



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ - UFPA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA - PPGEAP



NAIARA RAIOL TORRES

**A IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS PARA A
MANUTENÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

Belém - PA

2017

NAIARA RAIOL TORRES

**A IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS PARA A
MANUTENÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará – UFPA, como requisito para obtenção do título de mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador: Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag ICB/UFPA

Belém – PA

2017

Dados Internacionais de Catalogação- na-Publicação (CIP)
Biblioteca do Instituto de Ciências Biológicas - UFPA

Torres, Naiara Raiol

A importância da conservação de bacias hidrográficas para a manutenção das assembleias de peixes de riachos da Amazônia Oriental / Naiara Raiol Torres ; Orientador, Luciano Fogaça de Assis Montag. - 2017.

56 f. : il.

Inclui bibliografia

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Belém, 2017.

1. Ecologia aquática - Amazônia. 2. Ecologia das bacias hidrográficas - Amazônia. 3. Matas ripárias - Amazônia. 4. Peixes – Amazônia. I. Montag, Luciano Fogaça de Assis, orientador. II. Título.

CDD – 22 ed. 577.609811

NAIARA RAIOL TORRES

**A IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS PARA A
MANUTENÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

Data: 24 de fevereiro de 2017

Banca examinadora:



Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag (ICB/UFPA) – Presidente/Orientador



Dr. Renata Guimarães Frederico (ICB/UFPA)– Membro Titular

CV Lattes: <http://lattes.cnpq.br/3156181119549976>



Dr. Thiago Bernardi Vieira (UFPA/Altamira)– Membro Titular

CV Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5106382132269394>



Dr^a. Cecília Gontijo Leal (MPEG) –Membro Titular

CV Lattes: <http://lattes.cnpq.br/9919199322482617>

Guilherme Moreira Dutra

Dr. Guilherme Moreira Dutra (MPEG) – 1º. Suplente

CV Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5456728293074064>

Danielly Torres Hashiguti de Freitas

Drª. Danielly Torres Hashiguti de Freitas (ICB/UFPA) – 2º. Suplente

CV Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5176397023996289>

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e a Nossa Senhora de Nazaré por oferecer força e fé para enfrentar e vencer os obstáculos encontrados durante esses dois anos de trabalho.

Agradeço ao meu orientador Profº Dr. Luciano Montag pela confiança e dedicação depositados em mim desde o princípio do desenvolvimento deste manuscrito, pelas conversas engraçadas, pela paciência, pelos conselhos oferecidos e por sempre perguntar “Tá Feliz? ”. Muito Obrigada Miúdo!

Agradeço também ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado nesses dois anos.

Não poderia deixar de agradecer aos doutorandos Thiely Garcia e Bruno Prudente por todo conhecimento oferecido, por todas as conversas e pela amizade.

Agradeço também aos amigos do LABECO: Luciana, Híngara, Lisveth, Cléo, Nara, Sara, Begot, Hagi, Ana, Ana Lu, Erlane, Barbosa, Lenize, Fernando e Gilbertos (rs) por todas as conversas e opiniões referentes as análises estatísticas, revisões na redação desta dissertação e nos momentos de descontração no dia-a-dia do laboratório.

Agradeço ao Profº Dr. Pedro Walfir e Dr. Wilson Nascimento pela disponibilidade e disponibilização de equipamentos e auxílio técnico para concretização do processamento digital das imagens de satélite no LAIT, sem isso não teria aprendido tanto e realizado o trabalho. Agradeço também aos amigos do LAIT: Michele, Paulo, João, Carlos, Francisco, Lorival pelas conversas, opiniões e auxílios no trabalho; e também pelas trocas de ideias sobre o triste quadro político brasileiro, principalmente.

Agradeço a Dra. Karina Dias e Dr. Bruno Barreto pelas contribuições e revisão realizadas no período de qualificação deste trabalho.

Agradeço aos professores e amigos do PPGEAP Luciana, Claíde, Yuri, Manu, Nay, Thay, Nilson, Suh, Vic, Cláudia e Fran por todo conhecimento adquiridos nas disciplinas, aulas de campo e pelo estímulo à pesquisa na área da ecologia.

Agradeço a minha família, principalmente aos meus pais Dorinha e Manuel, vó Dora, e irmão Raoni. Sem vocês nunca teria chegado até aqui, obrigado por serem as pessoas excepcionais que são. Amo vocês! Ao meu tão amado filhinho CAUÃ. Minha razão de viver! És o ar que eu respiro! Obrigada por sempre ser tão meigo e amoroso com sua mãezinha em momentos de desespero e “blecautes” (rs... Quem não pira?). Obrigada por sua compreensão nas minhas ausências! Eu te amo demais!

E, por fim, agradeço a todos os amigos que indiretamente ajudaram a construir mais um capítulo de minha vida, com o apoio de sempre se mostraram convictos que seria capaz de concluir mais uma etapa.

Muito obrigada!

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais Dorinha e Manoel, por todo incentivo, apoio, amor e esforços depositados em mim durante todos os dias de minha vida.

EPÍGRAFE

Os poderosos podem matar uma, duas ou três rosas, mas jamais conseguirão deter a primavera inteira.

Che Guevara

RESUMO

A alteração antrópica mais comum na região amazônica é o desmatamento que provoca prejuízos aos ecossistemas aquáticos, tornando-os cada vez mais vulneráveis a diferentes distúrbios. Por consequência, isso causa efeitos negativos à biodiversidade através de mudanças na cadeia trófica e na composição de espécies aquáticas. Dessa forma, este estudo objetivou avaliar quais variáveis ambientais e escalas espaciais possuem maior influência sobre a diversidade das assembleias de peixes de riachos na Amazônia Oriental. A área de estudo localiza-se na Bacia do Rio Capim, que possui um gradiente de degradação da cobertura vegetal resultante de atividades antrópicas. As variáveis ambientais locais foram obtidas no período de estiagem, entre agosto e setembro dos anos de 2014 e 2015, em 20 trechos de riachos. As variáveis da paisagem foram obtidas para o mesmo período através de imagens do satélite *RapidEye* previamente processadas para posterior classificação dos usos e coberturas de terra, sendo identificados em quatro diferentes escalas espaciais (*buffer* de 50m, *buffer* de 100, *buffer* de 200m e microbacia total). Com os resultados do modelo DistLm pode-se inferir que as variáveis índice de proximidade de impacto total, profundidade do talvegue, presença de solo exposto, tamanho de substrato, % de pasto e % de solo exposto foram responsáveis pelas diferenças na abundância de espécies. A proporção de solo exposto na microbacia total foi negativamente relacionada com riqueza de espécies. Com isso, observamos que as mudanças na estrutura do habitat físico desses riachos incidiram especialmente na morfologia do canal, causado pelo aumento de áreas de pastagens e solo desprotegido nas microbacias. A análise Procruste demonstrou que todas as escalas analisadas apresentaram concordância com a abundância de espécies, reforçando a existência de uma hierarquia entre as escalas espaciais. Portanto, o estabelecimento de estratégias de restauração e mitigação dos efeitos de usos de terra devem abranger características da paisagem nas áreas de drenagem (bacia), a fim de conter o avanço dos efeitos dos usos de terra e assim prover condições ambientais favoráveis as assembleias aquáticas.

Palavras-chaves: Ecologia da Paisagem, Antropização, Bacia Hidrográfica, Vegetação Ciliar, Ictiofauna.

ABSTRACT

The most common anthropic change in the Amazon region is deforestation that causes damage to aquatic ecosystems, making them increasingly vulnerable to different disturbances. Consequently, this has negative effects on biodiversity through changes in the food chain and in the composition of aquatic species. Thus, this study aimed to evaluate which environmental variables and spatial scales have greater influence on the diversity of the fish assemblages of streams in the Eastern Amazon. The study area is located in the Capim River Basin, which has a gradient of degradation of vegetation cover resulting from anthropic activities. The local environmental variables were obtained in the drought period, between August and September of the years 2014 and 2015, in 20 stretches of streams. The landscape variables were obtained for the same period through images of the RapidEye satellite previously processed for later classification of land uses and coverages, being identified in four different spatial scales (50m buffer, 100 buffer, 200m buffer and total microbasin). With the results of the DistLm model, it can be inferred that the variables of proximity of total impact, depth of the stem, presence of exposed soil, substrate size, % of pasture and % of exposed soil were responsible for the differences in species abundance. The proportion of soil exposed in the total microbasin was negatively related to species richness. With this, we observed that the changes in the physical habitat structure of these streams had a special focus on the channel morphology caused by the increase of pasture areas and unprotected soil in the microcatchments. The Procruste analysis showed that all the scales analyzed were in agreement with the abundance of species, reinforcing the existence of a hierarchy between the spatial scales. Therefore, the establishment of strategies for restoration and mitigation of the effects of land use should cover landscape characteristics in the drainage areas (basin) in order to contain the advance of land use effects and thus provide favorable environmental conditions for aquatic assemblies

Keywords: Landscape Ecology, Antropization, Watershed, Riparian Vegetation, Ichthyofauna.

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT.....	10
SUMÁRIO	11
LISTA DE FIGURAS	12
LISTA DE TABELAS	13
1. INTRODUÇÃO.....	16
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
2.1 ÁREA DE ESTUDO	19
2.2 AMOSTRAGEM DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS	20
2.3 AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA	24
2.4 ANÁLISE DE DADOS.....	24
3. RESULTADOS.....	26
3.1 HABITAT FÍSICO.....	26
3.2 USOS E COBERTURAS DE TERRA - UCT.....	27
3.3 DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA	30
4. DISCUSSÃO.....	38
5. AGRADECIMENTOS.....	41
6. REFERÊNCIAS.....	42
APÊNDICE 1: Lista de ocorrência de espécies de peixes analisados nas 20 microbacias do rio capim em 2014 e 2015 para avaliar a influência de variáveis da paisagem sobre as assembleias de peixes de riachos.	49
APÊNDICE 2: Lista de riqueza e porcentagem de usos de terra na microbacia total de cada trecho de riacho analisado.....	52
APÊNDICE 3: Normas de publicação da revista Landscape Ecology.....	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Distribuição espacial dos 20 riachos amostrados na Bacia do Rio Capim, Pará, Brasil.	20
Figura 2: Esquema das subdivisões estabelecidas em cada trecho amostral, indicando o comprimento do trecho, o tempo de coleta total para cada seção longitudinal, área de 100m ² na transecção e pontos equidistantes, na Bacia do Rio Capim, Pará, Brasil.	22
Figura 3: Ilustração das dimensões das escalas espaciais nas microbacias a partir do trecho de amostragem das variáveis bióticas e abióticas, na Bacia do Rio Capim, Pará, Brasil.	23
Figura 4: Mapa de usos e coberturas de terra na Bacia do Rio Capim, Pará, Brasil no período de 2014 e 2015.	29
Figura 5: Análise de Redundância baseada na distância – dbRDA representada por dois eixos que relacionam as variáveis ambientais selecionadas pelo critério Akaike (AIC) no Modelo Linear baseado na Distância (DistLM). Vetores mostram variáveis ambientais selecionadas estatisticamente significativas e com $r > 0,6$; (A) Escala local (B) Escala de <i>buffer</i> de 50m (C) Escala de <i>buffer</i> de 100 m (D) Escala de <i>buffer</i> de 200 m (E) Escala de microbacia total. P1 a P20 representam as microbacias analisadas.	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Média, desvio padrão e amplitude das variáveis ambientais locais selecionadas das 20 microbacias na Bacia do Rio Capim, Pará, norte do Brasil.	27
Tabela 2: Média, desvio padrão e amplitude das porcentagens dos usos e cobertura de terra nas 20 microbacias na Bacia do Rio Capim, Pará, norte do Brasil.	28
Tabela 3: Proporção de explicação dos cinco eixos da PCoA nas escalas espaciais analisadas (local, 50m, 100m, 200m e área total) na Bacia do Rio Capim, Pará, norte do Brasil.	31
Tabela 4: Resultados da análise Procruste realizada com os cinco primeiros eixos da PCoA, avaliando a congruência entre a matriz de composição de espécies (Log x + 1) e as matrizes de variáveis ambientais da paisagem (habitat local e % de UCT nas escalas). * resalta as escalas significativas ($p < 0,05$).	31
Tabela 5: Resultados do Modelo Linear Baseado na Distância (DistLM/Local) selecionado pelo critério Akaike para a assembleia de peixes, mostrando a porcentagem de variação explicada (Prop) das variáveis ambientais locais significativas ($p < 0,05$). * resalta as escalas significativas. Ver siglas das variáveis ambientais na Tabela 1.	32
Tabela 6: Resultados do Modelo Linear Baseado na Distância (DistLM/Buffer 50m; DistLM/100m; DistLM/200m e DistLM/Microbacia Total) selecionado pelo critério Akaike para a assembleia de peixes, mostrando a porcentagem de variação explicada das variáveis ambientais da paisagem na escala <i>buffer</i> 50m ($p < 0,05$). * resalta as escalas significativas ($p < 0,05$). Ver siglas das variáveis ambientais na Tabela 2.	34
Tabela 7: Resultados da correlação de Spearman realizada com os scores dos dois primeiros eixos das ordenações (dbRDA/Local, dbRDA/Buffer 50m, dbRDA/Buffer 100m, dbRDA/Buffer 200m e dbRDA/Microbacia Total) e as variáveis ambientais. Apresenta-se apenas as variáveis ambientais significativas ($p < 0,05$). Ver siglas das variáveis ambientais na Tabela 1 e 2.	36

Tabela 7: Regressão linear simples entre riqueza de espécies e variáveis ambientais ($p < 0,05$).

Onde: * = Significativo. Ver siglas das variáveis ambientais na Tabela 1 e 2. 37

A IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS PARA A MANUTENÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL

Artigo a ser submetido para a revista *Landscape Ecology*

ISSN: 0921-2973 (Print) 1572-9761 (Online)

Naiara R. Torres¹; Thiely. O. Garcia¹; Bruno S. Prudente², Wilson R. N. Junior³, Luciano. F. Montag²

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca (PPGEAP) / Laboratório de Ecologia da Conservação (LABECO). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará – UFPA– Rua Augusto Corrêa, 01 - Guamá. CEP 66075-110. Caixa postal 479. Belém – Pará – Brasil.

²Laboratório de Ecologia da Conservação (LABECO). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará – UFPA – Rua Augusto Corrêa, 01 - Guamá. CEP 66075-110. Caixa postal 479. Belém – Pará – Brasil.

³Laboratório de Análise de Imagem do Trópico Úmido – LAIT, Instituto de Geociência, Universidade Federal do Pará – UFPA – Rua Augusto Corrêa, 01 - Guamá. CEP 66075-110. Caixa postal 479. Belém – Pará – Brasil.

Resumo

Contexto: A Amazônia possui ecossistemas fluviais vulneráveis às mudanças no habitat provocadas por alterações em diferentes escalas espaciais, assim estudos direcionados a investigar efeitos das mudanças da paisagem sobre assembleias aquáticas em distintas escalas são importantes para conservação da biodiversidade.

Objetivos: Avaliar relações entre assembleias de peixes de riachos e características da paisagem em diferentes escalas espaciais, para verificar quais variáveis abióticas e escalas espaciais são determinantes na estruturação dessas assembleias.

Métodos: Foram selecionadas microbacias de 20 trechos de riachos na Bacia do rio Capim, Brasil. As variáveis do habitat físico nesses riachos foram obtidas em 2014 e 2015, através de um protocolo de avaliação do habitat, juntamente com a coleta da ictiofauna; e variáveis de cobertura e usos de terra foram mensuradas através do processamento digital de imagens.

Resultados: Todas as escalas analisadas apresentaram concordância com a abundância de espécies (local: $R^2 = 0,678$; $m^2 = 0,539$; *buffer* 50 m: $R^2 = 0,493$, $m^2 = 0,754$; *buffer* 100 m: $R^2 = 0,495$; $m^2 = 0,754$; *buffer* 200 m: $R^2 = 0,771$; $m^2 = 0,479$; e microbacia total: $R^2 = 0,492$; $m^2 =$

0,757; $p < 0,05$). As variáveis índice de proximidade de impacto, profundidade do talvegue, presença de solo exposto e tamanho de substrato na escala local, e % de pasto e % de solo exposto em todas as escalas da paisagem foram responsáveis pelas diferenças na abundância de espécies. Solo exposto na microbacia total foi negativamente relacionado com riqueza de espécies ($R^2 = 0,244$).

Conclusões: As mudanças na estrutura do habitat dos riachos incidiram especialmente na morfologia do canal, causadas pelo aumento da sedimentação provocado pelo aumento de áreas com solo desprotegido. Portanto, estratégias de mitigação de efeitos de usos de terra devem abranger a conservação da paisagem nas bacias hidrográficas, visando condições ambientais favoráveis às assembleias aquáticas.

Palavras-chaves: Ecologia da Paisagem, Antropização, Bacia Hidrográfica, Vegetação Ciliar, Ictiofauna.

1. Introdução

A conhecida biodiversidade da região amazônica é ameaçada por um crescente número de perturbações, como poluição (Arellano *et al.*, 2015), hidrelétricas (Moutinho, 2005), mudanças climáticas (Nobre *et al.*, 2007) e desmatamento (Fearnside, 2006). Esta última, em particular, tem como causa a ocupação humana e o desenvolvimento econômico da Amazônia (Fearnside, 1999; Caviglia-Harris *et al.*, 2016), que contribuíram com mudanças na paisagem natural desta região favorecendo o aumento do “Arco do Desmatamento” (Fearnside, 1999). Essas mudanças foram direcionados principalmente por atividade econômicas como agricultura mecanizada (Maia *et al.*, 2015) e pecuária (Barona *et al.*, 2010).

Além de sua ampla biodiversidade, a região amazônica também é destaque pela sua densa rede de drenagem (Barthen e Goulding, 1997), composta por um considerável número de pequenos ecossistemas aquáticos. As áreas de drenagens desses sistemas fluviais, conhecidas como bacias hidrográficas, são importantes zonas de estudo para o planejamento e gestão dos recursos hídricos, pelo fato desses estarem inseridos em uma rede hierárquica aninhada que pode ser influenciado por várias escalas espaciais (Allan, 2004). Isto é, fatores regionais como padrões de usos da terra, declividade, geologia, vegetação e clima (Siqueira & Henry Silva, 2011), que tendem a afetar processos que controlam a estrutura e disponibilidade de habitats locais para as assembleias aquáticas (Frissel *et al.*, 1986; Wang *et al.*, 2000; Allan, 2004), determinando diferenças na estrutura e composição das espécies (Vannote *et al.*, 1980; Snyder

et al., 2003). Assim, é notório que esses sistemas são influenciados por alterações na composição dos tipos de usos e coberturas de terra em bacias (Karr & Schollosser, 1978, Youngquist *et al.*, 2017), com atuação sobre relações físicas, químicas e biológicas de sistemas fluviais, como na estrutura das matas ciliares, na qualidade da água (Lemke *et al.*, 2013), em mudanças hidrológicas (Menezes *et al.*, 2016), na dispersão e no estabelecimento dos indivíduos (Bagueti & Van Dyck, 2007).

Observa-se, desta maneira, que estudos ecológicos que visam verificar a qualidade do habitat físico são relevantes para avaliar efeitos das alterações antrópicas sobre assembleias aquáticas, pois a variabilidade temporal e espacial do habitat físico está relacionada às características comportamentais, fisiológicas e da história de vida das espécies, como prediz a teoria “*habitat template*” (Southwood, 1977), e por consequência na estrutura das comunidades (Snyder *et al.*, 2003). Porém, deve-se considerar que esses estudos não devem ser realizados apenas com avaliação de características ambientais em microhabitat (Ricklefs, 2008), já que os sistemas terrestres e fluviais estão inseridos em amplas escalas com diferentes filtros ambientais em múltiplas escalas, capazes por exemplo de impedir o estabelecimento de espécies não tolerantes e favorecer espécies oportunistas a determinadas condições ambientais (Frissell *et al.*, 1986; Poff, 1997; Teresa & Casatti, 2012). Assim, o habitat desempenha papel de grande importância para a organização das assembleias, devendo ser avaliado em diferentes escalas espaciais a fim de fornecer bases confiáveis para monitoramento e manejo efetivo de perturbações naturais e antrópicas em sistemas lóticos (Garcia Charton *et al.*, 2004).

Em trabalhos realizados em diferentes regiões do mundo observa-se a influência que os padrões de usos de terra exercem sobre os sistemas de água doce (Johnson *et al.*, 1997; Sliva & Williams 2001; Gergel *et al.* 2002; Ahearn *et al.*, 2005; Amiri & Nakane 2009). Porém, na região amazônica quase não existem estudos que avaliam os efeitos de características da paisagem sobre o hábitat de riachos em diferentes escalas espaciais. Vários autores tentam determinar quais características da paisagem e distâncias ao corpo d’água (escalas espaciais) influenciam o hábitat físico e a qualidade da água de riachos. Johnson *et al.* (1997) e Amiri & Nakane (2009) observaram alterações nas concentrações de alcalinidade, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido, pH, fósforo total, nitrito e nitrato em riachos de bacias com áreas predominantemente agrícolas e urbanas, respectivamente. Outros autores observaram que em diferentes regiões geográficas e períodos sazonais os usos de terra medidos na bacia hidrográfica inteira ou em distintas escalas espaciais possuem efeitos diferentes sobre o hábitat físico, qualidade da água e biota aquática de riachos. Por exemplo, os usos de terra na bacia

hidrográfica foi um forte preditor da concentração de nutrientes em riachos na América do Norte (McMahon & Harned, 1998), mas outros autores demonstram diferentes escalas como preditoras para determinar a qualidade da água de riachos (Johnson et al. 1997; Cresser *et al.*, 2000). Em relação a variabilidade da biota aquática também observa-se diferentes posicionamentos na literatura, podendo ser explicados por indicadores da paisagem medidos à escala de bacia hidrográfica integral ou a escala de zonas ribeirinhas. Feld *et al.* (2013) utilizou diferentes ecoregiões (100 a 720 km²) para medir variáveis da paisagem e observaram que as correlações dos usos de terra com a biota foi superior em ecoregiões maiores.

Recentemente, preocupação em conter os avanços da antropização sobre o habitat de riachos tornou as zonas ripárias o principal foco de área a ser protegida, uma vez que a manutenção da sua integridade controla o *input* de sedimentos, a matéria orgânica de origem terrestre, a erosão, o assoreamento, a entrada de luz solar, o aumento da temperatura da água; possibilita a entrada de matéria orgânica de origem externa (material alóctone) e a regularidade da produtividade primária (Pusey & Arthington, 2003). Estas zonas constituem áreas florestais nas margens dos cursos d'água, sendo consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP), que de acordo com a lei 12. 651 de 2012 da legislação brasileira (Brasil, 2012), possuem a função de preservar os recursos hídricos, a paisagem e a biodiversidade.

Este trabalho objetivou verificar a influência da antropização da paisagem sobre a estrutura das assembleias de peixes de riachos na Amazônia Oriental, com avaliação em larga escala de usos de terra nas microbacias desses riachos. Para isso nós examinamos os padrões de abundância, composição e riqueza de espécies de peixes de riachos para responder a seguinte pergunta: Quais escalas espaciais e variáveis abióticas em diferentes escalas espaciais melhor explicam os padrões de riqueza, composição e abundância de peixes de riachos amazônicos? Nossas hipóteses são as seguintes:

(a) A escala de microbacia total possui maior influência sobre a abundância das assembleias de peixes, pois reuni o conjunto de características ambientais que influenciam pequenas escalas, como microhabitats de riachos de cabeceira;

(b) Efeitos da substituição da cobertura vegetal por diferentes usos de terra em diferentes escalas espaciais provocam mudanças no habitat físico dos riachos; como em alterações na morfologia do canal, nos tipos de substrato e nas estruturas de abrigo; influenciando na abundância e riqueza de espécies.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na Bacia do Rio Capim, localizada nas Mesorregiões Nordeste e Sudeste do Pará, Brasil. A bacia possui 37.262 km² de área de drenagem irregular e pequena declividade (Figura 1). O clima da região é tropical úmido, pertencente ao subtipo climático “Af”, segundo a classificação de Köppen adaptada por Peel *et al.* (2007), com estação seca bem definida entre os meses de agosto e outubro. A temperatura média anual é de 27°C, com uma precipitação média anual de aproximadamente 1.800 mm e umidade do ar de 80%. A região possui topografia que varia de plano a suavemente ondulado, com altitude entre 100 e 150 m (Sombroek, 2000). A vegetação predominante na região é do tipo Floresta Ombrófila Densa Aluvial, distribuída ao longo das margens do Rio Capim (IBGE, 2012), mas também possui florestas perturbadas por ações antrópicas, com alterações nas composições florísticas e estruturais dos fragmentos remanescentes (Lima, 2012).

O processo de ocupação dessa região foi iniciado no final da década de 1950 (Gardner *et al.*, 2013; Leal *et al.*, 2016) e em meados da década de 1960 foi construído o primeiro trecho da estrada estadual PA-150 ligando a capital do Estado do Pará e a região sudeste do Brasil, direcionando o eixo econômico e de ocupação populacional a essa mesorregião (Loureiro, 2009). Na década de 1990 a mesma estrada conectou pequenas localidades, como vilas, formando centros urbanos locais. Simultaneamente, a exploração madeireira e a pecuária cresceram principalmente nas margens dessa via de acesso. Com essa crescente frente de expansão houve uma considerável contribuição para formação do chamado “arco do desmatamento”, devido ao intenso desflorestamento nesse período (Loureiro, 2012). No ano de 2015 iniciou-se um novo acréscimo nos índices de desmatamento nessa região (IMAZON, 2016), depois de um longo período com taxas decrescentes (Leal *et al.*, 2016). As principais atividades econômicas desenvolvidas nessa área são agricultura mecanizada, agricultura familiar, pecuária intensiva e extensiva (Fearnside, 1999, Pereira, 2012), extrativismo mineral (Coelho *et al.*, 2011) e silvicultura (Gardner *et al.*, 2013). Existem também pequenas colônias agrícolas e assentamentos de reforma agrária (Gardner *et al.*, 2013; Leal *et al.*, 2016).

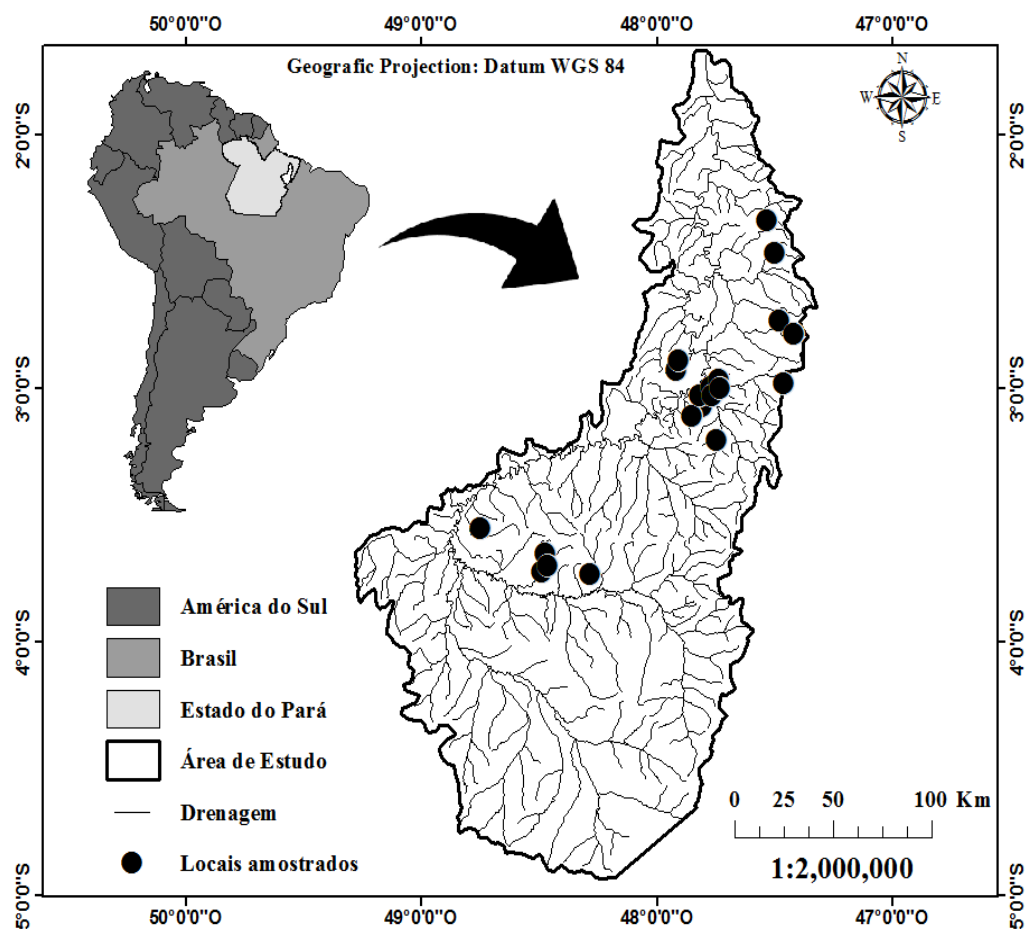


Figura 1: Distribuição espacial dos 20 riachos amostrados na Bacia do Rio Capim, Pará, norte do Brasil.

2.2 Amostragem de variáveis ambientais

As variáveis da paisagem foram avaliadas em microbacias de 20 trechos de riachos de 1° a 3° ordem, segundo a classificação de Strahler (1957) modificada de Horton (Petts, 1994) e com até quatro metros de largura, no período de estiagem de 2014 e 2015. Esses trechos foram definidos de acordo com um gradiente de distúrbio antropogênico na bacia hidrográfica estudada, baseando-se na presença de diferentes tipos de cobertura e usos de terra à montante de cada ponto selecionado. As áreas das microbacias variaram de 0,5 a 22 km² com diferentes tipos de usos de terra. Em cada ponto utilizou-se o protocolo de avaliação do habitat físico para avaliar a estrutura do habitat tanto lateral quanto longitudinalmente em cada trecho. A estrutura da paisagem em cada microbacia foi avaliada em quatro diferentes escalas espaciais, a saber: *buffer* de 50, 100 e 200 metros, e área total da microbacia; definidos a montante do trecho amostrado. Essa avaliação foi realizada através do processamento digital de imagens de satélite para quantificação dos usos e coberturas de terra.

Variáveis do habitat local

Cada trecho de riacho foi definido em 150 m e dividido em 11 transecções transversais, obtendo-se 10 seções longitudinais com 15 m cada, nomeados de A a K. Em cada riacho foi realizado aferições de variáveis físico-químicas da água, como oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (UNT) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$). As variáveis foram mensuradas por uma sonda multiparâmetro Horiba, modelo U-50 em três seções longitudinais (A, F e K). Além dessas, também foi mensurada a velocidade média da correnteza (m/s) para posterior cálculo da vazão do riacho. Todas essas variáveis foram tomadas no mesmo período do dia, sempre antes de qualquer interferência por parte da amostragem da ictiofauna e das variáveis do habitat físico.

Para caracterizar o habitat físico, foram aplicados os métodos propostos no protocolo de avaliação de Peck *et al.* (2006), onde as variáveis ambientais foram calculadas de acordo com Kaufmann *et al.* (1999). Esse método avaliou diversos componentes da estrutura do habitat físico na seção longitudinal em 150 m, com informações referentes a morfologia do canal, substrato, hidráulica, declividade, sinuosidade, cobertura do dossel, estrutura da vegetação ripária, presença de madeiras fora e dentro do leito, disponibilidade de abrigo para a biota aquática e impacto humano. A profundidade foi calculada pela média das medições em cinco pontos equidistantes ao longo de cada seção transversal. Outras características da morfologia do canal foram medidas com o uso de uma trena. Utilizou-se um densiômetro esférico para medir a cobertura do dossel fora e no interior do leito em 100m^2 (5m a montante, 5m a jusante e 10m em cada seção transversal). Essa mesma área foi utilizada para estimar visualmente estruturas de abrigo, tipos de substratos, impacto humano, presença de madeira e vegetação ripária. Além disso, utilizou-se uma bússola para mensurar a sinuosidade do canal (Figura 2).

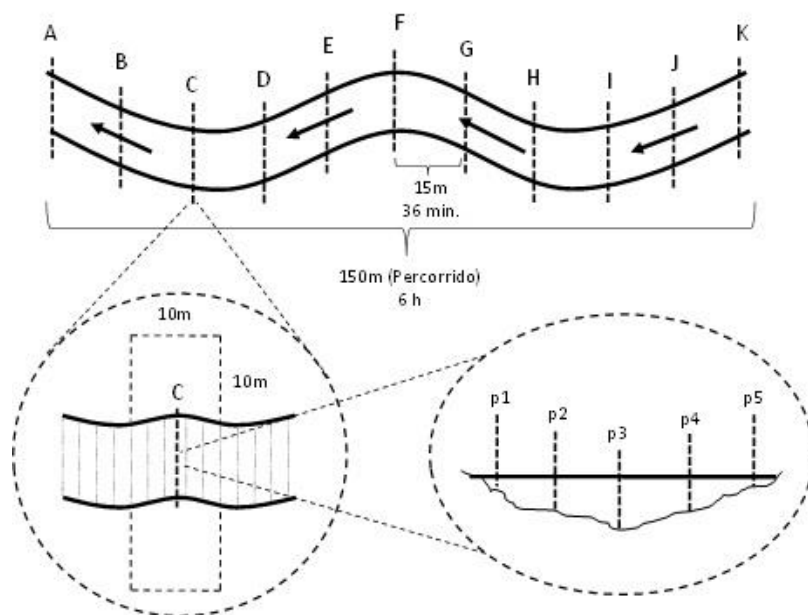


Figura 2: Esquema das subdivisões estabelecidas em cada trecho amostral, indicando o comprimento do trecho, sentido do fluxo da água (seta), o tempo de coleta total para cada seção longitudinal, área de 100m² na transecção e pontos equidistantes, na Bacia do Rio Capim, Pará, Brasil.

Variáveis de usos e coberturas de terra das microbacias hidrográficas

A caracterização dos usos e coberturas de terra foi realizada nas microbacias dos trechos de riachos selecionados usando diferentes *softwares* de geoprocessamento. Com o ArcGis 10.1 (ESRI, 2014), em ferramentas de análise espacial, delimitou-se a área das microbacias à montante dos trechos amostrados. Essas delimitações foram realizadas a montante do ponto de mensuração das variáveis ambientais locais e da amostragem da ictiofauna. Utilizou-se para essa etapa modelos digitais de elevação do terreno (SRTM) com resolução espacial de 30 m. A rede de drenagem determinada nesse processo foi revisada por imagens de satélite de 2014 e 2015, e por imagens do Google Earth de 2008 (<http://earth.google.com>). Além disso, o programa ArcGis 10.1 foi utilizado também para delimitar os *buffers* laterais na rede de drenagem das microbacias.

As classes de usos e coberturas de terra (UCT) foram identificadas por meio do Processamento Digital de Imagens (PDI) de satélite. As classes identificadas foram: vegetação primária (áreas ocupadas por floresta ombrófila densa em diferentes estágios de desenvolvimento); vegetação secundária (vegetação resultante de processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial de vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais); áreas agrícolas (áreas ocupadas por atividades agrícolas); pastagens (áreas ocupadas

por pecuária intensiva e/ou extensiva); solo exposto/superfície impermeáveis (áreas com solo desprotegido, principalmente contendo sistema viário, como estradas de terra e rodovias).

Para o PDI foram utilizadas imagens do conjunto de satélites RapidEye (RapidEye, 2015), que possuem uma faixa da abrangência de 77 km de largura e 1.500 km de extensão, com resolução espacial de 5 metros (RapidEye, 2015). O ano das imagens selecionadas foi definido de maneira a coincidir com o ano de amostragem da ictiofauna e caracterização do habitat físico. Todas as etapas de manipulação das imagens foram realizadas através dos *softwares* ArcGis 10.1 (ESRI, 2014), PCI Geomatica V10.1 (PCI, 2007) e Ecognition (Definiens, 2009), onde foram efetuados os seguintes procedimentos: correção atmosférica, confecção de mosaicos, segmentação, classificação supervisionada orientada ao objeto e validação com imagens do TerraClass 2014.

Após a classificação das imagens e posterior validação dos UCT, as dimensões de cada classe foram quantificadas em km² nas respectivas escalas espaciais da paisagem, segundo metodologias adaptadas de Wang *et al.* (2001), Clapcott *et al.* (2012) e Feld (2013): (A) *Buffer* de 50 m; (B) *Buffer* de 100 m; (C) *Buffer* de 200 m e (D) Área total da microbacia à montante do trecho Posteriormente, as áreas de usos e coberturas de terra foram convertidas em porcentagem (%), sendo proporcionais à área total das respectivas escalas espaciais (Figura 3).

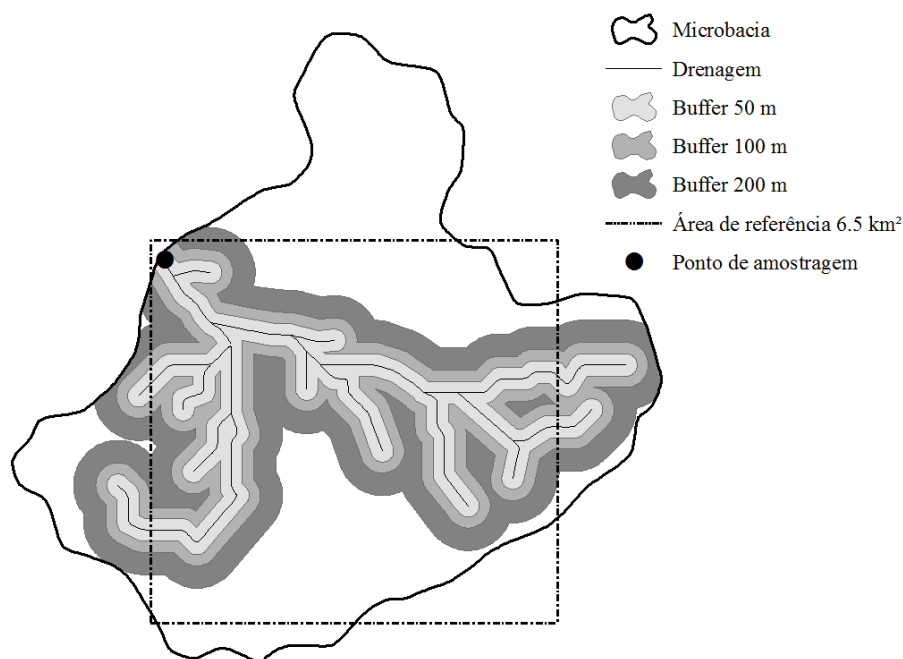


Figura 3: Ilustração das dimensões das escalas espaciais nas microbacias a partir do trecho de amostragem das variáveis bióticas e abióticas, na Bacia do Rio Capim, Pará, Brasil.

2.3 Amostragem da ictiofauna

A ictiofauna foi coligida utilizando duas redes de mão (peneira) com 75 cm de diâmetro e malha de 3 mm entre nós opostos. O esforço amostral foi de 18 minutos para cada seção longitudinal, totalizando 3h de amostragem por trecho de 150 m (Oliveira *et al.*, 2016; Prudente *et al.*, 2016). Os espécimes coletados foram submetidos a doses letais de anestésico (Eugenol, Schmidt 2001), fixados em solução de formalina 10% e após 48h transferidos para álcool 70% para identificação. Esta foi realizada com auxílio de especialistas dos diferentes grupos taxonômicos e consultas a chaves taxonômicas em literaturas especializadas (p. ex. Gery, 1977; Kullander, 1986; Albert, 2001). Após a identificação, estes foram armazenados no museu de zoologia da Universidade Federal do Pará e serão depositados na coleção ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Belém, PA.

2.4 Análise de dados

Seleção de variáveis

As variáveis ambientais preditoras da paisagem foram organizadas em cinco matrizes: local (hábitat físico), *buffer* de 50 m, *buffer* de 100 m, *buffer* de 200 m e microbacia total, e as variáveis biológicas em três matrizes: composição, abundância e riqueza de espécies, sendo que em todas as análises optou-se por incluir todas as espécies da amostra, não retirando o efeito de espécies raras, já que a remoção destas provoca efeito nas análises multivariadas através da subestimação de espécies presentes em ambientes com estresse ecológico (Pool & Jackson, 2012). Para a seleção das variáveis locais, que totalizavam mais de 230 variáveis, desconsiderou-se aquelas com valores iguais a zero em 80% das amostras e com coeficiente de variação abaixo de 10%. Em seguida foram previamente realizadas as devidas transformações (Log_{x+1}) e padronizações pela média e desvio padrão das matrizes bióticas e abióticas, respectivamente. Posteriormente, realizou-se correlação de Spearman (Zar, 1996) entre as variáveis locais. Nos casos onde a correlação observada entre duas variáveis era superior ou igual a 0,7; selecionou-se apenas uma variável. Essa seleção levou em conta a relevância e capacidade explicativa de variáveis relacionados as características do habitat físico; como morfologia do canal, abrigo, substrato, material alóctone e propriedades físico-químicas da água; para determinar a estrutura de assembleias aquáticas, pois representam importantes fatores ambientais para a fauna de acordo com a literatura especializada. Não medimos as correlações entre as variáveis de usos de terra por estas apresentarem multicolinearidade dos dados (ex. % de pasto nas diferentes escalas), devido à natureza hierárquica de variáveis de uso

do solo (Allan, 2004). Sabendo-se dessa característica optamos por realizar as análises estatísticas para cada escala espacial. Para verificar a normalidade e homocedasticidade dos dados foram aplicados os testes Shapiro – Wilk e Bartlett (Zar, 2010), respectivamente.

Relações entre a estrutura da assembleia e as variáveis ambientais preditoras

A fim de identificar a escala espacial da paisagem determinante para a matriz de composição de espécies foram realizadas Análises de Coordenadas Principais (PCoA) usando a matriz de abundância de espécies por unidade amostral e as matrizes de variáveis ambientais das diferentes escalas espaciais (local e % de UCT nas escalas espaciais 50m, 100m, 200m e área total). Para a elaboração das matrizes de distância dos dados bióticos empregou-se o índice de similaridade de Bray-Curtis. Para as matrizes de variáveis ambientais utilizou-se a distância euclidiana. Com os *scores* dos cinco primeiros eixos de cada ordenação, totalizando mais de 80% da variabilidade dos dados, avaliou-se a concordância entre a matriz biótica e abiótica com a análise Procruste, testando através da rotina Proteste (*Procrustean Randomization Test*). Com essa análise, efetuou-se o cálculo da estatística m^2 e o coeficiente de correlação (R^2) para medir a concordância e disparidades existentes na ordenação gerada (Gower, 1975; Jackson, 1995; Bini, 2004). O objetivo principal desta análise é reduzir os desvios da soma dos quadrados (m^2); ou seja, os resíduos vetoriais; por meio da translação (combina os dados de maneira que possuam o mesmo centróide), rotação e dilatação para coincidir os conjuntos de dados. Assim, a estatística m^2 reflete o valor do resíduo da sobreposição entre duas matrizes comparadas, variando de 0 a 1. Quanto mais próximo do valor 0, maior será a concordância entre o conjunto de dados (Gower *et al.*, 1971). Nesta análise utilizou-se o nível de significância de 5% para reconhecer quais escalas da paisagem podem representar a estrutura das assembleias de peixes.

Para visualizar as relações existentes entre a composição de espécies (dados de abundância) e as variáveis preditoras significativas ($p < 0,05$) determinadas pelo Procruste, realizou-se uma rotina de modelagem baseada na distância (DistLm - Anderson *et al.*, 2008) e uma análise de redundância baseada na distância (dbRDA - Legendre & Anderson, 2012). Para isso a matriz de semelhança foi baseada na similaridade de Bray-Curtis. Utilizou-se o processo *Forward* como método de seleção das variáveis (Blanchet *et al.*, 2008), com 9999 permutações e nível de significância de 5%. Esse método selecionou as variáveis que influenciam fortemente a estrutura da assembleia de peixes, baseando-se na escolha de variáveis com maior R^2 , isto é, com maior poder de explicação; e como critério de seleção de modelo utilizou-se Akaike (AIC). O modelo DistLm mostrou as contribuições das variáveis de forma isolada e em conjunto com

outras variáveis preditoras, através dos testes marginal e sequencial, respectivamente. Por fim, foram realizadas correlações de Spearman entre os scores dos dois primeiros eixos da dbRDA com as variáveis ambientais, para determinar o quanto da combinação dessas variáveis poderia ser representada por cada eixo da mesma ordenação.

Para avaliar as relações existentes entre a variável resposta riqueza de espécies e as variáveis preditoras nas diferentes escalas espaciais foram aplicadas análises de regressão ($p < 0,05$). Todas as análises foram realizadas no *software* R versão 3.1.1 (R Development Core Team, 2011), utilizando os pacotes: Vegan (Oksanen *et al.*, 2016), Packfor (Dray *et al.*, 2011); e *softwares* Statistica 7.0. (STATSOFT, 2004) e PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley, 2006).

3. Resultados

3.1 Habitat físico

Mais de 90% das variáveis ambientais locais obtidas do habitat físico foram excluídas por apresentarem coeficiente de variação abaixo de 10% (64), valores iguais a 0 em mais de 80% das amostras (24) e por serem correlacionadas (134) resultando ao final 15 variáveis (Tabela 1). Em relação à morfologia do canal os riachos apresentam uma profundidade média de 33,58 cm; (DP = $\pm 14,19$ cm), águas ácidas (média = 5,17; DP = $\pm 0,55$), baixa condutividade elétrica (média = 1,44 $\mu\text{s}/\text{cm}$; DP = $\pm 2,66$), ampla variação no número de bancos de folhas (média 10,04; DP = $\pm 17,85$) e grande amplitude nos valores de cobertura do dossel (média= 49,06; DP = $\pm 31,31$).

Tabela 1: Média, desvio padrão e amplitude das variáveis ambientais locais selecionadas das 20 microbacias na Bacia do Rio Capim, Pará, norte do Brasil.

Variáveis do habitat físico	Siglas	Média	Desvio Padrão	Amplitude
Profundidade do talvegue (cm)	XDEPTH_T	33,58	14,19	15,07 – 57,92
Razão largura e profundidade da seção	XWD_RAT	8,27	2,24	4,59 – 13,77
Imersão (canal + margens)	XEMBED	59,73	13,23	24,73 – 76,64
Banco de folhas (%)	PCT_BF	10,04	17,85	0,00 – 48,57
Tamanho de substrato	Dgm_X	113,42	195,19	0,01 – 707,52
Sequência fluxo rápido, suave e piscinas	SEQ_FLO_1	0,09	0,06	0,00 – 0,15
Presença de solo exposto	XGB	19,88	6,22	2,50 – 42,73
Cobertura do dossel	XC	49,06	31,31	0,91 – 91,59
Cobertura total	XCMG	149,89	30,64	106,93 – 216,59
Nº. madeira no leito/150m –Tam. 2	C2W_150	2,40	3,32	0,00 – 10,67
Abrigo natural	XFC_NAT	106,66	48,49	22,50 – 202,73
Índice de proximidade de impacto total	W1H_HALL	0,88	0,80	0,00 – 2,12
Vazão (m ³ /s)	Q	0,09	0,11	0,01 – 0,37
Potencial hidrogeniônico	pH	5,17	0,55	4,25 – 6,73
Condutividade elétrica (µs/cm)	CE	1,44	2,66	0,02 – 7,62

3.2 Usos e coberturas de terra - UCT

Observou-se que os usos e coberturas de terra nas microbacias apresentaram uma distribuição espacial irregular ao longo da área de estudo, com áreas que podem ser consideradas conservadas ou degradadas. Cinco microbacias ao sul da Bacia do Rio Capim apresentaram de maneira integral áreas conservadas em termos de vegetação primária (P16 a P20), com valores acima de 90% nas diferentes escalas espaciais. Porém, ressalta-se que nas demais microbacias foram observados vários níveis de degradação da paisagem em relação a supressão da vegetação primária, por exemplo, observamos valores inferiores a 45% de vegetação primária tanto na área total quanto nos *buffers* laterais das microbacias P2, P4, P6, P7, P8, P10, P11 e P13 (ao norte da Bacia do rio Capim); e valores superiores a 70% de pasto nos *buffers* laterais na microbacia P3. Assim, de maneira geral, o uso pasto alcançou altos valores no *buffer* de 50m e na área total, sendo considerado o uso mais representativo. Já os

usos solo exposto, vegetação secundária e agricultura foram pouco representativos na área total das microbacias (Apêndice 2).

Tabela 2: Média, desvio padrão e amplitude das porcentagens dos usos e cobertura de terra nas 20 microbacias na Bacia do Rio Capim, Pará, Brasil.

Usos e coberturas de terra nas escalas espaciais	Siglas	Média	Desvio Padrão	Amplitude
Vegetação primária/50m	Flor_50m	44,61	35,67	0,00 – 97,58
Vegetação primária/100m	Flor_100m	46,60	34,55	0,00 – 95,42
Vegetação primária/200m	Flor_200m	42,60	31,98	0,00 – 91,52
Vegetação primária/total	Flor_total	53,44	32,97	0,00 – 100,00
Vegetação Secundária/50m	VegSec_50m	8,01	13,05	0,00 – 40,39
Vegetação Secundária/100m	VegSec_100m	7,53	10,89	0,00 – 37,82
Vegetação Secundária/200m	VegSec_200m	7,08	9,71	0,00 – 32,86
Vegetação Secundária/total	VegSec_total	8,43	10,49	0,00 – 40,54
Agricultura/50m	Agri_50m	5,16	10,80	0,00 – 36,99
Agricultura/100m	Agri_100m	5,58	10,86	0,00 - 34,31
Agricultura/200m	Agri_200m	5,12	8,99	0,00 –26,76
Agricultura/total	Agri_total	4,21	6,61	0,00 –21,51
Pasto/50m	Pas_50m	9,93	17,43	0,00 –77,71
Pasto/100m	Pas_100m	11,06	16,57	0,00 – 71,79
Pasto/200m	Pas_200m	10,24	14,23	0,00 – 50,09
Pasto/total	Pas_total	19,90	22,98	0,00 – 87,52
Solo exposto/50m	SoloExp_50m	3,23	4,97	0,00 – 16,24
Solo exposto/100m	SoloExp_100m	4,78	7,34	0,00 – 29,02
Solo exposto/200m	SoloExp_200m	4,80	7,88	0,00 – 32,56
Solo exposto/total	SoloExp_total	9,22	9,98	0,00 – 37,59

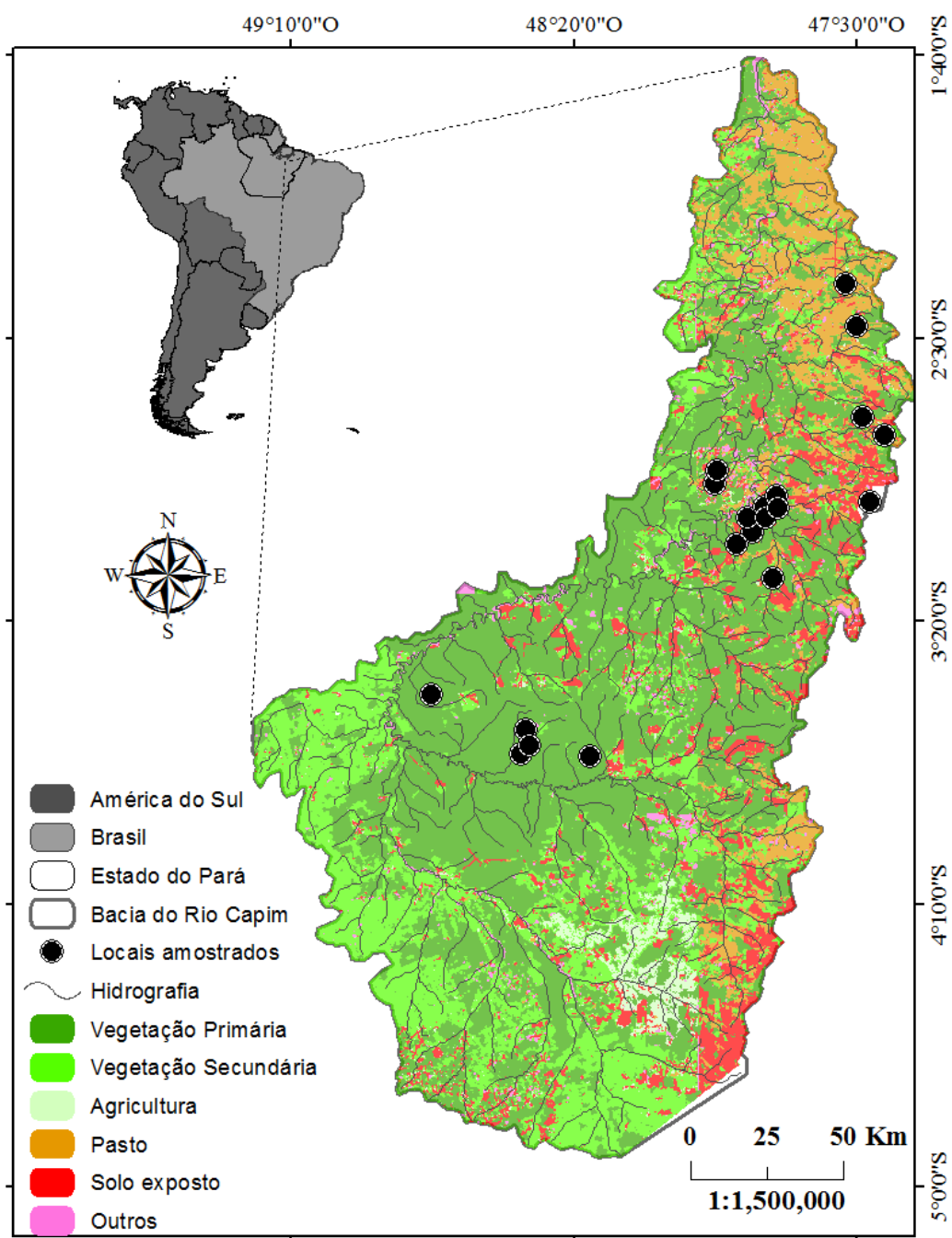


Figura 4: Mapa de usos e coberturas de terra na Bacia do Rio Capim, Pará, Brasil no período de 2014 e 2015 (Datum: WGS84 Fuso 22S e 23S).

3.3 Diversidade e composição da ictiofauna

Foi amostrado um total de 6.873 indivíduos distribuídos em 62 espécies, 22 famílias e 6 ordens. Characiformes foi a ordem mais representativa em termos de abundância ($N = 5.841$; 74,43%), seguida por Perciformes ($N = 1.067$; 14,67%); dentre as famílias as mais abundantes foram os Characidae (36%), seguido por Lebiasinidae (24%) e Cichlidae (15%).

As espécies com maior representatividade foram *Hyphessobrycon heterorhabdus* (Ulrey, 1894) ($N = 2038$), *Copella arnoldi* (Regan, 1912) ($N = 725$), *Microcharacidium weitzmani* Buckup, 1993 ($N = 697$), *Apistogramma* gr. *regani* ($N = 669$), *Pyrrhulina* aff. *brevis* ($N = 410$), *Hemigrammus rodwayi* Durbin, 1909 ($N = 364$), *Iguanodectes rachovii* Regan, 1912 ($N = 252$). Nas microbacias com predominância de vegetação primária ocorreram principalmente *Iguanodectes rachovii* (Iguanodectidae) e *Hemigrammus* cf. *belottii* (Characidae) e aquelas com predominância de diferentes usos de terra ocorreram sobretudo espécies como *Anablepsoides urophthalmus* (Rivulidae); *Apistogramma* gr. *regani* (Cichlidae); *Copella arnoldi* (Lebiasinidae); *Crenuchus spilurus* (Crenuchidae); *Ituglanis amazonicus* (Trichomycteridae); *Hyphessobrycon heterorhabdus* (Characidae); *Hemigrammus rodwayi* (Characidae); *Microcharacidium weitzmani* (Crenuchidae) *Nannostomus nitidus* (Lebiasinidae) e *Pyrrhulina* aff. *brevis* (Lebiasinidae) (Apêndice 1).

3.4 Relações da estrutura da assembleia com variáveis da paisagem

Após utilizar os cinco primeiros eixos da PCoA na análise Procruste, observou-se que todas as escalas espaciais apresentaram valores significativos entre as matrizes testadas: local ($R^2 = 0,678$; $m^2 = 0,539$; $p < 0,001$), *buffer* 50 m ($R^2 = 0,493$; $m^2 = 0,754$; $p < 0,001$), *buffer* 100 m ($R^2 = 0,495$; $m^2 = 0,754$; $p < 0,05$), *buffer* 200 m ($R^2 = 0,771$; $m^2 = 0,479$; $p < 0,05$) e microbacia total ($R^2 = 0,492$; $m^2 = 0,757$; $p < 0,05$). Assim, destaca-se que todas as escalas espaciais apresentaram congruência com a matriz de abundância de espécies de peixes nos riachos analisados, já que essas apresentaram colinearidade (Tabela 3 e 4).

Tabela 3: Proporção de explicação dos cinco eixos da PCoA nas escalas espaciais analisadas (local, 50m, 100m, 200m e área total) na Bacia do Rio Capim, Pará, norte do Brasil.

Eixos	Explicação %					
	Abundância	Local	50 m	100 m	200 m	Microbacia
1	24,75	35,91	72,97	72,54	84,16	79,71
2	20,23	14,63	14,63	13,15	12,19	13,45
3	14,81	12,74	7,55	9,81	1,93	4,25
4	10,75	10,18	4,66	3,54	1,33	2,10
5	10,51	6,55	0,18	0,93	0,38	0,48

Tabela 4: Resultados da análise Procruste realizada com os cinco primeiros eixos da PCoA, avaliando a congruência entre a matriz de composição de espécies (Log x + 1) e as matrizes de variáveis ambientais da paisagem (habitat local e % de Uso e Cobertura de Terra nas escalas).

* resalta as escalas significativas ($p < 0,05$).

	Local	Buffer's			Microbacia total
		50 m	100 m	200 m	
m ²	0,539	0,754	0,754	0,771	0,757
R ²	0,678	0,495	0,495	0,479	0,492
p	0,001*	0,001*	0,019*	0,028*	0,012*

As ordenações dbRDA mostraram os resultados do modelo DistLM/Local, DistLM/Buffer_50m, DistLM/Buffer_100m, DistLM/Buffer_200m e DistLM/Microbacia Total e compilaram 35,2%; 25,4%; 25,6%; 21,3% e 21,5% da variação total de explicação nos dois primeiros eixos, respectivamente (Figura 5).

O teste marginal do modelo DistLM/Local mostrou que média da profundidade do talvegue e índice de proximidade de impacto total apresentaram maiores proporções para explicar a variação na abundância por espécies de peixes, representando cada uma 18% do total da variação explicada, seguidos de média de solo exposto, com 17%, vazão e pH, ambos com 16% (Tabela 5). O teste sequencial indicou a proporção de variação explicada em combinação com as outras variáveis no DistLM/Local. Dessa forma, o índice de proximidade de impacto total (18%) e média de tamanho de substrato (11%) foram as mais representativas. O critério Akaike realizado neste modelo selecionou quatro variáveis ambientais locais: Índice de proximidade de impacto total, média de tamanho de substrato, média de solo exposto e média da profundidade do talvegue (Tabela 5; Figura 5A).

Com a ordenação *dbRDA* infere-se que as variáveis do habitat local em ordem decrescente de importância índice de proximidade de impacto total, média de solo exposto (local) e média da profundidade do talvegue foram as responsáveis pelas diferenças na estrutura da assembleia de peixes nos riachos em microbacias com maior intensidade de distúrbio, ao norte da área de estudo. Estas microbacias possuem valores de pasto variando de 1,55 a 77,71% e de vegetação primária variando de 0 a 13,40% no *buffer* de 50m. A variável média do tamanho de substrato foi associada a riachos de microbacias com proporções de vegetação primária variando de 72,5 a 100% no *buffer* de 50m, ao sul da área de estudo.

Tabela 5: Resultados do Modelo Linear Baseado na Distância (DistLM/Local) selecionado pelo critério Akaike para a assembleia de peixes, mostrando a porcentagem de variação explicada (Prop) das variáveis ambientais locais significativas ($p < 0,05$). * ressalta as escalas significativas. Ver siglas das variáveis ambientais na Tabela 1.

Teste Marginal				Teste Sequencial				
Variáveis Ambientais	Pseudo-F	%	P	Variáveis Ambientais	AIC	Pseudo-F	%	P
XDEPTH_T	4,00	0,18	0,001*	W1H_HALL	152,80	4,04	0,18	0,001*
XWD_RAT	2,49	0,12	0,017*	Dgm_X	151,80	2,75	0,11	0,004*
XEMBED	1,94	0,10	0,050*	XGB	150,86	2,54	0,10	0,011*
PCT_BF	1,93	0,10	0,045*	XDEPTH_T	149,62	2,64	0,09	0,007*
Dgm_X	2,63	0,13	0,004*	C2W_150	149,26	1,75	0,06	0,077
SEQ_FLO_1	1,72	0,09	0,082	-	-	-	-	-
XGB	3,74	0,17	0,001*	-	-	-	-	-
XC	2,13	0,11	0,016*	-	-	-	-	-
XCMG	2,33	0,11	0,013*	-	-	-	-	-
C2W_150	1,29	0,07	0,239	-	-	-	-	-
XFC_NAT	1,88	0,09	0,052	-	-	-	-	-
W1H_HALL	4,04	0,18	0,001*	-	-	-	-	-
Vazão_m3/s	3,47	0,16	0,001*	-	-	-	-	-
pH	3,54	0,16	0,002*	-	-	-	-	-
Cond. (µS/cm)	2,27	0,11	0,021*	-	-	-	-	-

No teste marginal do modelo *DistLM/Buffer* 50 m os usos pasto e solo exposto apresentaram as maiores proporções de explicação, com 14% e 13% respectivamente. O critério Akaike (AIC) selecionou esses dois usos, que apresentaram no teste sequencial proporções de 13 e 11%, respectivamente (Figura 5B). No teste marginal do modelo *DistLM/Buffer* 100 m os usos pasto e solo exposto também apresentaram as maiores proporções de explicação, ambos com 13%. O critério Akaike (AIC) selecionou esses dois usos, que apresentaram no teste sequencial proporções de 12% e 13%, respectivamente (Figura 5C). No teste marginal do modelo *DistLM/Buffer* 200m vegetação primária e pasto apresentaram as maiores proporções de explicação, com 13% e 12%. O critério Akaike (AIC) selecionou vegetação primária e pasto, apresentando proporções de 12% e 8%, respectivamente, no teste sequencial (Figura 5D). No teste marginal do modelo *DistLM/Microbacia* Total pasto e solo exposto apresentaram as maiores proporções de explicação, ambos com 11%. O critério Akaike (AIC) selecionou esses dois usos, apresentando proporções de 11 e 9%, respectivamente, no teste sequencial (Figura 5E) (ver Tabela 6). As correlações realizadas com os scores dos dois primeiros eixos de cada *dbRDA* indicaram a direção e o sentido dos vetores das ordenações realizadas, essas são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 6: Resultados do Modelo Linear Baseado na Distância (DistLM/Buffer 50 m; DistLM/100 m; DistLM/200 m e DistLM/Microbacia Total) selecionado pelo critério Akaike para a assembleia de peixes, mostrando a porcentagem de variação explicada das variáveis ambientais da paisagem nas escalas espaciais ($p < 0,05$). * resalta as escalas significativas ($p < 0,05$). Ver siglas das variáveis ambientais na Tabela 2.

Teste Marginal				Teste Sequencial				
Variáveis ambientais	Pseudo-F	%	p	Variáveis ambientais	AIC	Pseudo-F	%	p
Flor_50m	2,462	0,120	0,007*	Pas_50m	153,840	2,919	0,139	0,002*
VegSec_50m	0,906	0,004	0,519	SoloExp_50m	152,990	2,605	0,114	0,010*
Agr_50m	0,830	0,004	0,590	-	-	-	-	-
Pas_50m	2,919	0,139	0,004*	-	-	-	-	-
SoloExp_50m	2,706	0,137	0,017*	-	-	-	-	-
Flor_100m	2,548	0,120	0,007*	Pas_100m	152,930	2,814	0,123	0,007*
VegSec_100m	0,984	0,005	0,519	SoloExp_100m	154,000	2,761	0,133	0,013*
Agr_100m	0,874	0,004	0,590	-	-	-	-	-
Pas_100m	2,740	0,132	0,004*	-	-	-	-	-
SoloExp_100m	2,761	0,133	0,017*	-	-	-	-	-
Flor_200m	2,669	0,129	0,004*	Flor_200m	154,080	2,669	0,129	0,004*
VegSec_200m	0,840	0,004	0,578	SoloExp_200m	154,06	1,814	0,084	0,063
Agr_200m	1,096	0,005	0,345	-	-	-	-	-
Pas_200m	2,511	0,122	0,011*	-	-	-	-	-
SoloExp_200m	2,193	0,108	0,039*	-	-	-	-	-
Flor_total	2,013	0,100	0,032*	Pas_total	154,000	2,079	0,096	0,042*
VegSec_total	0,641	0,003	0,761	SoloExp_total	152,990	2,440	0,119	0,009*
Agr_total	1,084	0,005	0,360	-	-	-	-	-
Pas_total	2,246	0,111	0,025*	-	-	-	-	-
SoloExp_total	2,440	0,119	0,012*	-	-	-	-	-

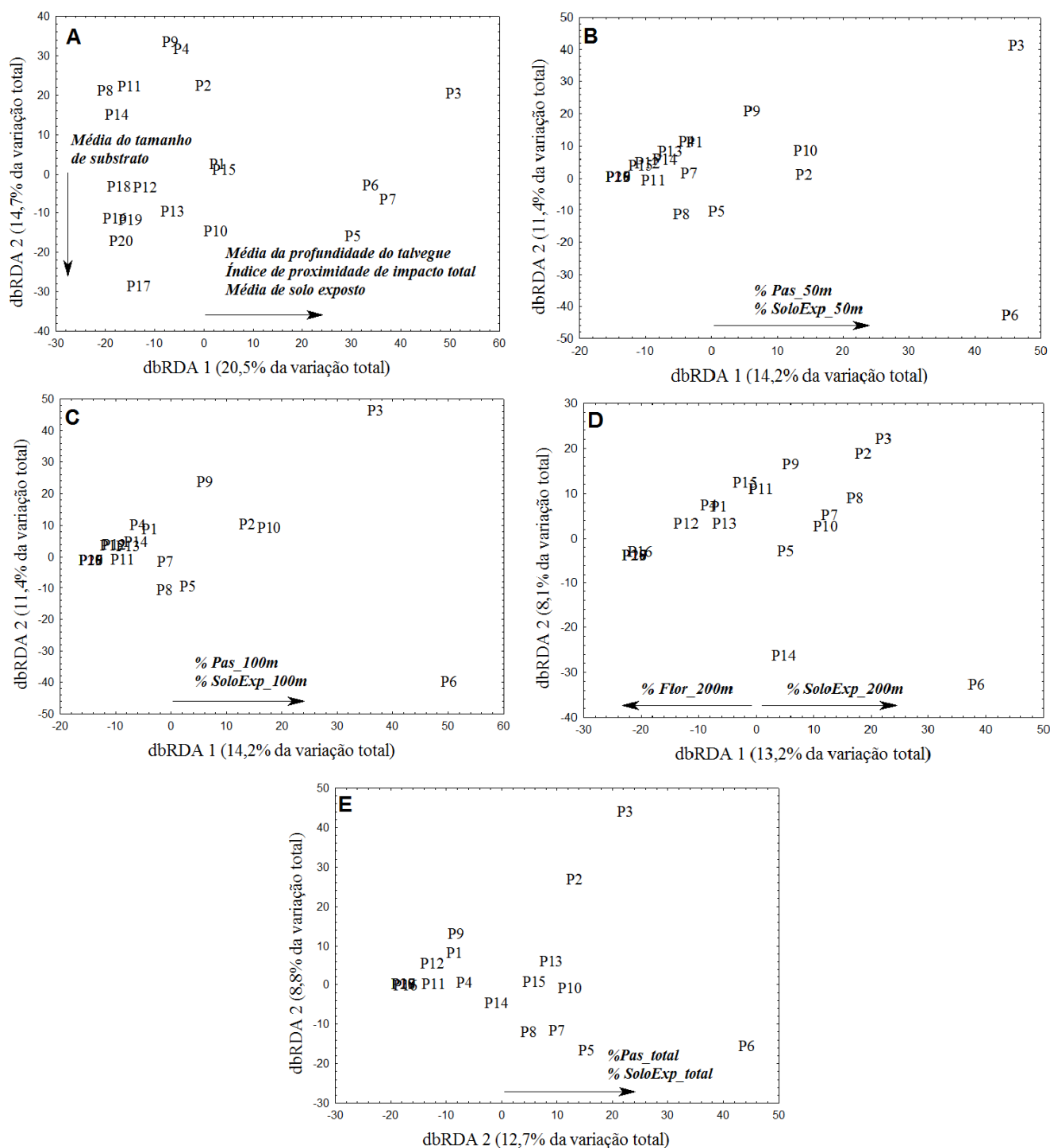


Figura 5: Análise de Redundância baseada na distância – dbRDA representada por dois eixos que relacionam as variáveis ambientais selecionadas pelo critério Akaike (AIC) no Modelo Linear baseado na Distância (DistLM). Vetores mostram variáveis ambientais selecionadas estatisticamente significativas e com $r > 0,6$; (A) Escala local (B) Escala de *buffer* de 50m (C)

Escala de *buffer* de 100 m (**D**) Escala de *buffer* de 200 m (**E**) Escala de microbacia total. P1 a P20 representam as microbacias analisadas.

Tabela 7: Resultados da correlação de Spearman realizada com os scores dos dois primeiros eixos das ordenações (dbRDA/Local, dbRDA/Buffer 50m, dbRDA/Buffer 100m, dbRDA/Buffer 200m e dbRDA/Microbacia Total) e as variáveis ambientais. Apresenta-se apenas as variáveis abióticas significativas ($p < 0,05$). Ver siglas das variáveis ambientais na Tabela 1 e 2.

Habitat local				Buffer_50m	
W1H_HALL	Dgm_X	XGB	XDEPTH_T	Pas_50m	Soloexp_50m
0.80	-0.20	0.77	0.81	-0.68	-0.78
0.25	-0.61	-0.03	0.41	-0.07	0.31
Buffer_100m		Buffer_200m		Microbacia Total	
Pas_100m	Soloexp_100m	Flor_200m	Soloexp_200m	Pas_total	Soloexp_total
0.76	0.81	-0.83	0.83	0.86	0.90
0.58	-0.04	-0.57	0.12	0.31	-0.43

As regressões lineares realizadas demonstraram que a riqueza de espécies apresentou relações positiva com vegetação primária em *buffer* de 50m ($r = 0,463$) e negativa com solo exposto na microbacia total ($r = -0,494$). Os maiores valores de riqueza de espécies encontrados nas microbacias foram em ambientes com mais de 70% de floresta ombrófila densa, demonstrando a importância da vegetação para manter a integridade da ictiofauna. No entanto, em dois locais com maior predominância de floresta foram observados valores reduzidos de espécies. Os valores mínimos de riqueza ocorreram em locais com maior % de pasto e vegetação secundária (Tabela 8).

Tabela 8: Regressão linear simples entre riqueza de espécies e variáveis ambientais ($p < 0,05$).

Onde: * = significativo. Ver siglas das variáveis ambientais na Tabela 1 e 2.

Variáveis Ambientais	R ²	p	Variáveis Ambientais	R ²	p
XDEPTH_T	0,134	0,112	Flor_total	0,110	0,152
XWD_RAT	0,245	0,056	VegSec_50m	0,003	0,827
XEMBED	0,009	0,191	VegSec_100m	0,001	0,885
PCT_BF	0,089	0,203	VegSec_200m	0,001	0,872
Dgm_X	0,006	0,291	VegSec_total	0,117	0,139
SEQ_FLO_1	0,120	0,134	Agric_50m	0,039	0,400
XGB	0,167	0,109	Agric_100m	0,081	0,222
XC	0,091	0,215	Agric_200m	0,113	0,146
XCMG	0,038	0,392	Agric_total	0,103	0,166
C2W_150	0,012	0,334	Past_50m	0,071	0,421
XFC_NAT	0,023	0,561	Past_100m	0,052	0,331
W1H_HALL	0,067	0,146	Past_200m	0,034	0,436
Vazão	0,109	0,070	Past_total	0,086	0,208
pH	0,078	0,589	SoloExp_50m	0,188	0,254
Condutividade	0,034	0,396	SoloExp_100m	0,174	0,067
Flor_50m	0,214	0,040*	SoloExp_200m	0,040	0,056
Flor_100m	0,109	0,154	SoloExp_total	0,2441	0,027*
Flor_200m	0,096	0,183			

4. Discussão

Mudanças no habitat direcionadas pela ação do homem para produção de alimentos e o desenvolvimento econômico têm intensificado os efeitos negativos sobre riachos de cabeceira (Cheung *et al.*, 2009), sobretudo pela substituição de florestas por pastagens (Hetch, 1993) intensificando o aumento do solo desprotegido, como observado em nossos resultados. Apesar das microbacias analisadas apresentarem certo grau de conservação da vegetação, observou-se que a transformação da vegetação primária em pasto (*buffer* de 50m, 100m, 200m e microbacia total) e solo exposto (*buffer* de 50m, 100m e microbacia total) provocou mudanças na estrutura do habitat físico dos riachos, principalmente na morfologia do canal, este considerado de grande importância para manter a integridade de assembleias aquáticas (Tosetto *et al.*, 2016). Alterações na morfologia do canal são provocados principalmente pelo aumento da sedimentação, causada em decorrência do aumento do solo desprotegido, compactação do solo e pela concentração de estradas de terra e rodovias, considerados fatos característicos em solos de pastagens (Cheung *et al.*, 2009; Coelho *et al.*, 2011). As pastagens e vias de acesso além de modificarem a sedimentação podem alterar a profundidade do canal, composição do substrato (Oliveira *et al.*, 1997), velocidade da correnteza (Yuhara, 2012; Salemi *et al.*, 2016) e propriedades físico-químicas da água (Poff, 1997; Tejerina Garro *et al.*, 2005).

Em estudos conduzidos em riachos no sudeste do Brasil (Yuhara, 2012) e na região temperada (Johnson, 2002; Blanton & Marcus, 2009) foi observado que a remoção da mata ciliar e o consequente acréscimo do solo desprotegido propiciou o aumento de sedimento fino em riachos, contribuindo para o assoreamento do canal, redução da riqueza e abundância de espécies terrestres e aquáticas. Esse aumento na sedimentação favorece principalmente o estabelecimento de espécies não dependentes de substratos firmes, como os peixes da família Trichomycteridae (Dias & Tejerina-Garro, 2010; Baumgartner *et al.*, 2012), e aqueles com alta capacidade natatória, como *Hoplias malabaricus*, que são tolerantes a ambientes com baixas profundidades e com alta velocidade da correnteza (Costa *et al.*, 2013).

A composição de espécies nos riachos analisados foi similar a outros trabalhos da região neotropical, onde os Characiformes demonstraram ser mais abundantes (Lowe-McConnell 1999; Zuanon & Sabino 1998; Prudente *et al.*, 2016). Notamos que em microbacias mais similares a áreas degradadas, ou seja, com menores % de vegetação primária e maior % de pasto, espécies como *Copela arnoldi*, *Crenuchus spilurus*, *Ituglanis amazonicus* e *Pyrrhulina aff brevis* foram mais abundantes. Essa predominância pode estar relacionada ao comportamento de peixes das famílias Trichomycteridae e Crenuchidae, que são considerados

peixes psammófilos, isto é, que são associados a substratos arenosos (Hobson & Chess, 1986; Zuanon *et al.*, 2006); e da família Lebiasinidae, que são considerados tolerantes e generalistas (Silva *et al.*, 2016). Pode-se presumir que o aumento da sedimentação e matéria orgânica nesses riachos considerados degradados contribuiu para a maior abundância dessas espécies, no entanto são necessários outros estudos para essa confirmar essa inferência. Mudanças no padrão de abundância de peixes também foram observadas no centro-oeste do Brasil em ambientes impactados com diferentes usos de terra ocorrendo a maior predominância de espécies da família Curimatidae, que possuem adaptações no sistema digestivo para o consumo de detritos, matéria orgânica decomposta e algas filamentosas (Silva *et al.*, 2016).

Outro efeito observado foi em relação à riqueza de espécies, que apresentou tendência decrescente em riachos inseridos em microbacias com altas proporções de solo exposto e crescente em riachos com altas proporções de vegetação primária na zona lateral de 50 m. Com isso, reforçamos nossa hipótese de que a vegetação primária assegura melhores condições ambientais para manutenção da riqueza de espécies. O mesmo padrão foi observado em riachos na região sudeste (Santos *et al.*, 2015) e norte do Brasil (Lobón-Cerviá *et al.*, 2015), onde a degradação da vegetação primária também foi indicada como causa da redução da riqueza de espécies de peixes. A manutenção da riqueza de espécies assegurada pelas zonas ripárias ocorre através do fornecimento contínuo de matéria orgânica, galhos e troncos; causando por consequência o aumento da heterogeneidade do fluxo, criando zonas turbulentas e de remanso, favorecendo assim a criação de abrigos para a fauna aquática (Gorman & Karr, 1978; Pusey & Arthington, 2003; Tosetto *et al.*, 2016). A ausência dessa vegetação ripária aumenta a incidência de luz solar e facilita a ocorrência de espécies herbívoras, devido ao aumento da produtividade primária (Pusey & Arthington, 2003); reduz o material alóctone e por consequência altera a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Allan, 1975; Feld, 2013), reduzindo a oferta de alimento para peixes insetívoros e onívoros, como os peixes da família Characidae (Agostinho *et al.* 2007; Milani *et al.*, 2010). Dessa forma, a vegetação ripária possui grande importância ecológica para riachos de cabeceira (considerados habitats heterotróficos), sobretudo por manter a biodiversidade fluvial, por meio do controle da diversidade de microhabitats (Milner *et al.*, 2015; Leal *et al.*, 2016), heterogeneidade ambiental e a disponibilidade de abrigos e recursos alimentares (Vieira *et al.*, 2015).

Em vista da influência que a integridade do habitat possui para definir a diversidade biótica desses ecossistemas fluviais, reforçamos que estas condições ambientais do habitat funcionam como filtros ambientais (Poff, 1997), que selecionam as espécies adaptadas a certas

condições ambientais que prevalecem no microhabitat (Gorman & Karr 1978; Sobral & Cianciaruso 2012, Paller *et al.*, 2016), influenciado, por sua vez, por escalas espaciais maiores como canais, segmentos e bacia hidrográfica (Frissel *et al.*, 1986; O'Neill *et al.* 1989; Wang *et al.*, 1997; Allan, 2004). Neste trabalho foi possível reforçar essa hierarquia das escalas espaciais, pois a abundância da assembleia de peixes pôde ser explicada por fatores ambientais que ocorreram além da escala local, como através dos *buffers* laterais a rede de drenagem e da microbacia total; reforçando nossa hipótese que a microbacia total apresenta influência na abundância de espécies. A influência de múltiplos fatores ambientais em diferentes escalas espaciais para a estrutura do habitat de riachos também foi verificada por Leal *et al.* (2016) na região amazônica, e por Death & Collier, 2009 na zona temperada. Dessa forma, a conservação e gestão desses sistemas deve priorizar a investigação das mudanças na paisagem em larga escala levando em consideração fatores regionais, provendo bases confiáveis para conservação desses sistemas fluviais com intensa pressão antrópica.

A preocupação em conter o avanço das ações antrópicas sobre sistemas fluviais direcionou o estabelecimento de áreas de preservação permanente no entorno desses sistemas fluviais, principalmente para controlar os efeitos negativos sobre a estrutura do habitat. No entanto, mesmo reconhecendo a importância hidrológica, ecológica e limnológica das zonas ripárias para manter a integridade biótica e abiótica de ecossistemas fluviais (Teresa & Casatti, 2011), as áreas de proteção permanente (APP) desses ecossistemas foram alteradas na reformulação do Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651 de 2012). As principais mudanças com a reformulação do Código foram: exclusão da proteção de nascentes e olhos d'água intermitentes, contemplando apenas as nascentes perenes; alteração do ponto inicial da APP, que passou a ser contabilizada a partir do leito regular do rio sem levar em conta as áreas de inundação de épocas de cheias. A tendência dessas alterações são modificações na estrutura do habitat decorrentes principalmente do avanço de processos erosivos e de alterações no clima local desses corpos d'água (Tambosi *et al.*, 2015).

Portanto, em consideração aos resultados elencados neste trabalho, aponta-se que a degradação ambiental nas microbacia dos riachos na região da Bacia do Rio Capim proporcionou efeitos na morfologia do canal, principalmente sobre a profundidade, onde afetou condições ambientais locais resultando na homogeneização do habitat dos riachos analisados, induzindo a certas modificações como o aumento de processos erosivos (Neves *et al.*, 2014), assoreamento (Rosa *et al.*, 2016), eutrofização (Tambosi *et al.*, 2015), alterações no escoamento superficial e no fluxo de base (Miguel *et al.*, 2009; Guimarães *et al.*, 2016), compactação do

solo e aumento da velocidade do escoamento superficial na área de drenagem (Allan, 2004; Leal *et al.*, 2016). Além disso, também observamos a relação de interdependência entre os fatores bióticos e abióticos em microbacias hidrográficas, onde perturbações antrópicas podem comprometer a dinâmica de processos e padrões ecológicos em ecossistemas aquáticos.

Diante da compreensão dos serviços ambientais proporcionados pela vegetação ciliar e que os efeitos dos usos de terra sobre riachos atuam em diferentes escalas espaciais, sugere-se que o estabelecimento de estratégias de restauração e mitigação dos efeitos de usos de terra ocorram com ênfase na conservação da vegetação nas bacias hidrográficas, objetivando prover condições ambientais favoráveis às assembleias aquáticas, e principalmente para manter a quantidade e qualidade de água adequados para os sistemas fluviais.

5. Agradecimentos

Esse trabalho foi realizado com o apoio do CNPq por meio de concessão de bolsa de mestrado; pelo incentivo financeiro da Universidade Federal do Pará ao Projeto intitulado “Influência dos diferentes tipos de uso do solo sobre a biodiversidade na Amazônia Oriental”, através do edital CNPq/Universal 14/2014; e das empresas privadas “Grupo Cikel Brasil Verde Madeira Ltda” e “Forest 33”.

6. Referências

- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* 68:1119–1132.doi: 10.1590/S1519-69842008000500019
- Akaike H (1973) Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika* 60:255–265.doi: 10.1093/biomet/60.2.255
- Albert MA, Danielson E, Rifai N, Ridker PM & Prince Investigators (2001) Effect of statin therapy on C-reactive protein levels: the pravastatin inflammation/CRP evaluation (PRINCE): a randomized trial and cohort study.*Jama*.286(1), 64-70
- Allan JD (2004) Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica* 23:187–198.doi: 10.1146/annurevecolsys35.120202.110122
- Allan JD, Roth NE, Erickson DL (1996) Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. 11:141–156
- Baumgartner G, Pavanelli CS, Baumgartner D, Bifi AG, Debona T, Frana VA (2012) Peixes do baixo rio Iguaçu. Maringá: EDUEM, 203 p.
- Bhusala DR, Kallimanisb Athanasios SK, Tsiafoulia MA, Stefanos OS (2014). Higher taxa vs . functional guilds vs . trophic groups as indicators of soil nematode diversity and community structure. *Ecological Indicators*, 41, 25–29. doi:10.1016/j.ecolind.2014.01.019
- Bini LM, Bicudo CEM & Bicudo DC (2004) Análises multivariadas e limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático complexo.DC Bicudo, Amostragem em Limnologia. RiMa. São Carlos, 73-107
- Blanchet G, Legendre P, Borcard D (2008) Forward selection of spatial explanatory variables. *Ecology* 89:2623–2632.doi: 10.1890/07-0986.1
- Blanton P, Marcus WA (2009) Railroads, roads and lateral disconnection in the river landscapes of the continenta United States. *Geomorphology*, Amsterdam, v.112, p.212-227, 2000
- Blanton P & Marcus WA (2009) Railroads, roads and lateral disconnection in the river landscapes of the continental United States. *Geomorphology*, 112(3–4), 212–227. doi:10.1016/j.geomorph.2009.06.008
- Bojsen BH & Barriga R (2002) Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams.*Freshwater Biology*, 47(11): 2246-2260
- Brasil (2012), Lei nº 12.651. Presidência da República. Casa Civil, Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>

- Callisto M, Hughes RM, Lopes JM & Castro MA (2014). Ecological conditions in hydropower basins. *Série Peixe Vivo* 2. Companhia Energética de Minas Gerais, 47-60.
- Callisto M, Moretti M, Goulart M & others (2001) Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1), 71–82.
- Cheung WWL, Lam VWY, Pauly D & Herrick S (2011) Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change*, 1(9), 449–456. doi:10.1038/nclimate1301
- Clapcott JE, Collier KJ, Death RG, *et al.* (2012) Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshw Biol* 57:74–90. doi: 10.1111/j.1365-2427.2011.02696
- Clarke KR & Gorley RN (2006) User manual/tutorial. Primer-E Ltda Plymouth, 93
- Coelho *et al.* (2011) Estado, Empresas, Planejamento e Espaço. Corredores da Mineração, Hierarquia Urbana na Amazônia Oriental Brasileira. XIV Encontro Nacional da ANPUR/ Rio de Janeiro, 18p.
- Collins KE, Doscher C, Rennie HG, Ross JG (2013) The Effectiveness of Riparian “Restoration” on Water Quality-A Case Study of Lowland Streams in Canterbury. New Zealand, *Restor Ecol* 21:40–48. doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00859
- Costa MR da, Mattos TM, Borges J L & Araújo FG (2013) Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(4), 871–880. doi:10.1590/S1679-62252013000400015
- Definiens AG (2009) Developer User Guide. Definiens AG. Munich, Germany
- Dias AM & Tejerina-Garro FL (2010) Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper paraná river basin, central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 587–598. doi:10.1590/S1679-62252010000300003
- Dray S, Legendre P, Blanchet G (2011) Packfor: Forward Selection with permutation. R package version 0.0-8/r100. 46p
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ and Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*. 81(2), pp, 163–182. doi: 10.1017/S1464793105006950
- Environmental Systems Research Institute – ESRI (2014). ArcGIS 10.1. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA, USA

- Fearnside PM (1999) Forests and global warming mitigation in Brazil: opportunities in the Brazilian forest sector for responses to global warming under the “clean development mechanism.” *Biomass and Bioenergy*, 16(3), 171–189. doi:10.1016/S0961-9534(98)00071-3
- Feld CK (2013) Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: Implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshw Biol* 58:715–729. doi: 10.1111/fwb.12077
- Ferreira CP, Casatti L (2006) Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotrop* 6:1–25. doi: 10.1590/S1676-06032006000300002
- Frissell CA, Liss WJ, Warren CE, Hurley MD (1986) A Hierarchical Framework for Stream Habitat Classification : Viewing Streams in a Watershed Context
- Géry J (1977) *Characoids of the World*. TFH Publications, Neptune City, New Jersey
- Gower JC (1975) Generalized procrustes analysis. *Psychometrika* 40:33–51. doi: 10.1007/BF02291478
- Guimarães WD & Junior JG (2016) Revista Ciência Agronômica Variabilidade espacial de atributos físicos de solos ocupados por pastagens 1.1–10.
- Hetch KD (1993) The logic of livestock and deforestation in Amazonia. *Bioscience* 43: 687–685.
- Hobson ES & Chess JR (1986) Relationships among fishes and their prey in a nearshore sand community off southern California. *Environmental Biology of Fishes*, 17(3), 201–226. doi:10.1007/BF00698198
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012) Manual técnico da vegetação brasileira, 2.ed, Rio de Janeiro: Coord. Rec. Nat. e Estudos Amb. (Série Manuais Técnicos em Geociências), 271
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2014) Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/Índices 2014
- Jackson DA (1995) PROTEST: A PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance. *Écoscience*, 2(3), 297–303, JOUR. doi:10.1080/11956860.1995.11682297
- Jeffrey JD, Hasler CT, Chapman JM, et al (2015) Linking landscape-scale disturbances to stress and condition of fish: Implications for restoration and conservation. *Integr Comp Biol* 55:618–630. doi: 10.1093/icb/icv022

- Johnson PA (2002) Incorporating Road Crossings into Stream and River Restoration Projects
Ecological Rest. 20:270-277
- Kullander SO (1986) Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru. Dept. of Vertebrate
Zoology. Research Division, Swedish Museum of Natural History
- Leal CG, Pompeu PS, Gardner TA, Leitão RP, Hughes RM, Kaufmann PR, *et al.* (2016). Multi-
scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. Landscape
Ecology, 1–21. doi:10.1007/s10980-016-0358-x
- Lemke A, Rondon-Suárez Y (2013) Influence of local and landscape characteristics on the
distribution and diversity of fish assemblages of streams in the Ivinhema River basin
.Upper Paraná River. Acta Limnol Bras 25:451–462
- Leopold LB, Wolman MG, Miller JP (1964) Fluvial Processes in Geomorphology. W.H.
Freeman, San Francisco
- Lima AMM, Ponte MX (2012) Dinâmica da paisagem na Bacia do Rio Capim. Revista
Brasileira de Geografia Física, 1:127–142
- Lobón-Cerviá J, Hess LL, Melack JM, Araujo-Lima CARM (2015) The importance of forest
cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. Hydrobiologia 750:245–
255, doi: 10.1007/s10750-014-2040-0
- Loureiro, Violeta Refkalefsky. (2012). A Amazônia no século 21: novas formas de
desenvolvimento. Revista Direito GV, 8(2), 527-552. <https://dx.doi.org/10.1590/S1808-24322012000200006>
- Lowe-McConnell RH (1999) Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São
Paulo, Editora da Universidade de São Paulo. 534p.b
- Maia SA, Wachholz F, Santos RG, Ferreira Júnior JC (2015) Os Impactos da Agricultura
Urbana na Qualidade da Água na Nascente do Igarapé do Mindu - Comunidade Nova
Esperança (Manaus – AM). Bol Amaz Geogr 2:1–9. doi: 10.17552/2358-7040/bag.v2n4p1-
- Miguel FRM, Vieira SR, Grego CR (2009) Variabilidade espacial da infiltração de água em
solo sob pastagem em função da intensidade de pisoteio. Pesqui Agropecu Bras 44:1513–
1519. doi: 10.1590/S0100-204X2009001100020
- Milani V, Machado FDA, Silva VCFE (2010) Assembléias de peixes associados às macrófitas
aquáticas em ambientes alagáveis do Pantanal de Poconé, MT, Brasil. Biota Neotropica,
10(2), 0–0. doi:10.1590/S1676-06032010000200029

- Milner VS, Willby NJ, Gilvear DJ, Perfect C (2015) Linkages between reach-scale physical habitat and invertebrate assemblages in upland streams. *Mar Freshw Res* 66:438–448.doi: 10.1071/MF14008
- O'Neill R V, Johnson AR, King AW (1989) A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landsc Ecol* 3:193–205.doi: 10.1007/BF00131538
- Oksanen AJ, Blanchet FG, Friendly M, et al (2016) Package “vegan”(Version 2.4-0)
- Paller MH, Prusha BA, Fletcher DE, et al (2016) Factors Influencing Stream Fish Species Composition and Functional Properties at Multiple Spatial Scales in the Sand Hills of the Southeastern United States. *Trans Am Fish Soc* 145:545–562.doi: 10.1080/00028487.2015.1135190
- Parkyn S, Shaw W, Eades P (2000) Review of Information on Riparian Buffer Widths Necessary to Support Sustainable Vegetation and Meet Aquatic Functions
- PCI Geomatics Inc. PCI Geomatica version 10.1. (2007) PCI Geomatics. Richmond Hill, Ontario - Canadá, CD-ROM
- Pereira, SL (2012) *Pecuária bovina de corte no Estado do Pará: água, impactos ambientais e sustentabilidade ambiental / Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará.*
- Peres-Neto PR, Jackson DA (2001) How well do multivariate data sets match? The advantages of a procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129(2), 169–178. doi:10.1007/s004420100720
- Petts GE (1994) Rivers: Dynamic components of catchment ecosystems. In: CALOW. P., PETTS, G. E. (eds.), *The River Handbook*, v. 2. Blackwell Scientific. Oxford. p. 3-22
- Poff NL (1997) Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16:391–409
- Prudente BS, Pompeu SP, Juen L, Montag LFA (2016). Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology* (2016) doi:10.1111/fwb.12868
- Pusey BJ, Arthington AH (2003) Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54: 1- 16
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org/>
- RapidEye (2015), Satellite imagery product specific cations.Disponível em: <http://geocatalogo.ibama.gov.br/>

- Ricklefs RE (2008) Disintegration of the ecological community. *Am Nat* 172:741–750.doi: 10.1086/593002
- Rosa RR, Leonardo D, Caetano F, Moraes VR de, Emmanuel F, Vieira G (2016). Diversidade de peixes de tributários do reservatório de Chavantes , PR , bacia do alto rio Paraná, 29(2), 33–43.
- Salemi LF, Rafaela S, Lins M, *et al* (2016) Past and present land use influences on tropical riparian zones: an isotopic assessment with implications for riparian forest width determination. *Biotaneotropica* 16:1–8, doi: 10.1590/1676-0611-BN-2015-0133
- Santos FB, Ferreira, FC, Esteves KE (2015) Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin. Southeast Brazil), *Environ Biol Fish* (2015) 98: 1895.doi:10.1007/s10641-015-0406-4
- Schmidt RH (2001) Report of the AVMA Panel on Euthanasia. *Wildlife Control Technology*, 8(3), 17
- Silva NC dos S, Costa AJL da, Louvise J, Soares BE, Reis VCES, Albrecht MP, Caramaschi ÉP (2016). Resource partitioning and ecomorphological variation in two syntopic species of Lebiasinidae (Characiformes) in an Amazonian stream. *Acta Amazonica*, 46(1), 25–36. doi:10.1590/1809-4392201501024
- Siqueira RMB, Henry-silva GG (2011) A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. *Bol da Assoc Bras Limnol* 39:1–15
- Snyder CD, Young JA, Vilella R, Lemarié DP (2003) Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. 647–664
- Sobral, F. L., & Cianciaruso, M. V. (2012). Estrutura Filogenética E Funcional De Assembléias : (Re) Montando a Ecologia De Comunidades Em Diferentes Escalas Espaciais Phylogenetic and Functional Assembly Structure : (Re) Assembling the Community Ecology on Different Spatial Scales, 617–631.
- Southwood T (1977) Habitat, the templet for ecological strategies? *J Anim Ecol* 46:337–365.doi: 10.2307/3817
- StatSoft (2004) STATISTICA. StatSoft Inc. ([http:// www.statsoftinc.com](http://www.statsoftinc.com))
- Strahler A N (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Amer. Geophys. Union* 38(6): 913-920
- Tambosi LR, Vidal MM, Ferraz SF de B, Metzger JP (2015) Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estud Avançados - Port* 29:151–162.doi: 10.1590/S0103-40142015000200010

- Teresa FB, Casatti L (2011) Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Panam J Aquat Sci* 5:444–453.
- Teresa B, Casatti L (2012) Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams, 433–442. doi:10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x
- Tosetto EG, Makrakis MC, Makrakis S (2016) Habitats de desova de peixes migradores em ecossistemas lóticos: caracterização abiótica. 20:18–36
- Vannote R L, Minshall G W, Cumins KW, Sedell J R, Cushing C E (1980) The River Continuum Concept *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137
- Vieira TB, Dias-Silva K, Pacífico ES (2015) Effects of riparian vegetation integrity on fish and heteroptera communities. *Applied Ecology and Environmental Research* 13(1): 53-65
- Wang L, Lyons J, Kanehl P, & Gatti, R. (1997) Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, 22(6), 6-12
- Wang L, Lyons J, Kanehi P, et al (2000) Watershed Urbanization and Changes in Fish Communities in Southeastern Wisconsin Streams. *J Am Water Resour Assoc* 36:1173–1189. doi: 10.1111/j.1752-1688.2000.tb05719
- Ward JV (1989) The North American Benthological Society Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. 1–8
- Yuhara TY (2012) Avaliação do impacto da utilização de manilhas na construção de estradas sobre ambientes aquáticos e na ictiofauna em duas rodovias na região sul de Minas Gerais. Universidade Federal de Lavras. UFLA.
- Zar JH (1996) *Biostatistical analysis*. 3ª.ed. New Jersey: Prentice-Hall, 662p
- Zar JH (2010) *Biostatistical Analysis*. 5ªed, Prentice Hall, New Jersey, 947p
- Zuanon, JAS & Sabino, J (1998). A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior.
- Zuanon J, Bockmann FA & Sazima I (2006) A remarkable sand-dwelling fish assemblage from central Amazonia , with comments on the evolution of psammophily in South American freshwater fishes, 4(1), 107–118.

Apêndice 1: Lista de de espécies de peixes registradas nas 20 microbacias do Rio Capim em 2014 e 2015.

ORDEM/FAMÍLIA/GENERO/ESPÉCIE	Número de indivíduos
CHARACIFORMES	
Characidae	
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	12
<i>Bario steindachneri</i> (Eigenmann, 1893)	2
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	60
<i>Hemigrammus cf. belottii</i> (Steindachner, 1882)	164
<i>Hemigrammus rodwayi</i> Durbin, 1909	364
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	2038
<i>Knodus cf. victoriae</i> (Steindachner, 1907)	1
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	11
<i>Moenkhausia cf. comma</i> Eigenmann, 1908	1
Crenuchidae	
<i>Characidium cf. etheostoma</i> Cope, 1872	13
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	117
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup, 1993	669
Curimatidae	
<i>Curimatopsis crypticus</i> Vari, 1982	22
<i>Steindachnerina amazonica</i> (Steindachner, 1911)	1
Erythriidae	
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	93
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	12
Iguanodectidae	
<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan, 1912	252
Lebiasinidae	
<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	725
<i>Nannostomus nitidus</i> Weitzman, 1978	79
<i>Nannostomus beckfordi</i> Günther, 1872	11
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	58
<i>Pyrrhulina aff. brevis</i> Steindachner, 1975	410
Gasteropelecidae	
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	1
CYPRINODONTIFORMES	
Rivulidae	

<i>Anablepsoides urophthalmus</i> (Günther, 1866)	177
---	-----

GYMNOTIFORMES

Gymnotidae

<i>Gymnotus</i> cf. <i>jonasi</i> Albert & Crampton, 2001	2
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758	4
<i>Gymnotus</i> sp.	20
<i>Gymnotus</i> gr. <i>pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	2
<i>Gymnotus</i> cf. <i>coropinae</i> Hoedeman, 1962	65

Hypopomidae

<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)	8
<i>Brachyhypopomus</i> sp.	65
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962	6
<i>Microsternarchus</i> aff. <i>bilineatus</i> Fernández-Yépez, 1968	34

Rhamphichthyidae

<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu, 1964	169
--	-----

Sternopygidae

<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2
---	---

PERCIFORMES

Cichlidae

<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	177
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	50
<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i> Kullander, 1980	606
<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	57
<i>Crenicara</i> sp.	2
<i>Crenicichla regani</i> Ploeg, 1989	1
<i>Heros</i> sp.	1
<i>Nannacara</i> cf. <i>taenia</i> (Regan, 1912)	107
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	7

SILURIFORMES

Auchenipteridae

<i>Tetranematichthys wallacei</i> Vari & Ferraris, 2006	1
---	---

Callichthyidae

<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	3
<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	3
<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1849)	1

Cetopsidae	
<i>Denticetopsis</i> sp.	3
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	97
Doradidae	
<i>Acanthodoras cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	1
Heptateridae	
<i>Pimelodella</i> sp.	13
<i>Rhamdia muelleri</i> (Günther, 1864)	1
Loricariidae	
<i>Farlowella platyrhyncha</i> Retzer & Page, 1997	6
<i>Rineloricaria</i> sp.	2
Pseudopimelodidae	
<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes, 1840)	1
Trichomycteridae	
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	34
<i>Paracanthopoma</i> sp.	7
<i>Trichomycterus hasemani</i> (Eigenmann, 1914)	13
SYNBRANCHIFORMES	
Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	9

Apêndice 2: Lista de riqueza de espécies de peixes e porcentagem de usos de terra na microbacia total de cada trecho de riacho analisado.

Microbacia	Riqueza	Usos de Terra (%)				
		Floresta	Vegetação Secundária	Agricultura	Pasto	Solo exposto
P1	14	0	0,0	17,9	18,2	2,7
P2	19	11,8	6,3	14,1	65,9	10,0
P3	9	0,0	0,0	2,4	87,5	8,5
P4	19	68,5	12,9	0,0	12,0	6,5
P5	8	37,1	4,5	8,5	14,8	23,2
P6	9	0,5	6,4	0,0	41,9	37,6
P7	15	35,6	8,5	8,5	13,9	17,8
P8	7	19,1	27,6	21,5	10,1	17,4
P9	13	72,1	2,6	0,0	23,4	1,1
P10	14	41,0	5,1	4,4	30,4	18,8
P11	26	46,1	40,5	0,0	5,3	3,3
P12	30	70,5	16,9	0,2	11,0	1,3
P13	13	39,6	10,3	0,0	33,2	13,7
P14	15	75,6	0,0	0,0	12,3	12,0
P15	13	21,7	14,5	5,8	17,8	9,9
P16	10	96,0	0,8	1,0	0,0	0,4
P17	17	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P18	30	72,6	11,7	0,0	0,0	0,0
P19	9	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P20	24	99,8	0,1	0,0	0,0	0,0

Apêndice 3: Normas para publicação revista Landscape Ecology.

Manuscript Form

Assemble the manuscript with pages numbered consecutively beginning with the title page, and including tables, figures, and appendices. The manuscript should be assembled in the following order, with each of these components beginning on a new page:

- Title page
- Second page with bold-face headings Abstract followed by Keywords
- Text body, with bold-faced headings for sections including Introduction, Methods, Results, Discussion/Conclusion, Acknowledgments
- Tables, one per page, with captions
- Figure Captions
- Figures, one per page
- References section
- Numbered Appendices, if any (if the manuscript exceeds the length limit, appendices should be submitted as Supplementary Material.)

The title page should contain the following

- Title
- Author(s)
- Authors and affiliations with the full mailing address (for the corresponding author, please provide the email address and phone and fax numbers)
- Date of the manuscript draft
- Manuscript word count. The word count should include title, abstract, keywords, body of the text, figures, tables, and references but excluding author affiliations and on-line supplementary material. In exceptional cases longer articles will be sent for the peer review, but only after Editor in Chief's approval.

For all author names, use the following order: the given name, any middle initial(s), and surname. Provide the author's full mailing addresses. For the corresponding author, add email address and phone and fax numbers. When published, the full address and email of the corresponding author are included on the first page of the article. If an author has a different current address, footnote it. All addresses and institutional names should be translated or transliterated into English by the authors.

Example of the Title Page: Mapping spatial patterns with morphological image processing

Peter Vogt • Kurt H. Riitters • Christine Estreguil • Jacek Kozak • Timothy G. Wade • James D. Wickham

P. Vogt (Corresponding author) •

C. Estreguil

Land Management and Natural Hazards Unit (LMNH), European Commission – DG Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (IES), T,P,261, Via E. Fermi 1, I-21020 Ispra, VA, Italy e-mail: peter.vogt@jrc.it phone: xxx-xxx-xxxx/fax: xxx-xxx-xxxx

K. H. Riitters

US Forest Service, Southern Research Station, 3041 Cornwallis Road, Research Triangle Park, North Carolina 27709, USA

J. Kozak

Institute of Geography and Spatial Management, Jagiellonian University, Gronostajowa 7, 30-387 Krakow, Poland
T. G. Wade / J. D. Wickham US Environmental Protection Agency, Environmental Sciences Division, Research Triangle Park, North Carolina 27711, USA

Date of the manuscript draft: Month Day, Year

Manuscript word count: XXX

All manuscripts (except editorials and book reviews) submitted to the journal, *Landscape Ecology*, from November 1, 2014 on, must have a structured abstract (replacing the unstructured abstract before). The structured abstract must have the following format, with the exact headings shown below:

ABSTRACT

Context, State the broader context (or background) of your study and its relevance to landscape ecology. This section should be 2 to 3 sentences,

Objectives, State the specific research objectives (and/or research questions) of your study. The number of research objectives usually should not exceed two. This section should be 2 to 4 sentences,

Methods, State the location, design, and major method(s) and procedures of your study. Do not include details on equipment, statistics, and modeling methods. This section should be 2 to 3 sentences,

Results, State the major results of your study and explain why they are important. Focus on what you found, not what you did. Clearly indicate what your key findings are. This section should be 5 to 8 sentences,

Conclusions, State the significance and implications of your key findings in a broader context. Also, does your study lead to any recommendations relevant to landscape management and planning? This section should be 2 to 4 sentences,

In preparing your abstract, please pay attention to the following:

- All the elements under each heading described above must be covered,
- The total length of the structured abstract should not exceed 250 words,
- The language used in the abstract should be concise and precise,
- Do not include literature citations,
- Include relevant locational information in the abstract and keywords if not contained in the title,
- Do not duplicate what is in the title,
- Follow the abstract with a list of up to 10 keywords,

Article Types

The journal focuses largely on original research, but is flexible regarding the nature and form of relevant papers. The following types of papers are published:

Original research: These papers are typically based on new data and analysis, or modeling, and make up the bulk of the journal. The maximum length of Original research articles is 8500 words

Short communications: Short articles (up to 3,500 words) that may be short notes on new methods and techniques, or brief communications for rapid publication of novel research results,

Review article: Review article should present a timely assessments of particular topics in the field of landscape ecology, and be no longer than 9,000 words. Authors interested in writing a review paper for *Landscape Ecology* should discuss the topic with the *Landscape Ecology* "Reviews Editor" prior to preparing and submitting the manuscript, to ensure its topic and scope are suitable for the journal,

Perspectives: Perspective papers may take multiple forms: a short but adequately articulated essay on new ideas and concepts, a longer, theoretical treatise, or a substantive comment on a previous paper published in the journal. The length of a perspective piece should be no longer than 4,500 words. A perspective paper must have a brief abstract (fewer than 200 words), and may have up to 3 figures and/or tables as necessary. Other aspects of the format for perspective papers are the same as those for Original Research,

Book Reviews (1,500): The journal publishes reviews of books that span a wide cross-disciplinary range. Relevant topics include scale and landscape issues in population, community, ecosystem, and global ecology, biogeography, biodiversity conservation, landscape planning, design, and management, land use change, and sustainability science,

In addition, books on remote sensing, GIS, spatial analysis, and modeling are of general interest to landscape ecologists. Publishers wishing to contribute titles and authors interested in reviewing books should contact the Book Review Editor of the journal directly,

Perspectives or Short Communications may receive expedited review by the Editor-in-Chief, with consultation with another qualified reviewer if warranted by the subject matter. This results in rapid and timely publication. Reviews should be proposed to the Reviews Editor in advance, to assure there is no overlap with other pending contributions,

Special Issues and Supplemental Issues:

Proposals for Special Issues, or shorter Special Sections, of the journal are considered by the Editor-in-Chief. A Special Issue replaces a normal issue, whereas a Supplemental Issue is published in addition to the normal issues with its cost being partly or fully underwritten by the organizers. Contact the Editor-in-Chief for details,

Manuscript Organization

Shorter articles are encouraged; a concisely written manuscript will usually shorten the review time and reduce the extent of requested revisions. The manuscript should be written in English following British or American style, including both spelling and punctuation conventions, but either should be followed consistently throughout the article. Quotations of more than 40 words should be set off clearly by indenting the left-hand margin. Use double quotation marks for direct quotations and single quotation marks for quotations within quotations,

The entire manuscript must be typed fully double spaced throughout, including text, quotations, tables, table and figure captions, references, etc., at 12 lines/10 cm (3 lines/inch). Margins should be at least 2.4 cm on all sides with text printed in a 12-point font (proportionately spaced type) or 4 characters/cm if character spacing is uniform. Times New Roman is a preferred font. Indent when beginning a new paragraph, but not beginning a new section with a heading. Do not use right or full justification. Use left line numbering for text only after the title page, with numbers appearing every 5 lines,

For a wealth of information and guidance on all aspects of manuscript style, language, and formatting, consult *Scientific Style and Format: The CBE Manual for Authors, Editors, and Publishers*, Council of Biological Editors, Inc., 6th Ed., Cambridge Univ. Press, 1994,

The text of each article should be organized as follows whenever possible: Introduction, Methods, Results, and Discussion. Subdivisions of these sections should be as simple as possible and limited to only three levels. All headings should be flush left,

Do not use underlining on a word processor. Italicize scientific names of organisms and the symbols for all variables and constants except Greek letters. Symbols should be italic in the figures to match the text. Italics should rarely be used for emphasis,

Equations should be numbered sequentially at the right margin in parentheses whether they are cited later within the manuscript. Use leading zeros with all numbers ≥ 1 , including probability values (e.g., $P \leq 0.001$),

Do not use footnotes or endnotes. Incorporate all information within the text,

Use the International System of Units (SI units, *Système*

International d'Unités) of measure. Concise guidelines can be downloaded from: <http://www.astm.org/>. If necessary, equivalent values in older units may also be included. Non-standard abbreviations should be placed in parentheses after the full word the first time it appears. Use abbreviations sparingly,

Biological Nomenclature

All organisms mentioned should have their scientific names indicated. If an English or common name is used for a species, when first mentioned in the text the scientific name should appear following in italics, within parentheses (e.g., red pine (*Pinus resinosa*)). Additional species with the same genus should have the scientific name following with first use, but with the first letter genus abbreviation, along with the specific epithet of the binomial (e.g., following above, white pine (*P. strobus*)). The journal does not require full authorities with species binomials, unless warranted for clarity. However, the reference flora or key used should be cited and all nomenclature should be consistent with that source,

Acknowledgements

Acknowledgments of assistance, funding, etc., or dedications should be brief and placed under an Acknowledgments heading before the References section,

References

For citations within the text use the name and year system, e.g., Troll (1939) or (Troll 1939). Use semicolons between citations. Examples of various usage:

Indirect citation (Troll 1939)

Citation as subject or object Naveh and Lieberman (1984)

Semicolons between citations (Forman and Godron 1986; Turner and Gardner 1991)

Same author, multiple citations (Levin 1976, 1992)

Same author, same date (Opdam 1991a,b)

Three or more authors (McCain et al 1992a,b)

Citation with other text in parentheses (see Risser et al 1984 for details)

Multiple citations with text (..... Gardner et al 1987; Wiens 1989; Zonneveld 1995; Jelinski and Wu 1996; Mladenoff and Baker 1999)

The reference list should be titled References and begin on a new page, The list should be alphabetically arranged and typed double-spaced, Include only those references cited in the text,

The format of references in the References section should conform the following styles:

Different kinds of references and their presentation in basic Springer reference style,

Type Example

Journal article Wu J, Hobbs RJ (2002) Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis, *Landscape Ecol* 17:355-365

Foley JA, DeFries R, Asner GP et al (2005) Global consequences of land use, *Science* 309:570–574

Book, authored South J, Blass B (2001) *The future of modern genomics*, Blackwell, London

Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001) *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*, Springer, New York

Book, edited Smith J, Brown B (eds) (2001) *The demise of modern genomics*, Blackwell, London

Wu J, Hobbs RJ (eds) (2006) *Key topics in landscape ecology*, Cambridge University Press, Cambridge

Chapter in a book in a series without volume titles Schmidt H (1989) Testing results, In: Hutzinger O (ed) *Handbook of environmental chemistry*, vol 2E, Springer, Berlin Heidelberg New York, p 111

Chapter in a book in a series with volume titles Smith SE (1976) Neuromuscular blocking drugs in man, In: Zaimis E (ed) *Neuromuscular junction*, *Handbook of experimental pharmacology*, vol 42, Springer, Berlin Heidelberg New York, pp593–660

Proceedings as a book (in a series and subseries) Zowghi D et al (1996) A framework for reasoning about requirements in evolution, In: Foo N, Goebel R (eds) *PRICA'96: topics in artificial intelligence*, 4th Pacific Rim conference on artificial intelligence, Cairns, August 1996, *Lecture notes in computer science (Lecture notes in artificial intelligence)*, vol 1114, Springer, Berlin Heidelberg New York, p 157

Proceedings with an editor (without a publisher) Aaron M (1999) *The future of genomics*, In: Williams H (ed)

Proceedings of the genomic researchers, Boston, 1999

Proceedings without an editor (without a publisher) Chung S-T, Morris RL (1978) Isolation and characterization of plasmid deoxyribonucleic acid from *Streptomyces fradiae*, In: *Abstracts of the 3rd international symposium on the genetics of industrial microorganisms*, University of Wisconsin, Madison, 4–9 June 1978

Paper presented at a conference Chung S-T, Morris RL (1978) Isolation and characterization of plasmid deoxyribonucleic acid from *Streptomyces fradiae*, Paper presented at the 3rd international symposium on the genetics of industrial microorganisms, University of Wisconsin, Madison, 4–9 June 1978

Patent, Name and date of patent are optional Norman LO (1998) *Lightning rods*, US Patent 4,379,752, 9 Sept 1998

Dissertation Trent JW (1975) *Experimental acute renal failure*, Dissertation, University of California

Institutional author (book) International Anatomical Nomenclature Committee (1966) *Nomina anatomica, Excerpta Medica*, Amsterdam

Non-English publication cited in an English publication Wolf GH, Lehman P-F (1976) *Atlas der Anatomie*, vol 4/3, 4th edn, Fischer, Berlin, [NB: Use the language of the primary document, not that of the reference for "vol" etc,!]

Non-Latin alphabet publication, The English translation is optional, Marikhin VY, Myasnikova LP (1977) *Nadmolekulyarnaya struktura polimerov* (The supramolecular structure of polymers), Khimiya, Leningrad

In press Wilson M et al (2001) References, In: Wilson M (ed) *Style manual*, Springer, Berlin Heidelberg New York (in press)

Internet publications Canadian Biodiversity Information Network (2004) Urban biodiversity, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Available from <http://www.cbinfo.gc.ca/primers/urban.cfm> (accessed August 2005)

References cited only in Supplemental Material should be listed at the end of the Supplemental Material, and excluded from the References section of the main article,

Data Presentation and Analysis

Provide adequate information in the methods and in any tables and figures summarizing data analysis so that a reviewer or reader can assess the appropriateness of the methods used and your interpretation of the results, This includes adequate description of design, sampling and measurement, and sample sizes, Report some measure of estimated precision, such as confidence intervals or standard errors, It is essential to provide explicit statements about whether important assumptions of statistical methods were met adequately, Succinct statements can be made after the first mention of a method; include a reference for the assumptions and associated procedures for checking them, Any assumption that has an important bearing on the validity of the results should be addressed, Assumptions about scales of measurement (e.g., nominal, ordinal, interval, ratio), normality, equal variances, and independence (lack of temporal and spatial autocorrelation), for example, are pertinent for commonly used parametric methods, Other statistical methods may require that these or other conditions be met, For all statistical methods used, it is the author's responsibility to know what the important assumptions are, to explain how those assumptions were checked, and to indicate whether the assumptions were met, Example of a succinct statement about statistical assumptions: "On the basis of normal-probability plots and histograms, the assumption of normality for regression-model residuals (reference) was met," Because space is often of explicit interest in landscape ecology studies, take care to show how scale effects have been included in the study design and analysis, Classifications of landscape and land use/land cover types should have adequate details of the methods used as well as information on classification accuracy,

Tables, Figures, and Appendices

Number all tables, figures, and appendices consecutively, as separate groups, using Arabic numerals, Within each group, number them in the order in which they appear in the text, Indicate with a double-spaced line break in the text and note, where in the text a table or figure should appear, e.g.,

#Table 1 approximately here#

This should be after each is first mentioned in the text,

Appendices should be placed after the References section, Each appendix must be numbered and have a title,

Do not write using tables and figures as the subject or object of a sentence; make the information you are discussing the subject, and refer to tables and figures only parenthetically, Similarly, do not repeat a description of what the table or figure contains; this should be in the caption and not repeated in the text, Focus on your subject,

Tables

Tables should be typed double-spaced, each on a separate page, Place the table caption at the top of the table, beginning with the Arabic numeral of the table, Tables should be numbered in order of their appearance in the text, Each column in the table should have a brief, but clear, capitalized heading, centered over the column, Units of measure should be indicated within parentheses in the headings, Align column values by the decimal point, or flush right without decimal values, Do not use vertical grid lines, and avoid excessive horizontal grid lines as produced within many spreadsheet programs as a default, Horizontal lines should appear at the top, below the headings, and at the bottom, Table captions should be complete enough to make the table free standing and interpretable without referring to the text, Do not duplicate information in table captions and text, In tables, footnotes are preferable to long explanatory material in either the heading or body of the table, Such explanatory footnotes, identified by superscript letters, should be placed immediately below the table,

Figures

Figures (diagrams, graphs, maps, photographs and other images) must be of high quality and numbered consecutively with Arabic numerals. Photographs and images should be submitted electronically in a high-resolution digital format. Assume that most figures will be reduced to a one-column width. Submit them actual size, or test reductions to assure that adequate font sizes and line weights are used. Examine recent issues of the journal.

Symbols, abbreviations, and spelling of labels should be consistent with the text. When special symbols are used in a figure their key should also appear in the figure, not in the figure caption. Do not include a figure title within the figure itself. For graphs, label both axes, including units. Use a Sans Serif font (such as Arial) for text labels on figures, including graphs and maps. Generally, use closed box graphs, and avoid gridlines often produced as default options with spreadsheet software. Use only the number of axis values necessary for clarity, and use intervening tick marks. Avoid complex bar fills and multiple gray shades. Use 3-D graphs only where needed and where all data in the graph can be seen.

Captions for the figures should be typed double-spaced on a separate page preceding the figures. Captions should be adequate enough so that the figures are interpretable without referring to the text. Do not duplicate information in the captions and text. Like tables, figures should be labeled in the numeric order in which they first appear in the text.

Maps and Images

Maps are frequently needed in Landscape Ecology and require particular attention. At the same time, maps use large amounts of page space, and should be used only where required. As with other figures, reduction is usual, so very sharp, high quality images should be used, whether black and white or in color. See the Manuscript Submission section for file type and submission instructions. Generally, scanned reproductions of published maps are not acceptable, as well as usually violating copyright laws.

Generally only four gray shades will reproduce well enough for visual clarity in publication, especially in complex maps. If a map is necessary and important to your story, it must be clear and interpretable to the reader. Color maps and images can reproduce many more classes clearly. Costs of color figures in print are EURO 950 / USD 1150 (+ VAT) per article. Costs of color images are born by the authors. Contact the publisher for current pricing information. Submit figures (graphs, maps, image) with color for review only where color is desired in publication.