individual e disjunta, ou seja, várias áreas nucleares em uma única ilha, devido a influência da forma geométrica irregular que proporciona vários núcleos em um único fragmento. Foram identificadas 509 áreas nucleares nas ilhas artificiais do lago, sendo 221 na margem direita e 288 na margem ocidental. Houve uma predominância de áreas nucleares pequenas de até 10 ha, representadas por 189 ilhas, sendo 95 na margem direita e 94 na esquerda. Verificou-se 81 ilhas (33 – margem direita; 48 – margem esquerda) com áreas nucleares entre 10.1 e 100 ha e, apenas 5 ilhas com área acima deste patamar, com destaque para a maior área nuclear, com 245 ha (Figura 13).

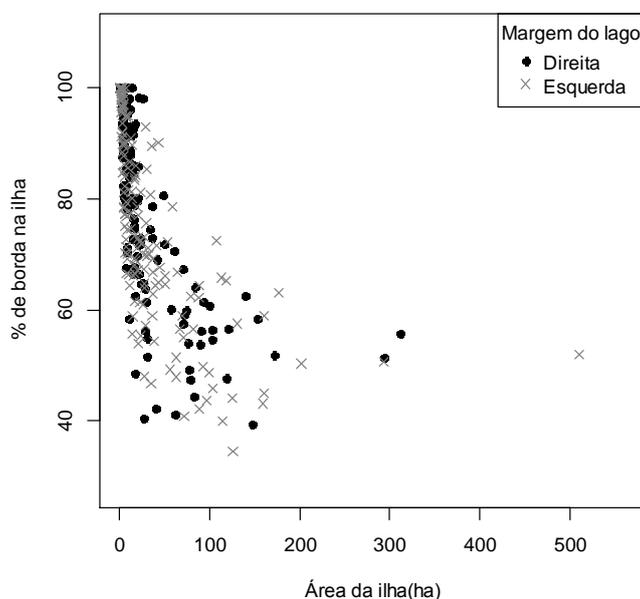
Figura 13 – Distribuição das classes do tamanho da área nuclear das ilhas do Lago da UHE Tucuruí, a partir de uma borda de 60 metros.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A associação entre a área da ilha e a área de borda foi negativa, ou seja, a proporção de borda na ilha está relacionada inversamente ao tamanho do remanescente (Spearman = -0,909). Em torno de 188 ilhas apresentaram sua área total sobre a condição plena de borda. A menor percentagem de área de borda observada foi de 34,4%, não compreendendo a da maior ilha, em razão desta apresentar uma forma muito irregular que favorece a maior quantidade de borda, apesar do seu tamanho. A relação destas variáveis (área de borda x tamanho da ilha) não implica em uma causalidade, apenas informa o quanto uma variou em relação a outra (Figura 14).

Figura 14 – Dispersão do tamanho das ilhas com a proporção (%) de borda. (n = 463;  $R^2 = -0.909$ ; S = 31573045;  $p < 0.001$ );).

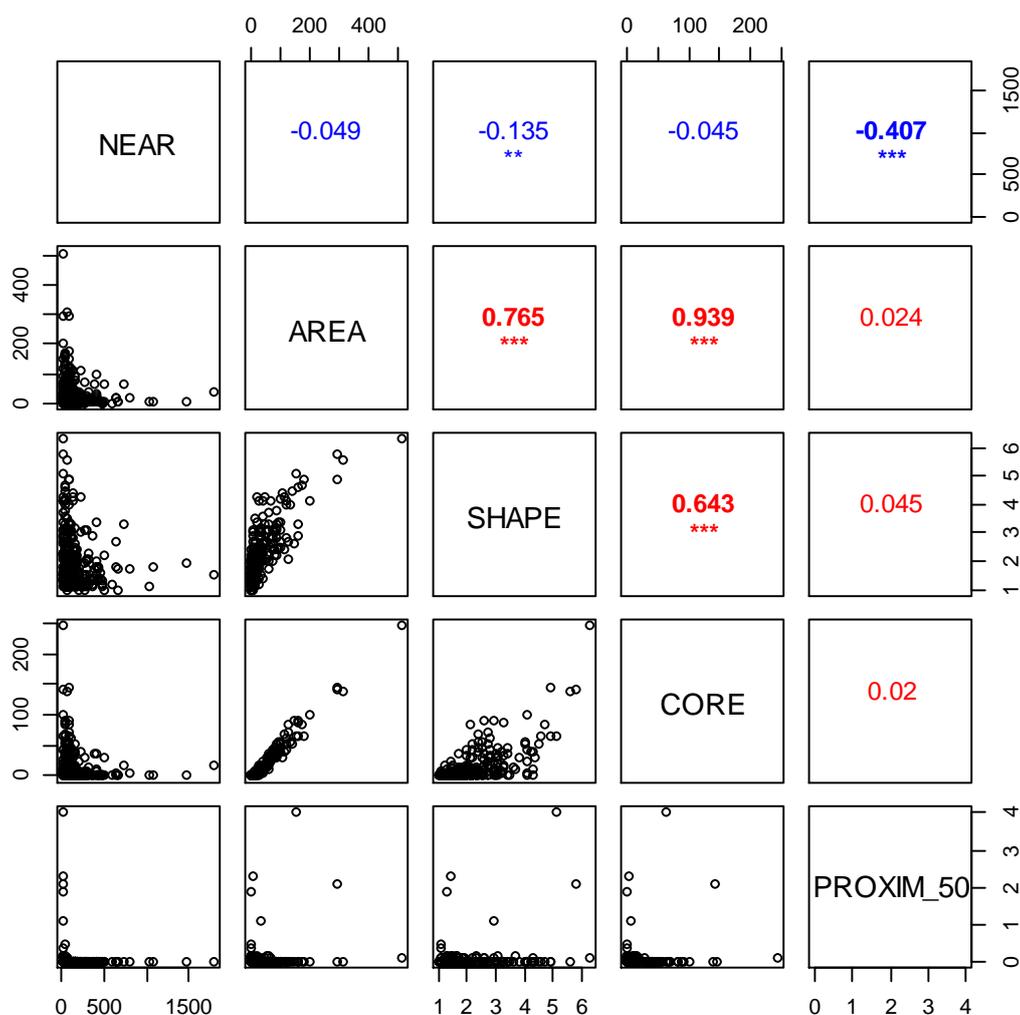


#### 2.1.3.5 Métricas de Paisagem como Indicadores de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade

As métricas de paisagem apresentaram diversas correlações significativas (Figura 15). As correlações das métricas de área com forma e área nuclear atingiram valores acima de 0,70, ou seja, possuem o mesmo efeito. Por isso, retirou-se a métrica de área do modelo de ilhas prioritárias para conservação. Apesar da correlação significativa entre as métricas de distância

do vizinho mais próximo e proximidade, estas duas foram mantidas no modelo, devido a distinção nos métodos para definição do isolamento de uma ilha.

Figura 15 - Matriz de dispersão com valores dos  $R^2$  das correlações de Spearman aplicadas para as métricas de paisagem. As cores vermelhas indicam correlação positiva e a azul correlação negativa. (n=463); \*\*p<0,01; \*\*\*p<0,001 (nível de significância).



Das 275 ilhas que apresentaram área nuclear, somente 5 remanescentes tiveram área do interior da floresta maior que 100 ha, havendo um predomínio de áreas nucleares inferiores a 50 ha (252 ilhas) e, 18 ilhas com área nuclear entre 50 – 100 ha. Com base no índice de proximidade apenas 39 ilhas não se encontraram isoladas, diferentemente de quando analisadas a partir da distância do vizinho mais próximo, onde se verificou 291 ilhas conectadas até uma extensão de 100 m e, apenas 64 ilhas estavam isoladas a

uma distância superior a 200 m. Em relação a forma 307 ilhas tiveram índice inferior a 2 e, apenas 4 ilhas possuíram índice maior que 5.

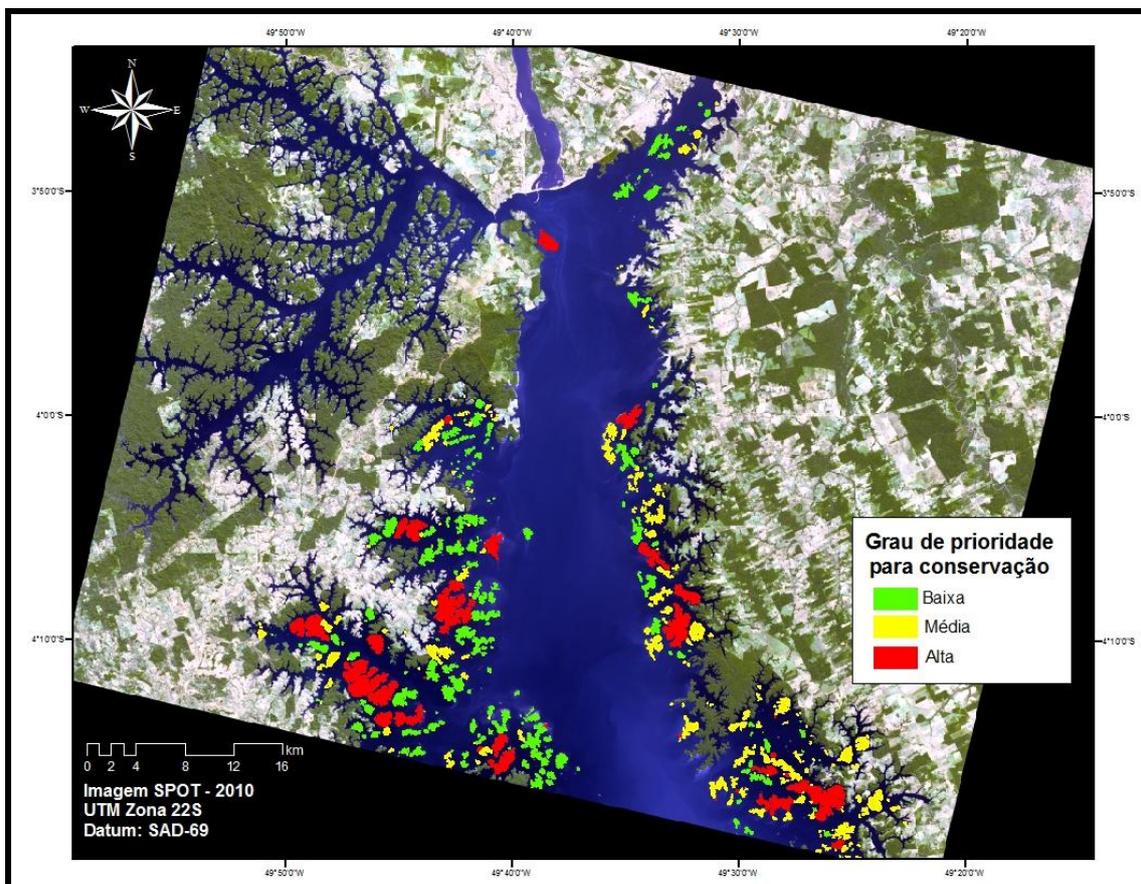
A margem direita foi a que apresentou o maior número de ilhas com médio e alto grau de conservação, 170 e 29 ilhas, respectivamente. Para a margem esquerda observou-se um predomínio de ilhas com baixo grau de prioridade (119 ilhas), médio grau (76) e apenas 24 ilhas com alto grau. Percebe-se que a área e proximidade mínima das ilhas em seus respectivos graus de prioridade não apresentaram diferenças relevantes, com exceção de algumas ilhas (Tabela 1), informando assim que não houve uma inclinação de priorização das ilhas maiores ou menos isoladas *in situ*, mas que a realidade estrutural da paisagem prevaleceu para a identificação das mesmas.

Tabela 2 - Descrição espacial do grau de prioridade para conservação das ilhas do Lago da UHE Tucuruí.

<b>Grau de prioridade</b>	<b>Nº de ilhas</b>	<b>Área mínima (ha)</b>	<b>Área máxima (ha)</b>	<b>Proximidade mínima (m)</b>	<b>Proximidade máxima (m)</b>
<b>Baixa</b>	164	0.2	119.1	12.1	1795.2
<b>Média</b>	246	0.1	119	8.7	1089.8
<b>Alta</b>	53	0.2	510.9	8.6	213.9

Percebe-se um agrupamento das ilhas com médio e alto grau de prioridade na margem direita próximo ao continente, proporcionando uma maior probabilidade de deslocamento da fauna entre os remanescentes, sobretudo por estarem bem conservados, devido a ZPVS – Base 4. Na margem esquerda, nota-se o mesmo cenário anterior, porém ressaltando que apesar do predomínio de ilhas com baixo grau de prioridade, estas tornam-se fundamentais para a promoção da conectividade nesta margem (Figura 16).

Figura 16 – Distribuição do grau de prioridade para conservação e restauração da biodiversidade das ilhas do reservatório hidrelétrico de Tucuruí.



Fonte: Elaborado pelo autor.

## 2.1.4 Discussão

### 2.1.4.1 Área

O presente estudo concluiu que a paisagem do reservatório hidrelétrico de Tucuruí ficou altamente fragmentada, com uma grande quantidade de ilhas artificiais pequenas, tendo sua área distinta em função da margem. Construções de represas têm se demonstrado como um dos catalisadores na redução da biodiversidade, devido a perda e fragmentação de habitat (WU et al, 2003), proporcionando condições atípicas para as populações remanescentes.

O efeito da área sobre a interação das espécies é uma das consequências imediatas percebidas em reservatórios, pois áreas menores na forma de ilhas, promovem um crescimento da densidade populacional local,

devido a fuga dos animais para as áreas mais altas das ilhas, resultando no aumento de eventos de predação e competição inter e intra-específica que provocam declínio no número de indivíduos logo após a ruptura da floresta (WU et al, 2004). Para Tucuruí este cenário pode ser potencializado pela predominância das ilhas pequenas, que favorecem a estocasticidade demográfica, concomitantemente ao aumento na probabilidade de endocruzamento entre os indivíduos parentais, acarretando na perda de variabilidade genética.

A relação espécie-área em lagos de barragens sofrem alterações em um curto espaço de tempo, devido o deslocamento dos animais para as mesmas áreas, que além da predação e competição, promovem mudanças no forrageamento (WU et al., 2004), podendo provocar alterações nos hábitos alimentares, devido a concorrência por recursos que condicionam as espécies a usarem alimentos menos preferidos como novas fontes de alimentos, assim como introduzir novos componentes na dieta alimentar (WANG et al., 2010). A escassez de recursos preferenciais pelo macaco Cuxiú-Preto (*Chiropotes satanas*) nas ilhas de Tucuruí o fizeram consumir flores e partes não reprodutivas dos vegetais, alimento com baixa qualidade para estes primatas e, além do mais, devido a ausência de minerais nestes alimentos foi observado geofagia, comportamento raro para esta espécie, como mecanismo suplementar a ingestão de minerais (VEIGA ; FERRARI, 2007).

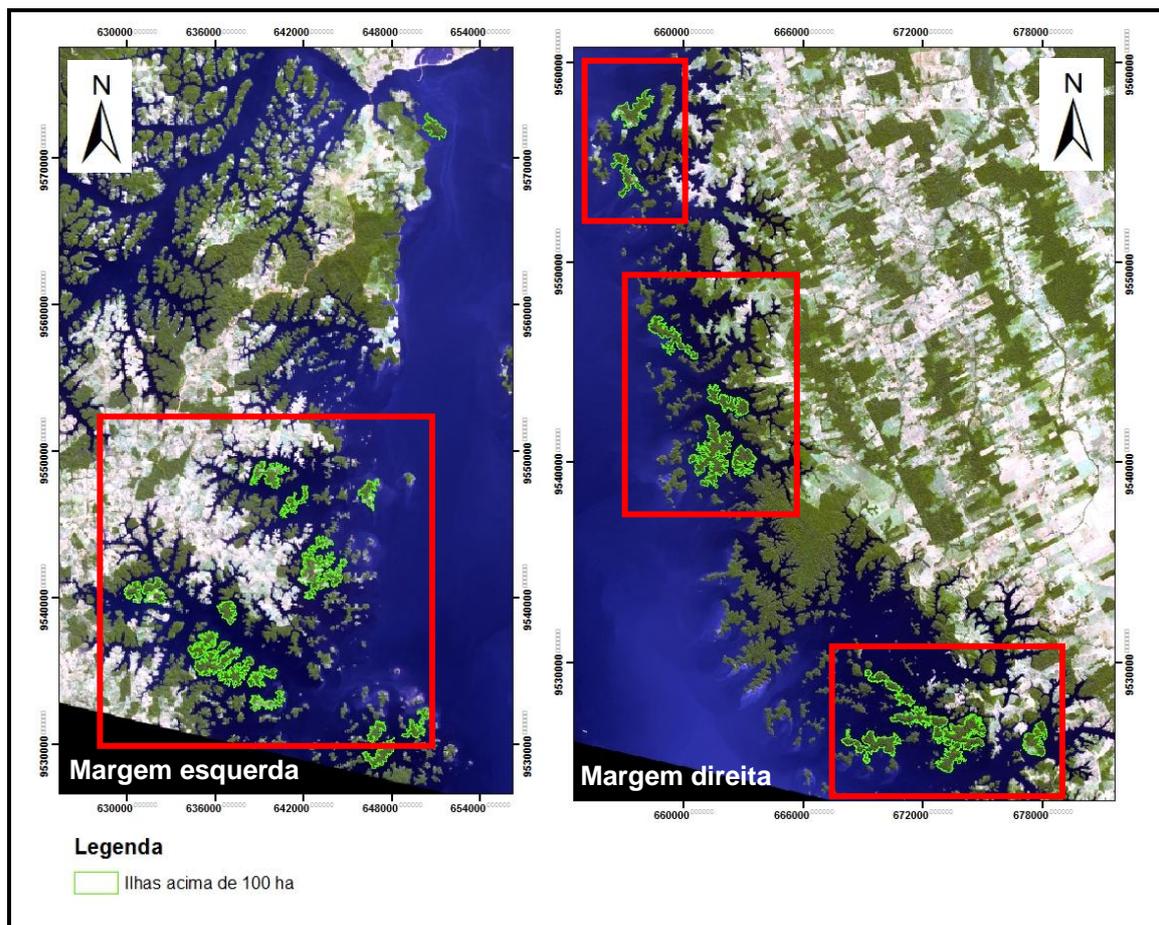
Como a paisagem do reservatório de Tucuruí se caracterizou por pequenas ilhas, pode-se esperar que os efeitos de área sejam mais intensos nestes remanescentes, sobretudo nas ilhas antropizadas, uma vez que, a sucessão ecológica age, fazendo com que o declínio no número de espécies não seja evidente, mas mudanças na composição de espécies se tornam problemáticas, devido a invasão de espécies generalistas de habitat de borda, que disputam territórios e recursos com as demais espécies, podendo vir dominar nos remanescentes.

Tal efeito de substituição das espécies especialistas por generalistas já foi observado na Floresta Atlântica, que devido ao tamanho pequenos dos fragmentos, muitos animais e vegetais tornaram-se ameaçados de extinção, a partir da secundarização ou capoeirização da floresta (TABARELLI et al., 2012).

O tamanho das ilhas oriundas da formação de barragens varia em função da paisagem na qual estão inseridas e pelo nível de inundação. A barragem de Três Gargantas, localizada no Rio Yangtze (China), esta situada em uma região montanhosa que de acordo com a simulação de níveis de inundação para 50 e 200 m, houve a formação de 47 e 102 ilhas, respectivamente (WU et al., 2004). No Lago Guri (Venezuela) a elevação da água atingiu aproximadamente 270 m acima do nível do mar, o que criou algumas dezenas de ilhas com áreas entre 0,1 - 650 ha (TERBORGH et al., 1997). Já para Tucuruí (74 m), Balbina (50 m) (Brasil) e Petit Saut (Guiana Francesa) a topografia mais plana (FEARNSIDE, 2009) proporcionou um maior número de ilhas.

A maior parte das ilhas de Tucuruí estão agrupadas, mas distantes em torno de 18 km da barragem, poucas ilhas estão próximas da usina concentradas na margem direita, somente a Ilha de Germoplasma esta situada na margem esquerda nas adjacências da barragem. As maiores lhas, acima de 100 ha, estão distribuídas entre as duas margens, porém com maior quantidade na margem esquerda (Figura 17). No entanto, é na margem direita que se encontram as ilhas em melhor estado de conservação devido a presença da unidade de conservação ZPVS (Base 4) (PARÁ, 2002), que diferentemente da Base 3 abrangem mais ilhas do que o continente. Esta condição de proteção pode ser favorável para uma melhor adaptação das espécies ao ambiente fragmentado (WU et al, 2004), pois para as ilhas da margem esquerda, além da fragmentação insular, se observa uma ocupação do solo que ocasiona fragmentação terrestre no interior das ilhas, tornando as populações faunísticas e vegetais mais vulneráveis aos efeitos da fragmentação.

Figura 17 – Localização das maiores ilhas (>100 ha), com destaque para a proximidade com o continente.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Espécies com requisito de grandes áreas de habitat geralmente são as primeiras a serem extintas localmente em ilhas artificiais, devido a resistência da matriz, como foi observado em Guri, uma redução da diversidade de mamíferos de grande porte nos primeiros 4 anos de fragmentação (TERBORGH et al., 2001). No entanto, isto vai ser definido não pela redução da área, mas pelo histórico da paisagem, pois na barragem de Petit Saut tais animais foram menos sensíveis a fragmentação (COSSON et al., 1999). Em Tucuruí há carência de publicação deste tipo de informação, mas com base no resgate de fauna realizado pela ELETRONORTE, mamíferos especificamente, percebe-se que animais de grande porte não foram inventariados, havendo uma predominância de roedores (Rodentia), macacos (Primates) e bicho-preguiça (Xenarthra) (ELETROBÁS, 1999), podendo ser uma evidência da

vulnerabilidade destes animais à fragmentação insular. A perda de predadores, pode resultar no aumento da herbivoria, que conseqüentemente acarretaria na diminuição de plântulas e juvenis (TERBORGH et al., 2001), impactando na capacidade de persistência de algumas espécies vegetais e de animais especializados nestas espécies.

Em relação à diferença no tamanho das ilhas em função das margens, podemos sugerir que isto ocorra, devido a ligação com o continente, pois foi observado que maiores ilhas encontram-se bem próximas das margens e que em períodos de redução do nível de inundação estas se conectam com o continente, sendo na verdade uma extensão continental que segue para o interior do rio, podendo ser consideradas como pseudo-ilhas, pelo menos durante o período menos úmido na região. Outra possibilidade pode estar relacionada com a profundidade do rio Tocantins próximo às margens, devido o uso da terra mais intenso historicamente na margem esquerda, com atividades de exploração madeireira, pecuária e agricultura familiar que podem ter desencadeado o processo de assoreamento, ocasionando a agradação das ilhas, ou seja, a expansão destas, junto com o depósito de sedimentos promovido pelo rio.

#### 2.1.4.2 Forma

Este trabalho demonstrou que os índices de forma das ilhas do reservatório não distinguem-se em relação as margens, apresentando baixos valores, que revelam uma característica geral do arquipélago com ilhas de formatos regulares, ou seja, próximo do círculo. A forma da mancha se refere a área bidimensional, determinada pela variação de suas bordas, que afetam diretamente os movimentos e fluxos entre os ecossistemas adjacentes (FORMAM, 1995).

A relação borda-interior da mancha é determinada pelo seu formato, pois quanto mais alongada (linear) for a forma da mancha, maior interação haverá com a matriz, funcionando assim como corredor que proporcionará maior probabilidade de movimento entre o fragmento e a área circundante (FORMAM, 1995), aumentando a taxa de predação, mortalidade, invasão de espécies exóticas para a borda e interior do fragmento, exposição ao vento,

maior diversidade de espécies generalistas e intensificação do efeito de borda (LAURANCE et al., 2011; FORMAM, 1995). Manchas mais compactadas são mais eficazes para conservação dos recursos internos (área nuclear).

As ilhas do lago de Tucuruí, baseando-se no parâmetro da forma, estão sobre pouca influência do efeito de borda, que é um fenômeno associado a este indicador, tendo suas consequências maximizadas ou não, pelo formato, mas outras características também devem ser consideradas concomitantemente, como a matriz, topografia e a espécie focal.

Apesar do índice de forma ter sido predominantemente baixo, nas ilhas de Tucuruí já foi observado que a estrutura da vegetação e condições micrometeorológicas de alguns remanescentes se apresentaram semelhantes, entre a borda e interior das ilhas, mesmo nos remanescentes maiores, sendo atribuído a topografia íngreme e a matriz aquática (FERREIRA et al., 2012). A orientação do eixo longitudinal de um fragmento influencia no fluxo da paisagem, sendo a chave de vários fenômenos ecológicos, por exemplo, o fluxo de vento e água que podem ocasionar erosão do solo (FORMAM, 1995), favorecendo a expansão da borda nas ilhas do reservatório de Tucuruí.

Além da forma influenciar nas interações entre mancha e matriz, a origem da forma das manchas também possuem um papel importante neste processo. Existem dois tipos de origem, as manchas naturais que são mais curvilíneas e, as antrópicas que possuem forma geométrica convoluta e alongada. A primeira, mesmo em manchas com alto índice de forma, se apresentam com as suas bordas menos expostas a matriz, apesar das irregularidades, com curvas mais suaves. As manchas humanas, por sua vez, são caracterizadas por bordas mais retas, com áreas maiores e quadráticas, estando mais abertas ao contato com as áreas adjacentes (FORMAM, 1995).

As ilhas analisadas neste estudo são oriundas de atividades humanas, no caso construção de barragem, que provocaram a perda de habitat da floresta de terra firme, em virtude do alagamento. Apesar destas ilhas não apresentarem um índice de forma elevado, a matriz aquática é o principal fator no efeito de borda nesta região, devido sua alta resistência para a maioria das espécies, sobrepondo-se a forma, que acabam contribuindo para a potencialização das consequências e expansão da borda na área insular do lago.

### 2.1.4.3 Isolamento

O grau de isolamento das ilhas da margem esquerda foi maior que a da direita, com base na métrica do vizinho mais próximo e, o arquipélago em geral se mostrou dependente do continente para a amenização do isolamento das poucas ilhas grandes. O efeito da distância afeta diretamente a taxa de imigração, mesmo em ilhas com tamanho e habitat iguais, devido a proximidade do reservatório fonte (ilhas ou continente) que facilita ter uma maior riqueza de espécies. E mesmo no equilíbrio entre as taxas de imigração e extinção, a riqueza será maior nas ilhas menos isoladas, conforme a Teoria da Biogeografia de Ilhas (GOTELLI, 2007).

As ilhas da margem direita se encontram mais próximas formando possíveis grupos de ilhas conectadas funcionalmente. Na margem esquerda os remanescentes já se encontram mais dispersos, com ilhas isoladas a mais de 1000 m, sendo um dos fatores que contribui para a diferença no isolamento entre as margens.

Apesar do isolamento das ilhas, já foi observado movimento de cúxius pelos remanescentes através de pontes de terras que contém troncos de árvores e lama, que se formam quando o nível de inundação diminui, com registros de deslocamento superiores a 500 m, além da observação de Guaribas (*Alouatta belzebul*) nadando no reservatório (VEIGA, 2006). No Lago Petit Saut também foi registrado deslocamento de micos (*Saguinus Midas*), cutias (*Dasyprocta agouti*) antas (*Tapirus terrestris*), onça pintada (*Panthera onça*), irara (*Eira Barbara*) e catitus (*Tayassu tajacu*) transitando por ilhas distantes até 50 m (COSSON et al., 1999). Grandes mamíferos, que requerem grandes áreas de habitat, foram observados em ilhas pequenas (<10 ha) a centenas de metros do continente neste mesmo reservatório, evidenciando o deslocamento destes animais pelas ilhas, seja por natação ou flutuações sazonais do nível de inundação (COSSON et al., 1999). Isto são evidências que mostram que a resistência da matriz aquática pode ser superada por animais terrestres, principalmente mamíferos, porém condicionada a condições específicas do lago.

A proximidade das ilhas com continente chama a atenção para a representatividade das Áreas de Preservação Permanente (APP) ripárias, que

contribuem diretamente para conectividade funcional das espécies entre ilhas e continente em reservatórios hidrelétricos, atenuando a pressão populacional nos remanescentes (TABARELLI ; GASCON, 2005). Para Tucuruí as APP's se tornam indispensáveis, devido a proximidade que a maioria das ilhas possuem com as margens, principalmente as maiores, mitigando os efeitos do isolamento.

A baixa proporção de habitat nos raios de 50 e 100 metros, reafirma a importância do continente para a conectividade, pois como foi considerado somente as ilhas na métrica de proximidade, o número de remanescentes isolados foi alto, revelando que estes encontram-se afastados entre si. Considerando que as ilhas sejam ocupadas por metapopulações, espera-se que estas possuam baixa probabilidade de (re)colonização e efeito resgate (GOTELLI, 2007), devido ao isolamento.

Uma alternativa que poderia favorecer a promoção da conexão seriam considerar as ilhas pequenas como trampolins ecológicos (stepping Stones), protegendo e restaurando tais ilhotas para que possam ser utilizadas pela fauna, uma vez que, estas predominam no reservatório. Em fragmentos da Mata Atlântica, com matriz de pastagem, verificou-se que árvores, em corredores ripários e fragmentos pequenos funcionavam como trampolins ecológicos para comunidade de aves, principalmente para espécies generalistas e de áreas abertas que foram beneficiadas por este elemento (UEZU et al., 2008). Observações no lago Guri mostraram um maior número de aves visitantes em ilhas pequenas e médias, próximas, com a riqueza de espécies de aves visitantes foi maior que as das residentes (TERBORGH et al., 1997), ratificando a viabilidade das ilhas pequenas como trampolins ecológicos.

#### 2.1.4.4 Área Nuclear

O presente estudo mostrou que a margem esquerda possui um maior número de ilhas com área nuclear, do que a outra margem. Isto é reflexo do tamanho das ilhas, pois como aquela margem foi a que apresentou também a maior área, conseqüentemente isto influenciaria na área nuclear, por serem duas métricas altamente correlacionadas. No entanto, vale ressaltar que a

quantidade de ilhas que apresentaram área interior de floresta, foi relativamente pequena.

Isto é problemático, porque a probabilidade da substituição de espécies clímax por generalistas pode ser maior, havendo um declínio na riqueza de espécies do interior da floresta e, possivelmente maior chance de extinção de espécies endêmicas que possam vir a ocorrer na região do lago, uma vez que, áreas próximas ao reservatório foram classificadas com uma prioridade muito alta para conservação, com base na existência de espécies endêmicas e ameaçadas, tamanho da área e promoção da conectividade com áreas protegidas (MMA, 2007).

Nas ilhas do lago Guri, foi observada uma distribuição uniforme na densidade de espécies de aves de borda em ilhas pequenas e médias, correspondendo às espécies que mais se deslocavam entre ilhas (TERBORGH et al., 1997), evidenciando que as espécies de borda fossem favorecidas pela fragmentação. Em um cenário com poucas áreas nucleares, como Tucuruí, as relações de competição e predação entre as espécies podem ser favorecidas pelo estabelecimento e expansão da borda, ocasionando desvantagens ecológicas para as espécies do interior da floresta.

Tal panorama, ainda pode ser mais crítico neste estudo, devido a extensão da borda de apenas 60 metros, para avaliação somente consequências mais intensas do efeito de borda (LAURANCE et al., 1998). Caso o limite desta área seja aumentado para 100 metros (medida convencional) ou para extensões maiores como já foram registradas de 500 até 2000 metros (BROADBENT et al., 2008), as ilhas do reservatório de Tucuruí podem ser consideradas como remanescentes florestais de borda.

O PDBFF apresentou diversas conclusões sobre o efeito de borda em fragmentos de florestas tropicais, tais como, maior mortalidade (LAURANCE et al., 2000), penetração da luz e do vento, aumento da temperatura e redução da umidade do solo, promovendo o estresse hídrico e uma maior inflamabilidade florestal (LAURANCE, et al., 2001), mudanças na composição e abundância de espécies, com predomínio de espécies invasoras e pioneiras, maior densidade de lianas e herbivoria (LAURANCE et al., 2011) e perda de diversidade genética (RANKIN-DE-MERONA ; ACKERLY, 1987). Tais consequências podem ser mais intensas em ilhas artificiais, devido a matriz aquática, que

favorece mudanças micrometeorológicas (FERREIRA et al., 2012). No caso de alguns fragmentos do PDBFF, houve a formação de uma zona de amortecimento em torno dos remanescentes florestais, caracterizados por bosques de *Cecropia spp.* e *Vismia spp.*, que favoreceram a permeabilidade da matriz, proporcionando um aumento na riqueza de espécies de aves e melhor deslocamento pela matriz, quando comparados com fragmentos sem amortecimento (ANTONGIOVANNI ; METZGER, 2005). Ao longo do tempo as florestas secundárias, ao redor dos fragmentos, contribuem para um tamponamento da borda, promovendo uma amenização da intensidade do efeito de borda (LAURANCE, 2002), para ilhas artificiais tal tamponamento não é factível, tornando as florestas mais susceptíveis às consequências do efeito de borda.

Espécies vegetais generalistas que dependem de aves como dispersores, podem ter maior probabilidade de sucesso na dispersão, do que vegetais do interior da floresta, devido a maior facilidade de contato com tais animais (GALETTI et al., 2003). Como se espera que maior parte das ilhas estejam sobre a condição de borda, as áreas nucleares podem não estar abrigoando mais espécies clímax, mas sim plantas de borda.

Algumas ilhas apresentaram a configuração espacial da área nuclear de forma disjunta (desconexa), consequência da forma geométrica, que por serem muito irregulares acabam criando pequenas áreas nucleares dentro de uma única ilha (RANTA et al., 1998). Este efeito também pode dificultar a conservação das áreas do interior da floresta, visto que, promove a perda de uniformidade da superfície da ilha, com maior área disponível para o estabelecimento da borda. Somente ilhas com formatos regulares e grandes tiveram suas áreas nucleares unitárias, contribuindo para não expansão da borda.

A variação do tamanho da ilha com a percentagem de borda foi constatada de forma negativa, pois quanto maior a ilha menor a área sobre influência de borda. Todavia, mesmo com uma correlação negativa entre essas variáveis (área x borda), se observou que muitas ilhas grandes apresentavam mais da metade de suas extensões sobre o domínio da condição de borda, podendo ser mais um indicio que tais ilhas podem estar sobre influência total da borda (FERREIRA et al., 2012).

#### 2.1.4.5 Áreas Prioritárias para Conservação

O arranjo espacial do reservatório de Tucuruí é caracterizado pelo predomínio de ilhas muito pequenas, recortadas, com algumas próximas do continente e outras próximas entre si. Este cenário evidencia a importância da conectividade para a manutenção da biodiversidade, com destaque para a floresta ripária, que possui função principal de disponibilidade de habitat.

A quantidade de habitat disponível em uma paisagem fragmentada que pode ser utilizada por determinada espécie focal, de acordo com a sua capacidade de deslocamento pela matriz inter-habitat é denominada de mancha funcional (AWADE et al., 2012). Para esta abordagem ser inserida no algoritmo proposto, uma opção seria utilizar o índice de conectividade, que consiste no agrupamento de várias manchas florestais (habitat) presentes em uma determinada distância, segundo as características de movimentação do organismo em estudo, formando assim uma única mancha funcional (RIBEIRO et al. 2009; MARTENSEN et al., 2008). Na perspectiva de ausência de informações biológicas de deslocamento da fauna pelas ilhas e margens, uma alternativa seria definir diversas capacidades de deslocamento, modelando assim a conectividade para uma ampla gama de organismos (TAMBOSI et al., 2012; TAMBOSI, 2008).

A utilização da distância *in situ* entre ilhas e continente e a métrica de proximidade não proporcionaram uma avaliação real do isolamento das ilhas. Apesar da representação espacial não ter sido satisfatória, foi possível identificar ilhas chaves para a persistência das espécies, onde o estímulo a conectividade com estas ilhas, poderia evidenciar o efeito da área na biodiversidade, concentrando as maiores populações e atuando no efeito resgate nas demais ilhas (BROWN ; KODRIC-BROWN, 1977). Estes remanescentes chaves são justamente as ilhas maiores que 100 ha que se encontram próximas da margem, acessíveis também a outras ilhas, proporcionando a formação de um corredor funcional, principalmente na margem direita, viabilizando a chegada de indivíduos em áreas com mais habitat, contribuindo para a sobrevivência das espécies locais.

Contudo, a prioridade dada aos grandes remanescentes florestais observados no modelo e, também nas medidas conservacionista, atenta que

para paisagens insulares e muito fragmentadas o efeito de área contribui no sentido inverso, com a relevância dos fragmentos pequenos, considerados como trampolins ecológicos, sendo mecanismo complementar as áreas protegidas e remanescentes, possibilitando uma conectividade na paisagem, desmistificando assim o conceito de áreas isoladas plenamente (FISCHER ; LINDENMAYER, 2002a; 2002b), sobretudo em paisagens insulares onde não há conexões estruturais (corredores), porém os organismos se deslocam pelas ilhas (COSSON et al., 1999; VEIGA, 2006).

O modelo gerado de ilhas prioritárias para conservação não revelou a importância da conectividade, restringindo-se ao tamanho e a proximidade das ilhas com o continente, ou seja, preferência por ilhas médias e grandes próximas da margem. A configuração de habitat do reservatório, frisa a influência da conectividade funcional para conservação da biodiversidade, com ilhas atuando como trampolins ecológicos e/ou como manchas funcionais (THERBOG et al., 1997; UEZU et al., 2008; MARTENSEN et al., 2008). O uso da estrutura da paisagem como *surrogate* para conservação, apesar de não substituir e ser dependente de informações biológicas *per se*, vem se configurando como alternativa viável biologicamente e economicamente para os planos de conservação (METZGER et al., 2008; DURIGAN et al., 2009), sendo recomendável para reservatórios hidrelétricos.

## REFERÊNCIAS

ANTONGIOVANNI, M. ; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**. v. 122, p. 441-451. 2005.

AWADE, M. ; METZGER, J, P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic Rainforest birds in their response to fragmentation. **Austral Ecology**. v. 33, p. 863-871. 2008.

AWADE, M.; BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. **Landscape Ecology**, v.27, p.185-198. 2012.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; KAPOV, V.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P. Comparing species and measures of landscape structure as indicator of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**. v. 48, p. 706-714. 2011.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of interhabitat gaps and stepping stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v.40, n.3, p.273-276. 2008.

BROADBENT, E.N.; ASNER, G. P.; KELLER, M.; KNAPP, D. E.; OLIVEIRA, P. J. C.; SILVA, J. N. Forest fragmentation and edge effect from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**. v. 141. p.1745-1757. 2008.

BROWN, J.H. ; KODRIC-BROWN, A. Turnover rates in Insular Biogeography: Effect of immigration on extinction. **Ecology**, v.58, n.2, p.445-449, 1977.

CABEZA, M.; ARAÚJO, M.B.; WILSON, R.J.; THOMAS, C.D.; COWLEY, M.J.R.; MOILANEN, A. Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. **Journal of Applied Ecology**, v.41, p.252-262. 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. 1988. **Resolução nº 10**. Disponível em: <<http://www.bolsaderesiduoscis.ba.gov.br/downloads/conservacao/resconama10-88.pdf>>. Acesso em 08/03/2013.

COSSON, J.F.; RINGUET, S.; CLAESSENS, O.; MASSARY, J.C. DE; DALECKY, A.; VILLIERS, J.F.; GRANJON, L.; PONS, J. M. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. **Biological Conservation**, v.91, p.213-222. 1999.

CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M. C. Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. **Ecological Indicators**. vol. 8, p.691-703. 2008.

DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N. M.; NALON, M. A.; RIBEIRO, M. C.; KANASHIRO, M.M.; COSTA, H. B.; SANTIAGO, C. M. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista Instituto Floresta** - São Paulo, v.21, n.1, p.39-54. 2009.

ELETROBRÁS – Centrais Elétricas Brasileiras. **O tratamento do impacto das hidrelétricas sobre a fauna terrestre**. Área de Meio Ambiente; coordenado por Luiz Eduardo Menandro de Vasconcelos – Rio de Janeiro. 1999.

ELETRONORTE. **Macrozoneamento da área de influência, a montante, do Lago-Reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí**. Documento base para discussões, Tucuruí, Pará, 2000. 145p.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** v. 34, p. 487-517. 2003.

FAHRIG, L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. **Journal of Wildlife Management**. v.61, n.3, p.603-610. 1997.

FEARNSIDE, P.M. O Novo EIA-RIMA da Hidrelétrica de Belo Monte: Justificativas Goela Abaixo. p. 108-117. In: Sônia Maria Simões Barbosa Magalhães Santos ; Francisco del Moral Hernandez (Eds.). **Painel de Especialistas: Análise Crítica do Estudo de Impacto Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico de Belo Monte**. Painel de Especialistas sobre a Hidrelétrica de Belo Monte, Belém, Pará. 230p, 2009.

FERREIRA, L. V.; NECKEL-OLIVEIRA, S.; GALATI, U.; FÁVERI, S. B.; PAROLIN, P. Forest structure of artificial islands in the Tucuruí dam reservoir in northern Brazil: a test core-area model. **Acta Amazonica**. v. 42, n.2. 2012.

FISCH, G. F., JANUÁRIO, M., SENNA, R. C. Impacto ecológico em Tucuruí (PA): Climatologia. **Acta Amazonica**, vol. 20, p.49-60,1990.

FISCHER, J. ; LINDERMAYER, D. B. The conservation value of paddock trees for bird in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. **Biodiversity and Conservation**. v. 11, p. 807-832. 2002a.

FISCHER, J. ; LINDERMAYER, D. B. The conservation value of paddock trees for bird in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as stepping stones. **Biodiversity and Conservation**. v. 11, p. 833-849. 2002b.

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

FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**. v.10, n.3, p. 133-145. 1995.

FOX, J. ; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**. 2ª edição. Thousand Oaks CA: Sage. 2011. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**. v. 111, p. 269-273. 2003.

GOTELLI, N. J. **Ecologia**. Londrina: Ed. Planta. 2007. 260p.

GROVES, C. R. et al., Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. **BioScience**, v.52, n.6, p.499-512, 2002.

LAURANCE, W. F. et al., The fate of Amazonian forest fragments: A 32 years investigation. **Biological Conservation**. v. 144, p. 56-67. 2011.

LAURANCE, W. F. et al., Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v.11318. 2012.

LAURANCE, W. F. et al., Effects of a strong drought on Amazonian forest fragments and edges. **Journal of Tropical Ecology**. v.17, p. 771-785. 2001.

LAURANCE, W. F. Hyperdynamism in fragmented habitats. **Journal of Vegetation Science**, v.13, p. 595-602. 2002.

LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURENCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Conservation: rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**. v. 404, p. 836-836. 2000.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**. v.79 n.6, p. 2032-2040. 1998.

LINDENMAYER, D. et al., A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology letters**, v.11, p.78-91, 2008.

LISA, R.B. ; LANCASTER, J. Inferring landscape dynamics of bog pools from scaling relationships and spatial patterns. **Journal Ecology**, n.90, p.223-234, 2002.

MACARTHUR, R.H. ; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, NJ, 1967.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications Conservation. **Biological Conservation**, n.141, p.2184-2192. 2008.

MCGARIGAL, K. Landscape pattern metrics. *In*: EL-SHAARAWI, A. H. ; PIEGORSCH, W. W. (org.) **Encyclopedia of Environmetrics**. John Wiley ; Sons, Chichester, England. v. 2, p. 1135-1142. 2002.

MCGARIGAL, KEVIN; MARKS, BARBARA J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p, 1995.

METZGER, J. P. et al., Uso de índices de paisagem para a definição de ações. *In*: RODRIGUES, R. R. ; BONONI, V. L. R., (org.) **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo** Instituto de Botânica - São Paulo. p. 123-129. 2008.

METZGER, J.P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza ; Conservação**, v.4, n.2, p.11-23. 2006.

MEYER, C.F.J.; FRUND, J.; LIZANO, W.P.; KALKO, E.K.V. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. **Journal of Applied Ecology**, n.45, p.381-391. 2008.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização – Portaria MMA Nº 09, 23 de Janeiro de 2007**. MMA, Secretaria de Biodiversidade e Floresta. Brasília. 2007.

PARÁ, **Lei Estadual nº 6451 de 08 DE Abril de 2002**. Criação de Unidades de Conservação da Natureza na região do Lago de Tucuruí sob jurisdição do Estado do Pará. Disponível em: <[http://www.sema.pa.gov.br/interna.php?idconteudocoluna=5157;idcoluna=8;titulo\\_conteudocoluna=6451](http://www.sema.pa.gov.br/interna.php?idconteudocoluna=5157;idcoluna=8;titulo_conteudocoluna=6451)>. Acesso em: 12/09/2012.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2012. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

RANKIN-DE-MERONA, J. M. ; ACKERLY, D. D. Estudos populacionais de árvores em florestas fragmentadas e as implicações para a conservação *In Situ* das mesmas na floresta tropical da Amazônia central. **IPEF**, nº 35, p 47 – 49. 1987.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.385-403. 1998.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, p.1141-1153. 2009.

SOARES-FILHO, B. S. Análise de paisagem: fragmentação e mudanças. **UFMG**. 88p. 1998.

TABARELLI, M ; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**. v.1, n.1, p.181-188. 2005.

TABARELLI, M; AGUIAR, M. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A conversão da floresta Atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciência** (Caracas), v.37, p.88-92. 2012.

TAMBOSI, L.R. **Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação da zona de amortecimento**. 2008. 86f. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade do Estado de São Paulo (USP), São Paulo, São Paulo. 2008.

TAMBOSI, L.R.; DA SILVA, M.M.; RODRIGUES, R.R. Adequação ambiental de propriedades rurais e priorização da restauração florestal visando otimizar o ganho de conectividade da paisagem. In: PAESE, A.; UEZU, A.; LORINI, M.L.; CUNHA, A. (Org.), **Conservação da biodiversidade com SIG**, p.24-39, 2012.

TERBORGH et al., Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v.294, p.1923-1926. 2001.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; TELLO, J. Bird communities in transition: the Lago Guri islands. **Ecology**. v. 78, n.5, p. 1494-1501. 1997.

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

TURNER, M. G. Landscape ecology: what is the state of the science?. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** v. 36, p. 319-344. 2005.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region?. **Biodiversity and Conservation**. Oxford. 2008.

VEIGA, L.M. ; FERRARI, S.F. Geophagy at termitaria by Bearded Sakis (*Chiropotes satanas*) in southeastern Brazilian Amazonia. **American Journal of Primatology**, v.69, n.7. 2007.

VEIGA, L.M. **Ecologia e comportamento do Cúxiu-Preto (*Chiropotes satanas*) na paisagem fragmentada da Amazônia oriental**. 2006. 207f. Tese (Doutorado em Teoria e Pesquisa do Comportamento) – Universidade Federal do Pará, Belém, Pará. 2006.

WALZ, U. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. **Living Reviews in Landscape Research**. v. 5, n.3, 2011.

WANG, J.; HUANG, J.; WU, J.; HAN, X.; LIN, G. Ecological consequences of the Three Gorges dam: Insularization affects foraging behavior and dynamics of rodent populations. **Front Ecol Environ**, v.8, n.1, p. 13-19. 2010.

WCD (World Commission on Dams). **Dams and development: a new framework for decision-making**. London, UK: Earthscan Publications. 2000.

WHITEMAN, C. H. **Conservação de carnívoros e a interface homem-fauna doméstica-fauna silvestre numa área fragmentada da Amazônia Oriental brasileira**. 2007. 87f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (Esalq), Piracicada, São Paulo. 2007.

WU, J. et al., The Three Gorges Dam: an ecological perspective. **Front Ecol Environ**. v. 2, n.5, p. 241-248. 2004.

WU, j.; HUANG, J.; HAN, X.; XIE, Z.; GAO, X. Three-Gorges dam-experiment in habitat fragmentation?. Science, v.300, p.1239-1240. 2003.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5ª edição, Prentice Hall. 2009.

### **3 Capítulo 3**

#### **3.1 Influência da Estrutura da Paisagem e Efeito de Borda em Grupos Funcionais Arbóreos nas Ilhas Artificiais do Lago de Tucuruí, Amazônia**

##### **RESUMO**

A formação de ilhas artificiais oriundas de empreendimentos hidrelétricos na Amazônia é um novo fator que vem ameaçando a biodiversidade regional, devido a perda e fragmentação de habitat, porém com características específicas determinadas pela matriz aquática. Este estudo destaca como a fragmentação insular pode afetar a comunidade arbórea nos remanescentes florestais, avaliando a influência dos atributos espaciais das ilhas e do efeito de borda sobre a vegetação. As evidências do trabalho mostraram que a estrutura da paisagem presente ainda não está interferindo na comunidade arbórea do reservatório de Tucuruí, estando em período de Time-lag, em que a biodiversidade ainda não pagou sua dívida de extinção. Em contrapartida, o efeito de borda se mostrou como o principal fator determinante das comunidades vegetais, independente do tamanho e isolamento das ilhas.

**Palavras-chave:** Fragmentação florestal, hidrelétricas, débito de extinção, matriz aquática.

##### **ABSTRACT**

The formation of artificial islands derived from hydroelectric dams in the Amazon is a new factor that is threatening regional biodiversity due to habitat loss and fragmentation, but with specific characteristics determined by the water matrix. This study highlights how fragmentation can affect the insular community of trees in forest remnants, evaluating the influence of the spatial attributes of the islands and the edge effect on vegetation. The evidence of the study showed that the structure of this landscape has not been interfering in the tree community Tucuruí reservoir, being in period Time-lag, where biodiversity has not paid his debt extinguishment. In contrast, the edge effect was shown as

the main determinant of plant communities, regardless of size and isolation of islands.

**Key-words:** Forest fragmentation, dams, extinction debt, matrix water.

### 3.1.1 Introdução

A perda de espécies e o aumento de espécies ameaçadas e vulneráveis a extinção é resultado principalmente da redução e fragmentação do habitat (GALETTI et al., 2013; JORGE et al., 2013; BROOKS et al., 2002), que criam manchas florestais pequenas, isoladas (WITH, 1997), com formatos favoráveis ao domínio de espécies generalistas e mudanças abióticas abruptas, decorrentes do efeito de borda (MURCIA, 1995). Além dos atributos espaciais das manchas de habitat, a configuração da paisagem é um fator importante na capacidade de persistência das espécies, devido principalmente ao tipo de matriz, presença de corredores e trampolins ecológicos (*Stepping Stones*), e heterogeneidade espacial, que associadas com o arranjo espacial dos fragmentos determinam a estrutura da paisagem (FLATHER ; BEVERS, 2002; FAHRIG, 1997; RIBEIRO, 2010).

A quantidade de habitat, o tamanho e a conectividade das manchas são fatores determinantes para a manutenção das populações e comunidades em paisagens fragmentadas (MARTENSEN et al., 2012; EWERS ; DIDHAM, 2006; TAYLOR et al. 1993). A redução de habitat promove mudanças no arranjo espacial (ANDRÉN, 1994) e processos ecossistêmicos (TERBORGH ; FEELEY, 2008), que dificultam a sobrevivências das espécies (BOSCOLO, 2007), devido a configurações que inviabilizam a persistência dos organismos, através limiares de percolação e fragmentação, que potencializam os processos de extinções locais (FAHRIG, 2002). Por sua vez, tal perda e fragmentação atuam na definição dos tamanhos dos remanescentes, onde paisagens com baixos níveis de habitat, manchas pequenas e isoladas prevalecem, ocasionando redução das populações residentes e vulnerabilidade a estocasticidade demográfica, ambiental e depressão endogâmica (BOWMAN et al., 2002).

No que se refere ao isolamento das manchas, a conectividade entre fragmentos é um bom indicador da adaptação dos organismos a paisagem produzida (BOSCOLO et al., 2008; AWADE ; METZGER, 2008). Conectividade é definida pela facilitação dos fluxos biológicos pela paisagem (TAYLOR et al., 1993), seja via estrutural, através de corredores que interligam os remanescentes, trampolins ecológicos e permeabilidade da matriz (METZGER ; DÉCAMP, 1997), ou via funcional, a partir da percepção das espécies das modificações na paisagem (GOODWIN, 2003). Assim, dinâmicas de metapopulações (HANSKI, 1998) e metacomunidades (LEIBOLD et al., 2004), são influenciadas pela (re)colonização e efeito resgate (BROWN ; KODRIC-BROWN, 1977).

O efeito de borda é um processo inter-relacionado com a ruptura do habitat, sendo uma das principais consequências da fragmentação *per se* em florestas tropicais (LAURANCE, 2002; FAHRIG, 2003), pois independente do tipo de perturbação e da paisagem criada, a borda se estabelece e, promove mudanças bióticas e abióticas ao nível da mancha (MURCIA, 1995). Apesar do uso do solo ser o responsável pela fragmentação terrestre que ameaça a biodiversidade (RIBEIRO et al., 2009), a construção de grandes barragens para aproveitamento hidrelétrico vem promovendo a fragmentação insular, devido a formação de extenso lagos que inundam áreas florestais após o barramento de rios caudalosos, transformando em ilhas os locais mais elevadas das florestas imersas (WU et al., 2004), sendo um novo vetor de ameaça a conservação da biodiversidade.

Na Amazônia brasileira, duas grandes Usinas Hidrelétricas estão atualmente em funcionamento, a de Tucuruí, no estado do Pará e de Balbina, no estado do Amazonas. Ambas, formaram extensos lagos de milhares de quilômetros quadrados, tendo como consequência a criação de centenas de ilhas (FEARNSIDE, 1995), e com suas especificidades espaciais.

Assim, remanescentes florestais em reservatório hidrelétricos são um novo campo para realização de estudos ecológicos relacionados a fragmentação, tendo a estrutura da paisagem composta por uma matriz fora do comum, aquática (WU et al., 2003), que pode proporcionar efeitos diferentes na biodiversidade e, subsidiar planos de conservação e mitigação dos impactos

das hidrelétricas, especialmente no Brasil que tem sua matriz energética baseada na hidroeletricidade.

Com o objetivo de compreender as consequências da fragmentação insular sobre a biodiversidade, este capítulo testou a influência da estrutura da paisagem e efeito de borda na comunidade arbórea do reservatório hidrelétrico de Tucuruí, trabalhando numa perspectiva de grupos funcionais, que facilita a observação da sensibilidade das espécies a fragmentação. As hipóteses testadas foram direcionadas a comunidade arbórea e grupos funcionais, elencadas a seguir:

- I. A estrutura da paisagem afeta a riqueza, abundância e composição de espécies;
- II. O efeito de borda afeta a riqueza, abundância e composição de espécies;
- III. Ambos afetam a comunidade arbórea.

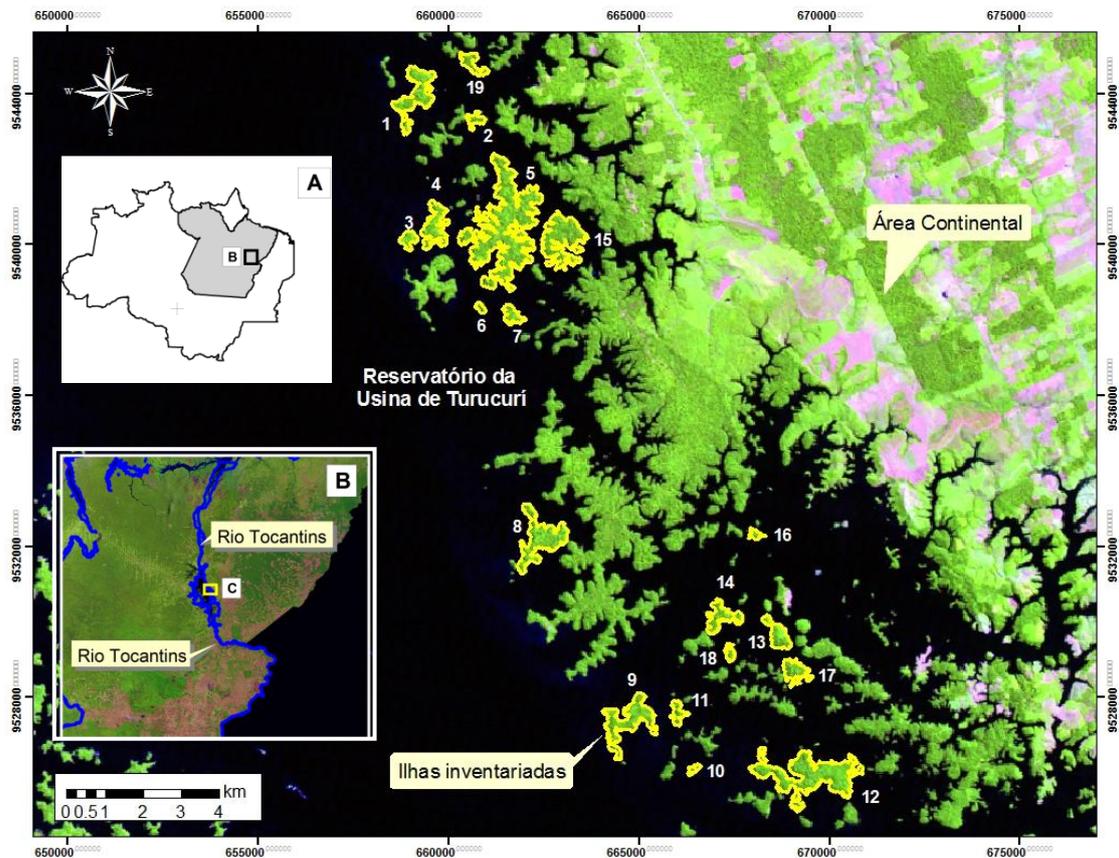
### 3.1.2 Material e Método

#### 3.1.2.1 Área de Estudo

(ver detalhes no item “Área de estudo” no capítulo 2).

As ilhas inventariadas situam-se na margem direita do reservatório de Tucuruí, dentro dos limites da Zona de Proteção de Vida Silvestre (Base 4), com exceção das ilhas 1, 2 e 19 que se localizam fora desta unidade de conservação (Figura 1), mas com bom estado de conservação (Figura 2).

Figura 1 – Amazônia Legal brasileira e estado do Pará (A); localização do reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí (B) e imagem de satélite mostrando a distribuição das 19 ilhas Inventariadas (C).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura -2 – Ilha criada pela formação do Lago da Usina Hidrelétrica de Tucuruí.



Fonte: Elaborado pelo autor.

### 3.1.2.2 Coleta de dados

#### *Estrutura da Paisagem*

Foram escolhidas 19 ilhas de diferentes tamanhos, forma geométrica e grau de isolamento, vetorizadas manualmente em uma imagem do sensor SPOT, no período de estiagem (julho) do ano de 2010, na escala de 1:5000. Para cada ilha foram calculados índices de paisagem de área (AREA), forma (SHAPE) e proximidade (PROXIM) (Tabela 1) (ver descrição das métricas de paisagem no item “Estrutura da paisagem” no capítulo 2).

A distância do índice de proximidade foi definida pela correlação de Spearman, devido a ausência de normalidade na sua distribuição (ZAR, 2009), para diversos raios (50, 100, 150, 200, 300, 500, 1000 m), que representavam diferentes capacidades de deslocamento das espécies. Assim, determinou-se o raio de 150 m, devido às distâncias superiores se mostrarem significativamente correlacionados com esta extensão (ver apêndice).

Tabela 1 – Descrição dos atributos espaciais das ilhas.

ILHA	ÁREA (ha)	FORMA	PROX
1	71.7	3.1	0
2	11.2	2.2	217.6
3	14.3	1.6	44.2
4	49.8	3.3	12.7
5	311.9	5.6	21.2
6	4.7	1.3	0
7	16.9	2.1	0
8	90	2.8	21.8
9	84.7	3.8	9.2
10	5.3	1.9	0
11	14.9	2	17.4
12	172.7	4.7	36.2
13	30.9	1.8	193.7
14	36.3	3	69.8
15	103.1	3.4	0
16	6.6	2	2.5
17	29	2.9	850.5
18	7.9	2.1	13.5
19	20.8	2.1	101.2

Como área e forma apresentaram alta correlação ( $R^2=0.85$ ), optou-se em utilizar somente as métricas de área e proximidade para avaliar o efeito da estrutura da paisagem na riqueza e abundância da comunidade e grupos funcionais. Enquanto para análise da composição florística, o índice de forma foi acrescentado, devido este ter relação direta com efeito de borda, que atua na formação das comunidades vegetais (MURCIA, 1995; FERREIRA et al., 2012).

### *Levantamento da vegetação*

Para o inventário florístico das ilhas, realizado no período de estiagem, foram estabelecidas duas parcelas de 5 x 40 m, a primeira a 30 m da borda, e a segunda a uma distância superior a 60 m, onde os efeitos de borda na comunidade vegetal são menores (LAURANCE et al., 1998), totalizando uma amostragem de 38 parcelas. Dentro de cada parcela foram medidas árvores com diâmetro altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm, a riqueza de espécies foi quantificada a partir do número de espécies por parcela e, a diversidade foi definida a partir do índice de diversidade ( $H'$ ) de Shannon-Wiener (SHANNON ; WIENER, 1949). A área basal foi calculada a partir dos valores de DAP, enquanto que a quantidade de troncos caídos representou o número de árvores mortas.

O índice de diversidade ( $H'$ ) de Shannon-Wiener e a área basal foram calculados a partir das seguintes equações:

**ÍNDICE DE DIVERSIDADE  $H'$**   
(SHANNON ; WIENER, 1949; RICKLEFS, 1979).

$$H' = - \sum_{i=1}^n \frac{n_i}{N} * \ln \frac{n_i}{N}$$

$n_i$  = nº de indivíduos amostrados para a espécie  $i$

$N$  = nº total de indivíduos amostrados

$\ln$  = logaritmo neperiano

**ÁREA BASAL**  
(AB)

$$AB = \frac{\Pi * DAP^2}{4}$$

AB = área basal, em  $m^2/ha$

DAP = diâmetro a 1,30m do solo, em m.

A identificação das espécies foi realizada pelo parataxonomista Luiz Carlos Lobato do Museu Paraense Emílio Goeldi (MEPG), cujos nomes científicos foram checados nas páginas *on line* do Instituto de Pesquisa do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, usando a Lista de Espécies da Flora do Brasil (JBRJ, 2013), e do Missouri Botanical Garden, através do Tropicos.org (MOBOT, 2013). O sistema de classificação botânica adotado foi APG III (2009).

### *Grupos funcionais*

Para avaliar a influência da paisagem na comunidade vegetal, as espécies foram categorizadas em dois grupos funcionais de florestas tropicais, pioneiras e clímax, baseado no sistema de classificação proposto por Swaine e Whitmore (1988), que considera a germinação e o estabelecimento das plantas como fator determinante para a definição dos grupos ecológicos. Neste sentido, pioneiras são caracterizadas como espécies cujas sementes são dependentes de pleno sol para germinação, estabelecimento e crescimento, sendo intolerantes a sombra, rápido crescimento vertical, alta densidade, ciclo de vida curto, floração e frutificação precoce. As clímax, por sua vez, regeneram-se em locais sombreados, com sementes de baixa viabilidade, ciclo de vida longo, baixa densidade, crescimento lento e, rara germinação em locais abertos (SWAINE ; WHITMORE, 1988).

### 3.1.2.3 Análise de Dados

A independência espacial das ilhas amostradas foi analisada a partir do teste de Mantel, com uma matriz de distância entre as ilhas, baseada na distância euclidiana, e outra de distância florística (Bray-Curtis), com 1000 permutações. Tal teste utilizou a correlação de Spearman como método (BORCARD et al., 2011).

O efeito da área e grau de isolamento (variáveis independentes) das ilhas sobre a riqueza, diversidade e abundância das espécies (variáveis dependentes) da comunidade arbórea e dos grupos funcionais, no ambiente de borda e interior, foi testado através de uma regressão linear múltipla, submetida a uma análise de resíduos (homocedasticidade e normalidade) como

premissas do método. O teste de normalidade empregado foi o Shapiro Wilk (ZAR, 2009).

A estrutura da vegetação (abundância e área basal) das espécies clímax e pioneiras, na borda e interior das ilhas, foi avaliada a partir de uma Análise de Componentes Principais (PCA), com dados padronizados. Esta análise consiste em uma técnica de ordenação que cria uma matriz de associação entre as variáveis através de combinações lineares, contendo os desvios e covariâncias, tendo exclusivamente a distância euclidiana como medida de distância, sendo direcionada para dados quantitativos (BORCARD et al., 2011).

O número de árvores mortas (troncos caídos) entre os ambientes de borda e interior foram analisados pelo teste não paramétrico de Wilcoxon pareado (ZAR, 2009).

A composição de espécies dos grupos funcionais em relação ao ambiente (borda e interior) foi testada com uma Análise de Similaridade (ANOSIM), com 1000 permutações. Este teste avalia a significância de uma matriz de abundância, neste caso de Bray-Curtis, em relação a variáveis categóricas (ambiente) (WARTON et al., 2012; CLARKER, 1993).

A composição de espécies nas parcelas foi comparada pelo método de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), com duas dimensões, baseada na matriz de abundância de Bray-Curtis. A fim de verificar a influência da estrutura da paisagem na composição de espécies, posteriormente se correlacionou os dois primeiros eixos da NMDS com as variáveis da paisagem (área, forma e proximidade), a partir da função *envfit* do pacote *vegan*, correlacionando variáveis ambientais aos pontos da ordenação (OKSANEN et al., 2013).

As análises estatísticas foram realizadas pela versão da linguagem R 2.15.2 (R Core Team, 2012), com o auxílio do pacote *devtools* (WICKHAM ; CHANG, 2013) e *ggbiplot* (VU, 2011) para a Análise de Componentes Principais e, do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2012) para o teste de Mantel, Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) e, Análise de Similaridade (ANOSIM).

### 3.1.3 Resultados

#### 3.1.3.1 Estrutura da Comunidade Arbórea

No inventário das 19 ilhas foram levantadas 1086 árvores, pertencentes a 43 famílias botânicas, distribuídas em 195 espécies. Foram registradas 134 espécies na borda e 146 no interior, sendo 85 (43% do total) espécies comuns aos dois ambientes. Para os grupos funcionais, 76 espécies (borda=66; interior=52; comuns=42) foram classificadas como pioneiras, enquanto 119 (borda=68; interior=94; comuns=43) foram consideradas como clímax.

A riqueza de espécies não apresentou variabilidade considerável na comunidade e nem nos grupos funcionais, diferentemente da abundância, onde foram observadas variações evidentes na comunidade e para pioneiras, com maior número de indivíduos na borda, em ambos os casos (Tabela 2).

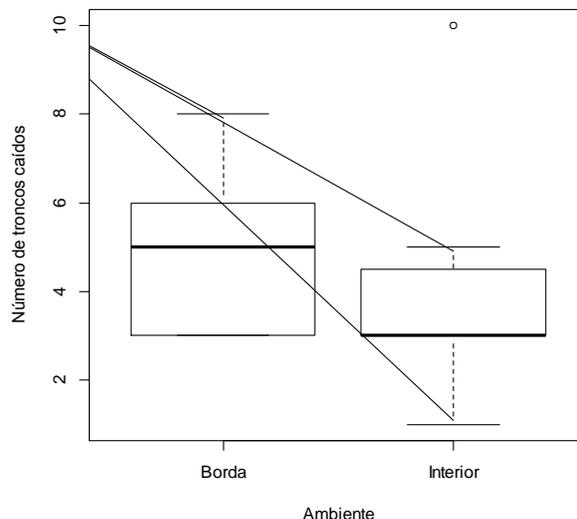
Tabela 2 – Riqueza de espécies e abundância da comunidade e grupos funcionais de vegetação no reservatório hidrelétrico de Tucuruí. GF=grupos funcionais; Min=mínimo; Máx=máximo; Méd=média; EP=erro padrão.

GF	Ambiente	Riqueza de espécies				Abundância			
		Min.	Máx.	Méd.	EP	Min.	Máx.	Méd.	EP
Comunidade	Borda	9	27	18.58	1.09	20	62	33.74	2.32
	Interior	10	24	16.53	0.86	13	35	23.42	1.54
Clímax	Borda	2	14	8.63	0.80	2	27	13.47	1.29
	Interior	6	14	10	0.66	7	22	13.42	1.08
Pioneira	Borda	7	14	9.95	0.54	8	50	20.26	2.30
	Interior	2	11	6.56	0.53	5	17	10	0.91

As ilhas inventariadas não apresentaram autocorrelação espacial entre as composições de espécies ( $r=-0.02$ ;  $p=0.57$ ), indicando que não são pseudo réplicas.

O número de árvores foi maior no ambiente de borda do que no interior das ilhas ( $V=112.1$ ;  $p=0.02$ ) (Figura 3).

Figura 3 – Boxplot do número de troncos mortos entre os ambientes da borda e de interior das ilhas. (n=38; Teste de Wilcoxon pareado;  $V=112.1$ ;  $p=0.02$ ).



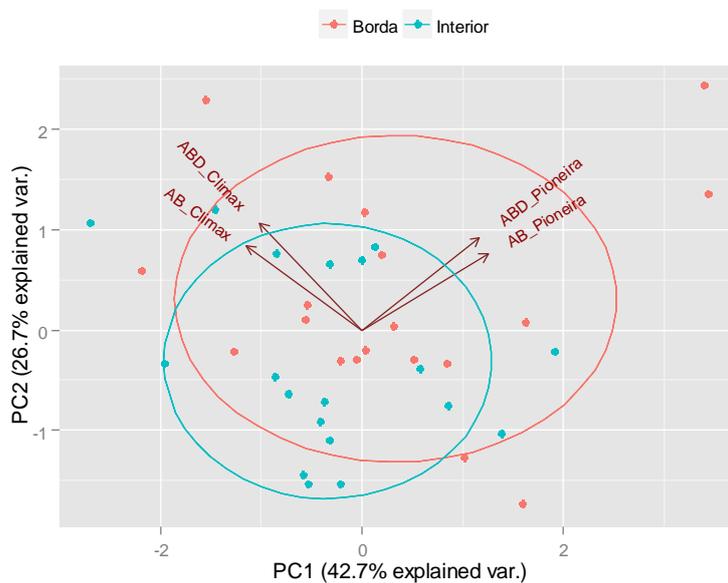
Os dois primeiros eixos da PCA capturaram 69.4% da variância dos dados, com o eixo 1 explicando 42.7% da variância, estando relacionado com todas as variáveis, de forma positiva para estrutura da vegetação de pioneiras e, negativa para clímax. Enquanto, o eixo 2 explicou 26.7% da variância, apresentando relação positiva com ambos grupos funcionais (Tabela 3).

Tabela 3 – Correlação da estrutura da vegetação (área basal e abundância) de clímax e pioneiras, com os dois primeiros eixos de uma Análise de Componente Principal. AB=área basal; ABD=abundância.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
AB_Climax	-0.651	0.477
ABD_Climax	-0.575	0.609
AB_Pioneira	0.713	0.435
ABD_Pioneira	0.666	0.526

As características estruturais de pioneiras e clímax apresentaram plena distinção entre si, prevalecendo o estágio sucessional como determinante da ordenação. O ambiente também apresentou relação com os grupos funcionais, pois a estrutura da vegetação de clímax ficou associada ao ambiente de interior e, pioneiras com a borda (Figura 4).

Figura 4 – Posição das parcelas inventariadas segundo os eixos 1 e 2 de uma Análise de Componentes Principais, usando variáveis da estrutura da vegetação (Abundância e Área basal). As setas indicam a intensidade das variáveis aos eixos e, as elipses indicam os grupos formados pelas parcelas de borda e interior das ilhas. (n=38). AB=área basal; ABD= abundância.



### 3.1.3.2 Influência da Estrutura da Paisagem e Efeito de Borda nos Grupos Funcionais

A riqueza e diversidade da comunidade arbórea e grupos funcionais não apresentaram-se condicionados pela estrutura da paisagem das ilhas (Tabela 4). Os efeitos do tamanho e isolamento foram insignificantes, tanto na borda quanto no interior, com predomínio de correlações negativas muito baixas, principalmente para a proximidade.

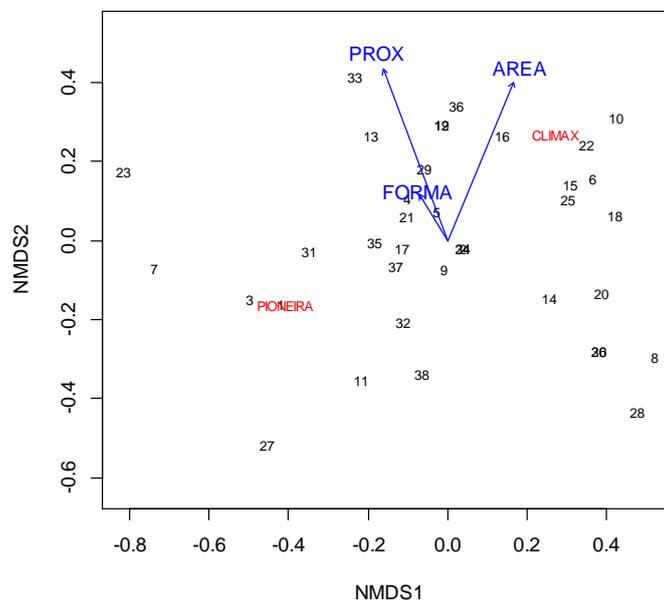
Tabela 4 – Efeito da estrutura da paisagem (área e grau de isolamento) sobre a riqueza, diversidade e abundância da comunidade arbórea e grupos funcionais das ilhas do reservatório hidrelétrico de Tucuruí. GF=grupos funcionais; S=riqueza; ABD=abundância.

		Área	Prox.	R <sup>2</sup> adj	P
COMUNIDADE	Riqueza_Borda	-0.003	-0.001	-0.12	0.96
	Diversidade (H')_Borda	3.71	-4.21	-0.08	0.72
	Riqueza_Interior	0.0002	-0.003	-0.10	0.83
	Diversidade (H')_Interior	0.0003	-0.0004	-0.04	0.54
	Abundância	0.01	0.02	-0.05	0.59
GF	S_Clímax_Borda	-0.001	0.0002	-0.12	0.99
	S_Pioneira_Borda	-0.002	-0.001	-0.11	0.88
	S_Clímax_Interior	0.01	-0.004	0.03	0.30
	S_Pioneira_Interior	-0.01	0.001	-0.03	0.51
	ABD_Climax_Borda	8.12	1.43	0.15	0.10
	ABD_Pioneira_Borda	0.02	-0.001	-0.10	0.84
	ABD_Climax_Interior	0.007	-0.001	-0.11	0.87
	ABD_Pioneira_Interior	-0.01	0.004	0.03	0.31

Os ambientes de borda e interior apresentaram composição de espécies distintas, com base na Análise de Similaridade (ANOSIM) ( $R=0.2354$ ;  $P=0.002$ ).

As duas dimensões do NMDS apresentaram um  $stress=0.08$  (ajuste não linear  $R^2=0.993$ ; ajuste linear  $R^2=0.969$ ). As variáveis da paisagem não demonstraram nenhuma associação clara com a composição florística. Porém, houve a formação de dois agrupamentos de unidades amostrais, baseadas na posição das parcelas (borda e interior), indicando que o efeito de borda é o processo determinante da formação das comunidade de árvores, especialmente na borda das ilhas (Figura 5).

Figura 5 – Composição de espécies da comunidade arbórea de 19 ilhas do reservatório hidrelétrico de Tucuruí, Amazônia, em relação a estrutura da paisagem das ilhas caracterizados pela Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). Cada número representa a parcela em uma ilha em duas condições, borda (nº ímpar) e interior (nº par). (n=38).



### 3.1.4 Discussão

A heterogeneidade espacial característica de florestas tropicais, pode ter sido a responsável pela ausência de dependência espacial entre as ilhas amostradas no reservatório hidrelétrico de Tucuruí (PUIG, 2008), ou resultante da fragmentação recente, o que deve ser testado.

Apesar do predomínio de ilhas pequenas no Lago de Tucuruí, a mortalidade de árvores apresentou o mesmo padrão observado em fragmentos florestais terrestres, com maior número de árvores mortas na borda do que no interior da floresta (LAURANCE et al 2007; MURCIA, 1995). Isto reporta, que o tamanho, a topografia elevada e a matriz aquática, aspectos potencializadores do efeito de borda (FERREIRA et al., 2012), ainda não estão atuando completamente na mortalidade nas ilhas, uma vez que é notável a presença de áreas nucleares por toda paisagem do reservatório.

No que se refere a estrutura da vegetação, os dois grupos funcionais mantiveram suas características intrínsecas, com plena distinção. O ambiente de borda foi o local de predominância das pioneiras, pois este grupo ecológico

tem afinidade por locais com maior disponibilidade de luz, enquanto, espécies clímax associaram-se ao ambiente com sombra e maior umidade, típico do interior de floresta (SWAINE ; WHITMORE, 1988) Esta observação demonstra que mesmo após 29 anos de fragmentação, o efeito de borda é a principal consequência da ruptura florestal (LAURANCE et al., 2000; MURCIA, 1995), também em fragmentos insulares (FERREIRA et al., 2012).

É possível afirmar que as comunidades arbóreas estão sofrendo um processo de desclimatização de espécies, ou seja, perda de espécies clímax, mesmo com o número de espécies clímax amostradas sendo superior ao quantitativo de pioneiras. A longo prazo poderá ocorrer dois cenários de estabilização ecossistêmica: I. a intensificação do efeito de borda que acarretará na simplificação de guilda, como observado em fragmentos terrestres da Mata Atlântica, ou seja, substituição de espécies especialistas por generalistas (TABARELLI et al., 2012), devido o predomínio de ilhas pequenas que facilitam o estabelecimento e permanência de espécies com baixos requisitos ambientais; II. manutenção das comunidades através do efeito resgate e (re)colonização (BROWN ; KODRIC-BROWN, 1977), onde ilhas maiores e continente atuam como fonte de propágulos vegetais para demais ilhas, possibilitando um balanço entre as taxas de extinções locais e colonizações.

A incerteza na definição do estágio ecológico da vegetação remanescente em resposta a perturbação, dá-se em função do ciclo de vida longo das árvores, que demandam uma escala temporal grande para resposta a estrutura da paisagem presente, podendo ser superior a 100 anos (PALTTO et al., 2006; LINDBORG ; ERIKSSON, 2004). As mudanças na comunidade arbórea são lentas e determinadas por eventos anteriores a formação do reservatório, podendo haver um débito de extinção para a vegetação, com acúmulo de espécies competitivas, que por sua vez são adicionadas as taxas de extinção, de acordo com a perda de habitat histórica (TILMAN et al., 1994).

Os preceitos da clássica Teoria da Biogeografia de Ilhas afirmam claramente a relação do incremento de espécies, com aumento da área e diminuição da distância dos remanescentes de habitat (MACARTHUR ; WILSON, 1967). Entretanto a estrutura da paisagem atual do reservatório de

Tucuruí, representada pelo tamanho das ilhas e isolamento, não apresentou nenhum efeito sobre a comunidade arbórea e grupos funcionais, independentemente do ambiente (borda ou interior). Esta ausência de influência é devido a fragmentação florestal ser recente, na perspectiva da paisagem e vegetação, não havendo o tempo necessário para a estrutura da paisagem presente atuar na formação das comunidades arbóreas, assim como ocorre em paisagens altamente dinâmicas (FAHRIG, 2005).

Assim, a riqueza e abundância de espécies vegetais estão respondendo não a fragmentação insular, mas a condição florestal passada (pré-barragem), com a mudança no uso e cobertura da terra na Amazônia, representada pelo desflorestamento ocasionado por atividades agrossilvipastoris principalmente (NEPSTAD et al., 2009; SOARES-FILHO, 2006) pois o município de Tucuruí estar localizado em uma das regiões de ocupação antiga da Amazônia Oriental, com forte antropização na região (FEARNSIDE, 2003). A configuração da paisagem atual não interfere na composição de espécies, pois independentemente do tamanho e grau de isolamento das ilhas as comunidade divergiram floristicamente. Tal diferença é resultante do efeito de borda, que é o principal fator determinante das comunidades arbóreas das ilhas, conforme constatado pela Análise de Similaridade (ANOSIM). Comunidades das bordas tendem a ser mais recentes com indivíduos e espécies pertencentes aos primeiros ciclos de vida e sucessionais, respectivamente, enquanto o interior das ilhas abriga comunidades formadas por indivíduos e espécies remanescentes da paisagem anterior a formação do lago, onde a matriz era formada por pastagens e áreas agrícolas.

Espécies florestais possuem uma maior relação com a estrutura da paisagem passada (METZGER et al., 2009), enquanto a configuração da paisagem presente tem efeito direto em espécies com ciclo de vida curto, como plantas anuais (LINDBORG, 2007), pequenos mamíferos (PARDINI et al., 2005) e aves (MARTENSEN et al., 2008). Assim, populações de dispersores vertebrados do lago de Tucuruí podem estar sofrendo processos estocásticos demográficos intensos, ocasionando em alta taxa de extinção local, principalmente em função da resistência da matriz aquática que dificulta o deslocamento dos organismos pelos remanescentes, tornando-os isolados.

Este cenário influencia a comunidade arbórea em dois sentidos, primeiro com redução das taxas de dispersão de sementes e propágulos vegetais, especialmente de espécies do interior da floresta (PERES, 1999); segundo com maior recrutamento de espécies pioneiras na borda, comprometendo assim o processo de reconstituição da floresta.

Fragmentos florestais da Amazônia Central apresentaram taxas de recrutamento de árvores sucessionais, maiores em fragmentos pequenos e mais próximos da borda (até 60 m), enquanto para espécies do interior da floresta a resposta foi inversa (LAURANCE et al., 1998), podendo ocorrer eliminação das espécies de interior (JANZEN, 1986). Esta condição do recrutamento em função do tamanho, para Tucuruí, proporciona uma situação favorável para o maior estabelecimento de espécies pioneiras nas ilhas, uma vez que o reservatório é caracterizado por ilhas muito pequenas (até 10 ha).

Neste sentido, futuramente tais ilhas, poderão ser formadas exclusivamente por florestas secundárias, compostas por comunidades de plantas estritamente de borda. Enquanto, espécies clímax ficarão restritas as áreas nucleares das grandes ilhas e da mata ripária, caso não haja mudanças no uso e cobertura da terra nestes locais. Este cenário contribuirá para o empobrecimento dos atributos funcionais das guildas de plantas, como observados em fragmentos florestais da Mata Atlântica (TABARELLI et al., 1999; 2012), com substituição de espécies generalistas por especialistas nas ilhas (YU et al., 2012; LOPES et al., 2009). Apesar de florestas secundárias proporcionarem um incremento no número de espécies, isto pode não compensar a extinção de espécies do interior da floresta (WRIGHT ; MULLER-LANDAU, 2006).

A composição de espécies de plantas possui uma dependência direta da área do fragmento (TABARELLI et al., 1999; METZGER et al., 2009), e com a conectividade estrutural entre os remanescentes (LINDBORG ; ERIKSSON, 2004). No entanto, para a paisagem da barragem de Tucuruí a ausência de corredores que promovem uma conexão estrutural entre ilhas (METZGER ; DÉCAMPS, 1997), faz do tamanho destas o aspecto da paisagem mais importante na determinação das comunidades, onde foi possível verificar uma associação da área das ilhas com as parcelas do interior, que abrigavam

espécies clímax em sua maioria, de acordo com a NMDS, enquanto parcelas da borda e espécies pioneiras se mostraram mais relacionadas com a forma e o isolamento dos remanescentes, porém sem formação de agrupamentos condicionados pelos atributos espaciais das ilhas.

Concomitantemente, o resultado da NMDS, também demonstrou que o efeito de borda continua sendo o principal fator, com a formação de dois grupos distintos, baseados no ambiente (borda e interior), que determinaram a posição dos grupos funcionais nas ilhas.

Conclui-se que a comunidade arbórea das ilhas de Tucuruí ainda está em uma fase Time-Lag, com uma dívida de extinção que ainda não foi computada totalmente, em função das perturbações ambientais anteriores a fragmentação insular (TILMAN et al., 1994), e com o efeito de borda sendo o principal fator na determinação da estrutura e composição das comunidades arbóreas, derivado da estrutura da paisagem passada (METZGER et al., 2009).

## REFERÊNCIAS

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape different proportion of suitable habitat: a review. **OIKOS**. v. 71, n.3, p. 355-366. 1994.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105-121. 2009.

AWADE, M. ; METZGER, J, P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic Rainforest birds in their response to fragmentation. **Austral Ecology**. v. 33, p. 863-871. 2008.

BORCARD, D.; GILLET,F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. Springer, 2011, XII, 306p.

BOSCOLO, D. **Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica**.2007. 244f.Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade do Estado de São Paulo (USP), São Paulo, São Paulo. 2007.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of interhabitat gaps and stepping stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v.40, n.3, p.273-276. 2008.

BOWMAN, J.; CAPPUCCINO, N.; FAHRIG, L. Patch size and population density: the effect immigration behavior. **Conservation Ecology**, v.6, n.9. 2002.

BROOKS, T.M. et al., Habitat loss and extinction in the hotspot of biodiversity. **Conservation Biology**, v.16, n.4, p.909-923. 2002.

BROWN, J.H. ; KODRIC-BROWN, A. Turnover rates in Insular Biogeography: Effect of immigration on extinction. **Ecology**, v.58, n.2, p.445-449. 1977.

CLARKER, K.R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal Ecology**, v.18, p.117-143. 1993.

EWERS, R.M., DIDHAM, R.K.. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, 81, 117–142. 2006.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**. v. 12, n.2, p. 346-353. 2002.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** v. 34, p. 487-517. 2003.

FAHRIG, L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. **The Journal Wildlife Management** v.61, n.3, p. 603-610. 1997.

FAHRIG, L. When is a landscape perspective important? In: Wiens, J.A., Moss, M.R. (Org.), **Issues and Perspectives in Landscape Ecology**. Cambridge University Press, Cambridge, p. 3–10. 2005

FEARNSIDE, P.M. As restrições ambientais na energia elétrica. In: ROSA, L.P.; SIGAUD, L.; LA ROVERE, E.L. (org.) **Estado, energia elétrica e meio ambiente: O caso das grandes barragens**. Coordenação do Programa de Pós-graduação em engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COOPE/UFRJ), Rio de Janeiro. 184p. 1995.

FEARNSIDE, P.M. Land-tenure issues as factors in environmental destruction in Brazilian Amazonia: The case of southern Pará. **World Development**, v. 29, n.8, 1361-1372. 2003.

FERREIRA, L. V.; NECKEL-OLIVEIRA, S.; GALATI, U.; FÁVERI, S. B.; PAROLIN, P. Forest structure of artificial islands in the Tucuruí dam reservoir in northern Brazil: a test core-area model. **Acta Amazonica**. v. 42, n.2. 2012.

FLATHER, C.H. ; BEVERS, M. Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. **The American Naturalist**, v.159, n.1, p.40-56. 2002.

GALETTI, M. et al., Functional extinction of bird drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v.340, p.1086-1090. 2013.

GOODWIN, B.J. Is landscape connectivity a dependent or independent variable?. **Landscape Ecology**, v.18, p.687-699. 2003.

GOTELLI, N. J. **Ecologia**. Londrina: Ed. Planta. 2007. 260p.

HANSKI, I. Metapopulations dynamics. **Nature**, v.396, p.41-49. 1998.

JANZEN, D.H. The eternal external threat. In: Soule, M.E. (Org.), **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates, Sunderland, MA, p. 257-285.1986.

JBRJ - Jardim Botânico do Rio de Janeiro. **Lista de Espécies da flora do Brasil**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2011/>>. Acesso em: 20/03/13.

JORGE, M.L.S.P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Mammal defaunation as surrogate of tropic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, in press. 2013.

LAURANCE, W. F. Hyperdynamism in fragmented habitats. **Journal of Vegetation Science**, v.13, p. 595-602. 2002.

LAURANCE, W.F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S.G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T.E. Conservation: rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836-836. 2000.

LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, E. M.; LAURANCE, S.G.; ANDRADE, A.; EWERS, R.M.; HARMS, K. E.; LUIZÃO, R.C.C.; RIBEIRO, J.E. Habitat fragmentation, variables edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **Plos One**, v.2, n.10. 2007.

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS, R.W.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v.12, n.2, p.460-464. 1998.

LEIBOLD, M.A. et al., The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v.7, p.601-613. 2004.

LINDBORG, R. Evaluating the distribution of plant life-history traits in relation to current and historical landscape configuration. **Journal of Ecology**, v.95, 555–564. 2007.

LINDBORG, R., ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, v.85, 1840–1845, 2004.

LOPES, A.V., GIRÃO, L.C., SANTOS, B.A., PERES, C.A., TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v.142, 1154–1165. 2009.

MACARTHUR, R.H. ; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, NJ, 1967.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications Conservation. **Biological Conservation**, n.141, p.2184-2192. 2008.

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.

METZGER, J. P. ; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: na hypothesis in conservation biology at the landscape in scale. **Acta Ecologica**. v. 18, n.1, p. 1-12. 1997.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v.142, p.1166-1177. 2009.

MOBOT – Missouri Botanical Garden. **Tropicos.org**. Missouri Botanical Garden. Disponível em: <<http://www.tropicos.org>> Acesso em: 15/03/2013.

MURCIA C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology ; Evolution** 10:58-62. 1995.

NEPSTAD, D. et al., The end of deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v.326, p.1350-1351. 2009.

OKSANEN, J. **Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial**. 2013.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.I.; SOLYMOS, P. STEVENS, M.H.H.; WAGNER, H. **vegan: Community ecology package**. R package version 2.0-5. 2012.

PALTTO, H.; NORDÉN, B.; GOTMARK, F.; FRANC, N. At which spatial and temporal scales does landscape context affect local density of red data book and indicator species?. **Biological Conservation**, v.133, p.442-454. 2006.

PARDINI, R.; DE SOUZA,S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in a Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v.124, p.253-266. 2005.

PERES, C.A. Nonvolant mammal community structure in different Amazonian forest types. In: EISENBERG, J.F., REDFORD, K.H. (Eds.) **Mammals of the Neotropics**, v.3, University of Chicago Press, Chicago, p. 564-581. 1999.

PUIG, H. **A Floresta Tropical úmida**. Ed. Unesp, São Paulo. 2008. 496p.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2012. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

RIBEIRO, M.C. **Modelos de simulação aplicados à conservação de paisagens fragmentadas da Mata Atlântica Brasileira**. 2010. 277f. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade do Estado de São Paulo (USP), São Paulo, São Paulo. 2010.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and low is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, p.1141-1153. 2009.

RICKLEFS, R. E. **Ecology**. Chiron Press, New York, New York, 1979. 966p.

RYBICKI, J. ; HANSKI, I. Species-area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. **Ecology Letters**. 2013.

SHANNON, C. E.; WIENER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana. University of Illinois Press. 1949. 117p.

SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M.; CERQUEIRA, G.C.; GARCIA, R.A.; RAMOS, C.A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v.224, p.520-523. 2006.

SWAINE, M.D. ; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetation**, v.75, p.81-86. 1988.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.91, pp.119-127. 1999.

TABARELLI, M; AGUIAR, M. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A conversão da floresta Atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciência** (Caracas), v.37, p.88-92. 2012.

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

TERBORGH J.W. ; D FEELEY K.J. Ecosystem decay in closed forest fragments. In: CARSON, W.P. ; SCHNITZER. S.A., (Org.) **Tropical Forest Community Ecology**, Blackwell Publishing. p 308-321. 2008.

TILMAN, D., MAY, R.M., LEHMAN, C.L., NOWAK, M.A. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v.371, p.65–66.1994.

VU, V.Q. ggbiplot: A ggplot2 based biplot. R package version 0.55. 2011.

WARTON, D.I.; WRIGTH, S.T.; WANG, Y. Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. **Methods in Ecology and Evolution**, v.3, p.89-101. 2012.

WICKHAM, H. ; CHANG, W. **devtools: Tools to make developing R code easier**. R package version 1.1. 2013.

WITH, K.A. The application of neutral landscape models in conservation biology. **Conservation Biology**, v.11, p.1069-1080. 1997.

WRIGHT, S.J., MULLER-LANDAU, H.C. The uncertain future of tropical forest species. **Biotropica**,v. 38, p.443–445. 2006.

WU, J. et al., The Three Gorges Dam: an ecological perspective. **Front Ecol Environ**. v. 2 (5), p. 241-248. 2004.

WU, j.; HUANG, J.; HAN, X.; XIE, Z.; GAO, X. Three-Gorges dam-experiment in habitat fragmentation?. **Science**, v.300, p.1239-1240. 2003.

YU, M.; HU, G.; FEELEY, K.J.; WU, J.; DING, P. Richness and composition of plants and birds on land-bridge islands: effects of islands attributes and differential responses of species groups. **Journal of Biogeography**, v. 39, p. 1124-1133. 2012.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5ª edição, Prentice Hall. 2009.

## 4 CAPÍTULO 4

### 4.1 Conclusão Geral

- Paisagem do reservatório de Tucuruí é caracterizado pela predominância de ilhas pequenas, com área  $\leq 10$  ha.
- A estrutura da paisagem do reservatório se mostrou distinta, com diferenças entre tamanho e grau de isolamento das ilhas. A margem direita apresentou ilhas com melhores atributos espaciais para ações de conservação, porém o que deve prevalecer é a conservação do lago como todo, não se restringindo a locais exclusivos;
- O modelo de arranjo espacial proposto não conseguiu representar bem as potencialidades de cada ilha, principalmente no que se relaciona com a capacidade de identificar ilhas facilitadoras da conectividade funcional. No entanto, ele proporcionou identificar ilhas chaves, com base na área e distância do continente, que podem estar atuando como fonte para recolonização nas demais ilhas.
- A estrutura da paisagem não apresentou um efeito significativo sobre a comunidade arbórea, apesar da característica intrínseca do reservatório de ter muitas ilhas pequenas. Porém, tal divergência, pode ser em virtude do longo tempo que organismos com ciclo de vida longo, como as árvores, demandam para responderem a perturbações ambientais, onde atualmente a vegetação esteja respondendo a eventos anteriores a formação do reservatório. A não observação dos efeitos da estrutura da paisagem na vegetação não pode ser compreendida, de maneira otimista, pois a biodiversidade pode estar em um período Time-Lag, com um débito de extinção que será cobrado a longo prazo.
- Constatou-se que o principal fator determinante da vegetação atualmente é o efeito de borda, tal processo define características estruturais e a composição de espécies nas ilhas, independentemente da área e grau de isolamento das mesmas, sendo consequência da ruptura florestal promovida por mudanças no uso e cobertura da terra anteriores a barragem e, concomitantemente com a formação do lago.

## APÊNDICES

**APÊNDICE A - LISTA DAS FAMÍLIAS BOTÂNICAS EM ORDEM ALFABÉTICA DO ESTRATO ARBÓREO DAS PARCELAS DE BORDA DAS ILHAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE TUCURUI, PARÁ. (N= INDIVÍDUOS ; SSP= ESPÉCIES).**

<b>Famílias</b>	<b>n ssp</b>	<b>% ssp</b>
Anacardiaceae	20	10.3
Annonaceae	36	18.5
Apocynaceae	3	1.5
Araliaceae	5	2.6
Bignoniaceae	71	36.4
Boraginaceae	44	22.6
Burseraceae	11	5.6
Caryocaraceae	4	2.1
Combretaceae	16	8.2
Dichapetalaceae	1	0.5
Euphorbiaceae	47	24.1
Fabaceae	79	40.5
Humiriaceae	3	1.5
Hypericaceae	13	6.7
Lauraceae	44	22.6
Lecythidaceae	3	1.5
Malpighiaceae	10	5.1
Malvaceae	12	6.2
Melastomataceae	25	12.8
Meliaceae	2	1.0
Miliaceae	4	2.1
Moraceae	7	3.6
Myristicaceae	15	7.7
Myrtaceae	7	3.6
Nyctaginaceae	5	2.6
Olacaceae	1	0.5
Passifloraceae	2	1.0
Quiinaceae	1	0.5
Rubiaceae	7	3.6
Rutaceae	11	5.6
Salicaceae	33	16.9
Sapindaceae	4	2.1
Sapotaceae	19	9.7
Simaroubaceae	1	0.5
Urticaceae	32	16.4
Vochysiaceae	43	22.1

**APÊNDICE B - LISTA DAS FAMÍLIAS BOTÂNICAS EM ORDEM ALFABÉTICA DO ESTRATO ARBÓREO DAS PARCELAS DE INTERIOR DAS ILHAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE TUCURUI, PARÁ. (N= INDIVÍDUOS; SSP= ESPÉCIES).**

<b>Famílias</b>	<b>n ssp</b>	<b>% ssp</b>
Anacardiaceae	8	4.1
Annonaceae	27	13.8
Apocynaceae	1	0.5
Araliaceae	3	1.5
Arecaceae	2	1.0
Bignoniaceae	31	15.9
Boraginaceae	16	8.2
Burseraceae	18	9.2
Caricaceae	1	0.5
Caryocaraceae	1	0.5
Chrysobalanaceae	1	0.5
Clusiaceae	4	2.1
Combretaceae	6	3.1
Dichapetalaceae	1	0.5
Elaeocarpaceae	3	1.5
Euphorbiaceae	33	16.9
Fabaceae	74	37.9
Humiriaceae	2	1.0
Hypericaceae	5	2.6
Lauraceae	32	16.4
Lecythidaceae	5	2.6
Loganiaceae	1	0.5
Malpighiaceae	5	2.6
Malvaceae	9	4.6
Melastomataceae	16	8.2
Meliaceae	4	2.1
Miliaceae	7	3.6
Moraceae	6	3.1
Myristicaceae	6	3.1
Myrtaceae	12	6.2
Nyctaginaceae	15	7.7
Piperaceae	1	0.5
Quiinaceae	2	1.0
Rubiaceae	5	2.6
Rutaceae	17	8.7
Salicaceae	8	4.1
Sapindaceae	7	3.6

(conclusão)

<b>Famílias</b>	<b>n ssp</b>	<b>% ssp</b>
Sapotaceae	21	10.8
Urticaceae	13	6.7
Vochysiaceae	16	8.2

**APÊNDICE C - LISTA DE ESPÉCIES EM ORDEM ALFABÉTICA DO ESTRATO ARBÓREO DAS PARCELAS DE BORDA DAS ILHAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE TUCURUI, PARÁ. (N IND.= NÚMERO DE INDIVÍDUOS).**

<b>Nome científico</b>	<b>n ind.</b>
<i>Abarema adenophora</i>	1
<i>Abarema jupunba</i>	2
<i>Alibertia edulis</i>	1
<i>Annona ambotay</i>	1
<i>Aparisthium cordatum</i>	46
<i>Apeiba echinata</i>	3
<i>Aptandra tubicina</i>	1
<i>Astronium lecointei</i>	3
<i>Batocarpus amazonicus</i>	3
<i>Bellucia grossularioides</i>	4
<i>Bellucia imperialis</i>	2
<i>Buchenavia grandis</i>	16
<i>Byrsonima crispa</i>	1
<i>Byrsonima duckeana</i>	4
<i>Byrsonima incarnata</i>	4
<i>Byrsonima sp</i>	1
<i>Calyptranthes sp</i>	1
<i>Caryocar villosum</i>	4
<i>Casearia grandiflora</i>	4
<i>Casearia pitumba</i>	7
<i>Castilloa ulei</i>	1
<i>Cecropia macrostachya</i>	18
<i>Cedrela fissilis</i>	2
<i>Chamaecrista negrensis</i>	5
<i>Chrysophyllum manaosense</i>	2
<i>Cordia fallax</i>	14
<i>Cordia goeldiana</i>	4
<i>Cordia sellowiana</i>	16

(continua)	
Nome científico	n ind.
<i>Cordia sp</i>	1
<i>Courataria oblongifolia</i>	1
<i>Cupania scrobiculata</i>	1
<i>Dialium guianense</i>	1
<i>Dioclea megacarpa</i>	1
<i>Duguetia stelacantha</i>	2
<i>Endopleura uchi</i>	3
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	1
<i>Enterolobium maximum</i>	4
<i>Erisma uncinatum</i>	4
<i>Eugenia cuspidata</i>	1
<i>Guarea silvatica</i>	2
<i>Guatteria foliosa</i>	12
<i>Guatteria olivacea</i>	19
<i>Guatteria sp</i>	2
<i>Guazuma ulmifolia</i>	3
<i>Helicostylis scabra</i>	1
<i>Helicostylis tomentosa</i>	1
<i>Inga alba</i>	2
<i>Inga bicoloriflora</i>	3
<i>Inga chrysantha</i>	1
<i>Inga huberi</i>	6
<i>Inga marginata</i>	5
<i>Inga melinonis</i>	1
<i>Inga paraensis</i>	1
<i>Inga rubiginosa</i>	5
<i>Jacaranda copaia</i>	71
<i>Lacmellea arborescens</i>	2
<i>Lacunaria jenmanii</i>	1
<i>Lecythis idatimon</i>	1
<i>Lecythis sp</i>	1

(continua)	
Nome científico	n ind.
<i>Matayba guianensis</i>	3
<i>Metrodorea flavida</i>	5
<i>Miconia cuspidata</i>	1
<i>Miconia pyrifolia</i>	7
<i>Miconia sp 1</i>	9
<i>Miconia spigata</i>	1
<i>Miconia tetraspermoides</i>	1
<i>Micropholis casiquiarensis</i>	1
<i>Mouriri dimorphandra</i>	1
<i>Myrcia grandis</i>	2
<i>Myrcia splendens</i>	2
<i>Myrocarpus frondosus</i>	1
<i>Nectandra cuspidata</i>	1
<i>Neea oppositifolia</i>	3
<i>Neea ovalifolia</i>	1
<i>Neea robusta</i>	1
<i>Ocotea amazonum</i>	6
<i>Ocotea olivacea</i>	5
<i>Ocotea percurrentis</i>	6
<i>Ocotea puberula</i>	1
<i>Ocotea nigrescens</i>	25
<i>Ormosia paraensis</i>	1
<i>Pachira longitubulosa</i>	1
<i>Palicourea guianensis</i>	6
<i>Parkia multijuga</i>	5
<i>Parkia ulei</i>	1
<i>Passiflora coccinea</i>	2
<i>Perebea mollis</i>	1
<i>Poecilanthe effusa</i>	5
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	5
<i>Pourouma villosa</i>	8

(continua)	
Nome científico	n ind.
<i>Pourouma guianensis</i>	1
<i>Pouteria cuspidata</i>	1
<i>Pouteria eugeniifolia</i>	2
<i>Pouteria hispida</i>	3
<i>Pouteria pariry</i>	7
<i>Pouteria sp</i>	3
<i>Protium apiculatum</i>	1
<i>Protium nitidifolium</i>	1
<i>Protium occultum</i>	1
<i>Protium sagotianum</i>	2
<i>Protium spruceanum</i>	2
<i>Protium subserratum</i>	1
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	5
<i>Quararibea sp</i>	1
<i>Quararibea spruceana</i>	1
<i>Rawolfia sprucei</i>	1
<i>Sapium marmieri</i>	1
<i>Schefflera morototonii</i>	5
<i>Schizolobium sp.</i>	1
<i>Senna multijuga</i>	9
<i>Senna sp</i>	1
<i>Sigmatanthus trifoliatus</i>	2
<i>Simarouba amara</i>	1
<i>Sterculia chicha</i>	1
<i>Stryphnodendron racemiferum</i>	1
<i>Stryphnodendron guianense</i>	8
<i>Tachigali macrostachya</i>	1
<i>Tapura amazonica</i>	1
<i>Theobroma speciosum</i>	2
<i>Thyrsodium paraense</i>	6
	3
<i>Trattinnickia rhoifolia</i>	

(conclusão)	
<b>Nome científico</b>	<b>n ind.</b>
<i>Trichilia schomburgkii</i>	2
<i>Viola bicuhyba</i>	7
<i>Viola michelii</i>	8
<i>Vismia japurensis</i>	3
<i>Vismia sandwithii</i>	10
<i>Vochysia maxima</i>	1
<i>Vochysia vismiifolia</i>	38
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	4

**APÊNDICE D - LISTA DE ESPÉCIES EM ORDEM ALFABÉTICA DO ESTRATO ARBÓREO DAS PARCELAS DE INTERIOR DAS ILHAS DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE TUCURUI, PARÁ. (N IND.= NÚMERO DE INDIVÍDUOS).**

<b>Nome científico</b>	<b>n ind.</b>
<i>Abarema jupunba</i>	2
<i>Annona ambotay</i>	3
<i>Annona exsucca</i>	1
<i>Annona sericea</i>	1
<i>Aparisthium cordatum</i>	31
<i>Apeiba echinata</i>	3
<i>Astronium lecointei</i>	3
<i>Bagassa guianensis</i>	1
<i>Bellucia grossularioides</i>	1
<i>Bellucia imperialis</i>	1
<i>Brosimum acutifolium</i>	1
<i>Brosimum longifolium</i>	1
<i>Brosimum sp</i>	1
<i>Buchenavia grandis</i>	5
<i>Byrsonima crispa</i>	1
<i>Byrsonima duckeana</i>	4
<i>Calyptranthes sp</i>	1
<i>Caryocar villosum</i>	1
<i>Casearia grandiflora</i>	2
<i>Casearia pitumba</i>	3
<i>Cecropia macrostachya</i>	5
<i>Chamaecrista negrensis</i>	5
<i>Chimarrhis turbinata</i>	1
<i>Chrysophyllum pomiferum</i>	2
<i>Chrysophyllum manaosense</i>	4
<i>Clarisia racemosa</i>	1
<i>Conceveiba martiana</i>	1
	1
<i>Copaifera guyanensis</i>	

(continua)

Nome científico	n ind.
<i>Cordia hirta</i>	4
<i>Cordia naidophila</i>	1
<i>Cordia sellowiana</i>	4
<i>Cupania scrobiculata</i>	4
<i>Dipteryx odorata</i>	1
<i>Ecclinusa guianensis</i>	2
<i>Endopleura uchi</i>	2
<i>Enterolobium maximum</i>	1
<i>Erisma uncinatum</i>	4
<i>Eschweilera pedicellata</i>	1
<i>Eugenia longiracemosa</i>	1
<i>Eugenia patrisii</i>	1
<i>Eugenia pseudopsidium</i>	3
<i>Eugenia puniceifolia</i>	1
<i>Eugenia sp</i>	1
<i>Faramea torquata</i>	1
<i>Galipia jaminisfolia</i>	3
<i>Garcinia madruno</i>	2
<i>Guarea humaitensis</i>	1
<i>Guarea silvatica</i>	7
<i>Guatteria foliosa</i>	6
<i>Guatteria olivacea</i>	13
<i>Guatteria scytophylla</i>	1
<i>Guatteria sp</i>	1
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1
<i>Hirtella hispidula</i>	1
<i>Hymenaea parvifolia</i>	1
<i>Inga alba</i>	1
<i>Inga bicoloriflora</i>	4
<i>Inga chrysantha</i>	2
	7
<i>Inga huberi</i>	

(continua)

Nome científico	n ind.
<i>Inga laurina</i>	1
<i>Inga leiocalycina</i>	2
<i>Inga marginata</i>	1
<i>Inga paraensis</i>	1
<i>Inga rubiginosa</i>	5
<i>Inga thibaudiana</i>	1
<i>Jacaranda copaia</i>	31
<i>Jacaratia spinosa</i>	1
<i>Lacunaria jenmanii</i>	2
<i>Laetia procera</i>	3
<i>Lecythis lurida</i>	4
<i>Maquira sclerophylla</i>	1
<i>Matayba guianensis</i>	1
<i>Metrodorea flavida</i>	10
<i>Miconia pyrifolia</i>	1
<i>Miconia sp 1</i>	6
<i>Micropholis casiquiarensis</i>	1
<i>Mouriri dimorphandra</i>	6
<i>Mouriri huberi</i>	1
<i>Myrcia grandis</i>	1
<i>Myrcia servata</i>	2
<i>Myrcia silvatica</i>	1
<i>Myrocarpus frondosus</i>	6
<i>Neea floribunda</i>	10
<i>Neea madeirana</i>	2
<i>Neea oppositifolia</i>	3
<i>Ocotea amazonum</i>	7
<i>Ocotea douradensis</i>	3
<i>Ocotea olivacea</i>	2
<i>Ocotea percurrens</i>	5
	12
<i>Ocotea nigrescens</i>	

(continua)	
Nome científico	n ind.
<i>Palicourea guianensis</i>	3
<i>Phanera splendens</i>	4
<i>Piper sp</i>	1
<i>Poecilanthe effusa</i>	9
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	2
<i>Pourouma villosa</i>	6
<i>Pouteria eugeniifolia</i>	1
<i>Pouteria fimbriata</i>	2
<i>Pouteria hispida</i>	3
<i>Pouteria sp</i>	4
<i>Pouteria torta</i>	1
<i>Pouteria venosa</i>	1
<i>Protium amazonicum</i>	1
<i>Protium apiculatum</i>	2
<i>Protium occultum</i>	2
<i>Protium sagotianum</i>	5
<i>Protium spruceanum</i>	3
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	8
<i>Pterocarpus officinalis</i>	1
<i>Quararibea spruceana</i>	1
<i>Rhodostemonodaphne grandis</i>	3
<i>Sapium marmieri</i>	1
<i>Schefflera morototonii</i>	3
<i>Senna multijuga</i>	1
<i>Senna sp</i>	1
<i>Sigmatanthus trifoliatus</i>	1
<i>Sloanea floribunda</i>	1
<i>Sloanea guianensis</i>	1
<i>Sloanea sp</i>	1
<i>Socratea exorrhiza</i>	2
	1
<i>Strychnos corgens</i>	

(conclusão)	
Nome científico	n ind.
<i>Stryphnodendron guianense</i>	3
<i>Swartzia ingaefolia</i>	2
<i>Tabernaemontana muricata</i>	1
<i>Tachigali macrostachya</i>	1
<i>Tachigali setifera</i>	2
<i>Talisia aleni</i>	1
<i>Tapura amazonica</i>	1
<i>Terminalia amazonia</i>	1
<i>Tetragastris altissima</i>	1
<i>Theobroma speciosum</i>	4
<i>Thyrsodium paraense</i>	5
<i>Toulicia pulvinata</i>	1
<i>Tovomita schomburgkii</i>	2
<i>Trattinnickia burserifolia</i>	2
<i>Trattinnickia rhoifolia</i>	2
<i>Trichilia schomburgkii</i>	3
<i>Virola bicuhyba</i>	4
<i>Virola michelii</i>	2
<i>Vismia japurensis</i>	1
<i>Vismia sandwithii</i>	4
<i>Vochysia guianensis</i>	1
<i>Vochysia vismiifolia</i>	11
<i>Xylopia amazonica</i>	1
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	3

