

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
ENGENHARIA DE PESCA

ELAINE FERNANDES CELESTINO

Avaliação da paisagem de bacias hidrográficas e sua influência sobre parâmetros ambientais e comunidades de peixes de tributários do Baixo Rio Iguaçu

Toledo

2019

ELAINE FERNANDES CELESTINO

Avaliação da paisagem de bacias hidrográficas e sua influência sobre parâmetros ambientais e comunidades de peixes de tributários do Baixo Rio Iguaçu

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Mestrado e Doutorado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientador: Prof. Dr. Sergio Makrakis

Co-orientador: Prof^ª Dr^ª Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui

Toledo

2019

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Celestino, Elaine Fernandes

Avaliação da paisagem de bacias hidrográficas e sua influência sobre parâmetros ambientais e comunidades de peixes de tributários do Baixo Rio Iguaçu / Elaine Fernandes Celestino; orientador(a), Sergio Makrakis; coorientador(a), Elaine Antoniassi Kashiwaqui, 2019.

73 f.

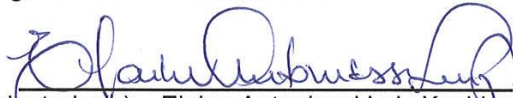
Tese (doutorado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Toledo, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, 2019.

1. Ecologia. 2. Auteração de habitat. 3. Fragilidade ambiental. 4. Ictiofauna endêmica. I. Makrakis, Sergio . II. Kashiwaqui, Elaine Antoniassi . III. Título.

ELAINE FERNANDES CELESTINO

Avaliação da paisagem de bacias hidrográficas e sua influência sobre parâmetros ambientais e comunidades de peixes de tributários do Baixo Rio Iguaçu

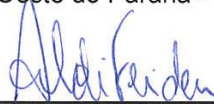
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, área de concentração Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, linha de pesquisa Manejo e Conservação de Recursos Pesqueiros de Águas Interiores, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



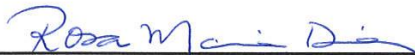
Orientador(a) – Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - *Campus* de Toledo (UNIOESTE)



Maristela Cavicchioli Makrakis
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - *Campus* de Toledo (UNIOESTE)



Aldi Feiden
Universidade Estadual do Oeste do Paraná – *Campus* de Toledo (UNIOESTE)



Rosa Maria Dias
Universidade Estadual de Maringá (UEM)



Anderson Ferreira
Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD)

Toledo, 06 de fevereiro de 2019.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todos
aqueles que contribuíram para
sua realização.

AGRADECIMENTOS

Nestas páginas muito especiais deste trabalho, gostaria de agradecer a algumas pessoas, dentre as muitas que me ajudaram a realizá-lo, não importa se elas estão distantes ou se ainda mantenho contato contínuo, todas serão carinhosamente lembradas onde quer que eu vá.

Agradeço primeiramente a Deus por me dar suporte emocional para vencer todas as adversidades da vida e sempre tentar ver o melhor ângulo dos acontecimentos. Foram anos difíceis, mas de extremo aprendizado

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Sergio Makrakis o qual me acompanha desde o mestrado e aceitou este novo desafio no doutorado, sempre me guiando para manter o foco e não desviar do objetivo central do trabalho. Tenho maior respeito e uma gratidão enorme não só pelos ensinamentos acadêmicos, mas também pela amizade construída. Agradeço ainda pela ajuda na busca de tratamento para restabelecer minha saúde física. O meu obrigado é registrado aqui e em todas as vezes que executo algo que em determinado momento era impossível.

À Prof^a. Dr^a Maristela Cavicchioli Makrakis que também se dedicou na busca de meu tratamento, bem como por diversas vezes me encorajou a arriscar novas cirurgias, com o resultado de hoje é evidente que a ela estava certa. Agradeço por acreditar em mim desde o processo de seleção, quando foi membro da banca examinadora, momento em que eu não tinha condições físicas para execução de trabalhos de campo. Além disso agradeço por todos os ensinamentos, paciência e construção do conhecimento científico.

De forma muito especial agradeço à Prof^a. Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui, minha co-orientadora, com quem desenvolvo trabalhos desde 2005. Nestes longos anos foram inúmeros trabalhos em conjunto, me guiando pelo universo da ciência, de maneira ética na prática e teoria, durante coletas de campo, triagem de peixes nos laboratórios, até as “benditas” análises estatísticas, coisa que para mim era impossível. Além de tudo isso, o maior aprendizado transmitido foi respeitar as pessoas, ser verdadeiro e sincero no trato com os outros. Espero que nossa amizade dure por toda a vida. Inclusive agradeço ao Marcos Kashiwaqui pela acolhida nos finais de semana e pelo período intenso de convivência.

Ao Grupo de Pesquisa em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos (GETECH) e todos os seus membros, pelo suporte técnico e laboratorial. Sou grata aos meus amigos e colegas de doutorado que trabalharam nas coletas:

Dhonatan Oliveira, Fábio Luiz, Lucileine Assumpção, Daiane Bonetto e Patrícia Sarai da Silva. Ao Jhony F. Mendonça pelos seus mapas e imagens raster vetorizadas e Suelen Pini pela animação diária e amizade. Por fim, a todos que contribuíram de alguma forma para este estudo.

Agradeço a todos os professores do programa pelos ensinamentos que serão muito úteis por toda minha carreira profissional. Aos secretários do programa Carla Regina e Uilian Simões que sempre me atenderam com muita presteza, simpatia e comprometimento.

Dedico um especial agradecimento à minha família que sempre foi meu alicerce. Ao meu pai Valdemar Celestino, que durante minha recuperação me incentivou a iniciar o doutorado, acreditando que seria possível ter seus filhos doutores. À minha mãe Luzia Fernandes Celestino que com seu amor incondicional, carinho e sapiência sempre foi uma mulher em quem espelho a honestidade e amor pela família. À minha irmã Érica Fernandes Celestino por quem um tenho mais que laços familiares, nossa ligação de afeto e amizade sólidos, ultrapassa qualquer relação sanguínea e irá perdurar por toda a vida. Ela me deu o privilégio de conhecer o amor por um sobrinho, o “Ruanzinho”. Ao meu irmão Leandro Fernandes Celestino, meu primeiro amigo, companheiro desde a infância até a vida profissional. Um biólogo que ama o que faz e que me ajudou em tantos momentos com conselhos, ideias, diálogos e execução da tese. Com muito carinho agradeço ao meu companheiro Luciano Silva por me apoiar todos os momentos, ter paciência mesmo quando sei que não merecia, por me acompanhar nestes 16 anos, acreditar em nosso futuro e nunca desistir do amor.

Aos amigos que tenho colecionado ao longo da minha vida e que não conseguiria nominar, tão numerosos que são. Nomino aqui meu amigo e sócio João Valdery Gomes, que ama a biologia. Obrigada por suportar a maior carga de trabalho para que eu pudesse focar no doutorado, sei que não foi fácil, mas você suportou o fardo.

Enfim, é muito difícil nominar pessoas, pois corremos o risco de parecer omissos ou ingratos, por cometer a falha de esquecer algum nome. Saibam que todos com quem me relacionei nestes anos, foram de extrema importância para meu crescimento profissional e pessoal. Muito obrigada!

Avaliação da paisagem de bacias hidrográficas e sua influência sobre
parâmetros ambientais e comunidades de peixes de tributários do Baixo Rio
Iguaçu

RESUMO

A contínua degradação ambiental é uma realidade em todo o mundo, trazendo drásticas alterações na paisagem em razão de ações antrópicas, especialmente vinculadas ao crescimento dos centros urbanos, expansão agropecuária e geração de energia. No Brasil a Mata Atlântica é o bioma brasileiro mais impactado e representa um dos maiores *hotspots* mundiais. No Estado do Paraná, este padrão de degradação não é diferente. Conhecer a dimensão destes impactos é necessário para definir práticas de conservação. Diante deste cenário, este estudo objetivou avaliar os efeitos da degradação de bacias hidrográficas do Baixo Rio Iguaçu em relação: i) à fragilidade ambiental, ii) conectividade e conservação dos corredores ripários, iii) parâmetros ambientais e iv) atributos populacionais da assembleia de peixes. Para isso usamos multivariáveis como o uso do solo que foi avaliado com geoprocessamento de imagens e avaliações *in loco* com aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), a declividade, a classificação do solo e a pluviosidade. Isso foi necessário para auxiliar no entendimento da conservação das áreas naturais e na segregação das bacias em Agrárias (AGR) e Bacias Florestadas (FLO). Verificamos que as bacias são mosaicos heterogêneos da paisagem, com prodomínio de atividades agropecuárias, submetidas à média fragilidade ambiental. Os corredores ripários não possuem a dimensão exigida pela legislação, as florestas ripárias (ZRs) estão fragmentadas e contêm espécies exóticas. Propomos que uma abordagem multi-fatorial seja usada para avaliar bacias hidrográficas para reduzir erros de amostragem e evidenciar o real estado atual de conservação em zonas ripárias. Em relação aos parâmetros ambientais verificamos que bacias AGR possuem maior turbidez, condutividade elétrica e substratos do leito dos rios com areia. Enquanto bacias FLO são significativamente diferentes para transparência da água e substratos argilosos. Em relação à ictiofauna foram amostrados 70.705 indivíduos de oito ordens, 22 famílias e 96 espécies, sendo 56,55% das espécies registradas em AGR e 43,45% em FLO. Apesar do amplo impacto promovido pelas ações antrópicas, não encontramos diferenças significativas para riqueza, diversidade e equitabilidade relacionado ao uso do solo nas bacias AGR e FLO. Verificamos que algumas espécies de peixes foram mais associadas a bacias FLO, enquanto outras espécies menos sensíveis às bacias AGR. Neste cenário recomendamos que seja efetuado monitoramento para conhecer e dimensionar os impactos da degradação das ZRs e os efeitos ao longo do tempo para proteger e preservar espécies de peixes com elevado endemismo.

Palavras-chave: Impactos antrópicos; Floresta ripária; Fragilidade ambiental; Peixes endêmicos

Evaluation of watershed landscape and its influence on environmental parameters and tributary fish communities of the Low Iguaçu River

ABSTRACT

The continuous environmental degradation is a reality all over the world, bringing drastic changes in the landscape due to anthropic actions, especially linked to the growth of urban centers, agricultural expansion and energy generation. In Brazil the Mata Atlântica is the biome most impacted Brazilian and represents one of the largest hotspots in the world. In the state of Paraná, this pattern of degradation is no different. Knowing the dimension of these impacts is necessary to define conservation practices. In this scenario, the objective of this study was to evaluate the effects of degradation of the Iguaçu River basins in relation to: i) environmental fragility, ii) connectivity and conservation of riparian corridors, iii) environmental parameters, and iv) populational attributes of the fish. For this we used multivariables such as the use of the soil that was evaluated with geoprocessing of images and in situ evaluations with application of Rapid Assessment Protocol (PAR), slope, soil classification and rainfall. This was necessary to help understand the conservation of natural areas and the segregation of the watershed in Agrarian (AGR) and Florested (FLO). We verified that the watersheds are heterogeneous mosaic of the landscape, with predominance of agricultural activities, submitted to the average environmental fragility. Riparian corridors do not have the size required by legislation, riparian areas are fragmented and contain exotic species. We propose that a multi-factorial approach be used to evaluate watershed to reduce sampling errors and to demonstrate the actual state of conservation in forest riparian. Regarding the environmental parameters, we found that AGR basins have higher turbidity, electrical conductivity, in the water and sand bed substrate. While FLO watershed are significantly different for water transparency and clayey substrates. Regarding the ichthyofauna, 70.705 individuals of eight orders, 22 families and 96 species were sampled, 56.55% of the species recorded in AGR and 43.45% in FLO. Despite the wide impact promoted by anthropic actions, we did not find significant differences for richness, diversity and equitability related to land use in the AGR and FLO watershed. We verified that some fish species were more associated to FLO watershed, while others species less sensitive to the AGR watershed. In this scenario, we recommend that monitoring be done to know and size the impacts of the degradation of ZRs and the effects over time to protect and preserve fish species with high endemism

Keywords: Anthropic impacts; Riparian forest; Environmental fragility; Endemic fish

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Sustainability*.
Disponível em:
<https://www.mdpi.com/journal/sustainability/instructions>

SUMÁRIO

Capítulo 1: Avaliação ambiental em bacias hidrográficas Neotropicais: Uma abordagem multi-fatorial	16
1. INTRODUÇÃO	16
2. MATERIAL E MÉTODOS	18
2.1. Seleção da área de estudo	18
2.2. Sumarização de informações para análise de fragilidade ambiental	22
2.3. Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) em Zonas Ripárias	23
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
3.1 Componentes da paisagem e uso do solo	24
3.2. Fragilidade ambiental	26
3.3. Avaliação <i>in loco</i> de conservação e conectividade das Zonas Ripárias	28
3.4. Abordagem com multifatores	31
4. CONCLUSÕES	34
5. REFERÊNCIAS	36
Capítulo 2: Efeito da paisagem sobre a estrutura da assembleia de peixes em bacias hidrográficas neotropicais com elevado grau de endemismo	40
1. INTRODUÇÃO	42
2. MATERIAL E MÉTODOS	43
2.1. Área de estudo	43
2.2. Uso e cobertura do solo	44
2.3. Amostragem ambiental e estrutura de habitat	47
2.3.1. Parâmetros abióticos	48
2.3.2. Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)	48
2.3.3. Amostragem da ictiofauna	49
2.4. Análises estatísticas	50
3. RESULTADOS	50
3.1. Características abióticas e estrutura de habitat	50
3.2. Composição e estrutura da comunidade de peixes	54
4. DISCUSSÃO	61
4.1. Estrutura ambiental	61
4.2. Ictiofauna e sua inter-relação com o habitat	63
5. REFERÊNCIAS	67

INTRODUÇÃO GERAL

Mudanças na paisagem decorrentes da degradação ambiental são uma realidade em todo o mundo, vinculadas ao crescimento descontrolado dos centros urbanos e expansão de fronteiras agrícolas. A Mata Atlântica abrangia originalmente 12% do território brasileiro, devido sua localização, tem sido explorada e substituída por diversas atividades econômicas [1]. Atualmente este bioma possui um aglomerado de fragmentos florestais, ocupando áreas pouco significativas e sujeitas a variados níveis de perturbação [2]. As bacias hidrográficas deste bioma apresentam um mosaico homogêneo na paisagem, composto por matriz agropecuária e corredores ripários.

As florestas ripárias, localizadas no espaço territorial denominado de Zonas Ripárias (ZR) [3,4], possuem estreita relação com a estruturação ambiental das bacias hidrográficas e habitats fluviais, haja visto que estes são considerados interface entre o sistema terrestre e aquático [5]. Estas florestas protegem o habitat aquático por desempenhar papel de barreira física, minimizando o aporte de agrotóxicos, solos e excesso de nutrientes lixiviados [6], fatores estes que desencadeiam sedimentação, erosão e eutrofização do ambiente aquático [7].

Mesmo a parcial ausência desta barreira, afeta diretamente a condição de fragilidade ambiental das bacias hidrográficas e altera diversos fatores físicos e químicos da água, como: temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez [8,9]. Tais alterações das características ambientais nas bacias e nos rios podem desencadear alterações na integridade biótica, inclusive na ictiofauna [10].

Supõe-se que comunidades de peixes que possuem elevado grau de endemismo, são mais dependentes das inter-relações complexas entre os seus membros e os componentes ambientais [6]. A área deste estudo está localizada na bacia do Baixo Rio Iguaçu que possui extrema peculiaridade, caracterizada pelo seu elevado grau de endemismo ictiofaunístico, o qual foi estimado em 75% [11]. Diante deste quadro, estudos que avaliem influências das interações interespecíficas da assembleia de peixes com a estruturação ambiental são de extrema importância [12,13], visto que, peixes com distintas características funcionais e endêmicas podem apresentar diferentes respostas às forças ambientais que atuam de variadas formas sobre as comunidades [14,15].

Em alguns países da Europa e da América do Norte pesquisas com este enfoque vêm sendo desenvolvidas [16,17,18], enquanto no Brasil a ecologia de paisagem como um todo é uma ciência relativamente nova [19], sendo que as inter-relações da estruturação da paisagem

com os ambientes aquáticos e sua biota, ainda é uma área de estudos que possui pouco conhecimento difundido.

Neste sentido o presente trabalho objetivou avaliar as alterações na paisagem, promovidas pelo uso e ocupação do solo e assim, correlacioná-las com multifatores avaliados com geoprocessamento de imagens e avaliação in loco, para determinar a fragilidade ambiental de bacias hidrográficas, além de verificar se bacias classificadas como florestadas apresentam melhores parâmetros populacionais de assembleias de peixes, quando comparadas aquelas que são classificadas como agropecuárias, em oito bacias hidrográficas afluentes do Baixo Rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil.

REFERÊNCIAS

1. Barreto, A.P.; Aranha, J.M.R. Assembleia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: Composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Sci. Biol. Sci.* **2005**, *2*, 153–160.
2. Schaffer, W. *Mata Atlântica patrimônio nacional dos brasileiros*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Brasília, BR, **2010**, ISBN 978-85-7738-133-3.
3. Hupp, C.R.; Osterkamp, W.R. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* **1996**, *14*, 277–295, doi:10.1016/0169-555x(95)00042-4
4. Hladyz, S.; Åbjörnsson, K.; Giller, P.S.; Woodward, G. Impacts of an aggressive riparian invader on community structure and ecosystem functioning in stream food webs. *J. Appl. Ecol.* **2011**, *48*, 443–452, doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01924.x.
5. Gregory, S.V.; Swanson, F.J.; Mckee, W.A.; Cummins, K.W. An ecosystem perspective of Riparian Zones. *Bioscience* **1991**, *41*, 540-551.
6. Strecker, A.L.; Casselman, J.M.; Fortin, M.; Jackson, D.A.; Ridgway, M.S.; Abrams, P.A.; Shuter, B.J. A multi-scale comparison of trait linkages to environmental and spatial variables in fish communities across a large freshwater lake. *Oecologia* **2011**, *166*, 819-831, doi:10.1007/s00442-011-1924-1.
7. Nekhay, O.; Arriaza, M. How attractive is upland olive groves landscape? Application of the analytic Hierarchy Process and gis in southern Spain. *Sustainability* **2016**, *8*, 1–16, doi:10.3390/su8111160.
8. Reis, J.T.; Pereira-Filho, W. Influência Do Uso E Ocupação Da Terra No Ecossistema Aquático Da Sub-Bacia Hidrográfica Do Arroio Cadena, Em Santa Maria - Rs. *Rer. Cienc. e Natu.* **2006**, *28*, 75–90.
9. Tundisi, J.G.; Tundisi, T.M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotrop.* **2010**, *10*, 67-75
10. Bryce, S.A.; Lomnický, G.A.; Kaufmann, P.R. Protecting sediment-sensitive aquatic species in mountain streams through the application of biologically based streambed sediment criteria. *J. North Am. Benthol. Soc.* **2010**, *29*, 657–672, doi:10.1899/09-061.1.
11. Baumgartner, G.; Pavanelli, C.S.; Baumgartner, D.; Bifi, A.G.; Debona, T.; Frana, V.A. *Peixes do baixo rio Iguaçu*. EDUEM, Maringá, PR, BR, **2012**. 203p. ISBN:978-85-7628-586-1.
12. Rincón, P.A.; Hughes, N.F.; Grossman, G.D. Landscape approaches to stream fish ecology, mechanistic aspects of habitat selection and behavioral ecology. *Ecol. Freshw. Fish* **2000**, *9*, 1–3, doi: 10.1034/j.1600-0633.2000.90101.x

13. Edwards, M. S. Estimating scale-dependency in disturbance impacts : El Niños and giant kelp forests in the northeast Pacific. *Oecologia*, **2004**, 436–447.
14. Burrows, M.T.; Harvey, R.; Robb, L.; Poloczanska, E.S.; Mieszkowska, N.; Moore, P.; Leaper, R.; Hawkins, S. J.; Benedetti-Cecchi, L. Spatial scales of variance in abundance of intertidal species: effects of region, dispersal mode, and trophic level. *Ecology* **2009**, 90, 1242-1254, doi:10.1890/08-0206.1.
15. Teresa, F.B.; Casatti, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Eco. Freshw. Fish* **2012**, 21, 433–442, doi:10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x.
16. Yeager, L.A.; Layman, C.A.; Allgeier, J.E. Effects of habitat heterogeneity at multiple spatial scales on fish community assembly. *Oecologia* **2011**, 167, 157–168.
17. Erős, T.; Sály, P.; Takács, P.; Specziár, A.; Bíró, P. Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization- stream fish in a human- modified landscape. *Fresh biol* **2012**, 57, 1914-1928.
18. Arbour, J.H.; López-Fernández, H. Adaptive landscape and functional diversity of Neotropical cichlids: implications for the ecology and evolution of Cichlinae (Cichlidae; Cichliformes). *J. Evolut Biol*, **2014**, 27, 2431–2442.
19. Metzger, J.P. O que é ecologia de paisagens. *Biota Neotropica*, **2001**, 1, 1–9.

Capítulo 1: Avaliação ambiental em bacias hidrográficas Neotropicais: Uma abordagem multi-fatorial

RESUMO

Este estudo avaliou as condições ambientais de duas bacias hidrográficas selecionadas pela similaridade do uso do solo. As condições ambientais das bacias hidrográficas foram analisadas por meio de dois métodos, de geoprocessamento e avaliações *in situ* por meio da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR). O processamento de imagens geoespaciais foi utilizado para analisar o uso do solo, a declividade, a classificação do solo e a pluviosidade, enquanto o PAR foi usado para avaliar a conectividade e o tamanho dos corredores ripários. Os resultados revelaram variados uso do solo com a matriz da paisagem em ambas as bacias, composta por agricultura, pastagem e centros urbanos. Os centros urbanos foram definidos como manchas e zonas ribeirinhas como corredores. A análise da fragilidade ambiental, considerando todas as variáveis geoespaciais, classificou as duas bacias como de fragilidade média. Os locais mais frágeis foram os centros urbanos, áreas com elevada declividade e zona ripária degradada. Avaliações *in loco* mostraram que os corredores não possuem a dimensão exigida pela legislação; eles estão fragmentados e destruturados e contêm espécies exóticas. Também propomos que uma abordagem multi-fatorial seja usada para avaliar bacias hidrográficas, associando avaliações geoespaciais e análises *in loco* que considerem as limitações apontadas em cada protocolo. Isto reduz erros de amostragem e evidencia o estado atual de conservação em zonas ripárias.

Palavras-chave: Impactos antrópicos; Degradação ambiental; Floresta ripária; Protocolo de avaliação rápida (PAR); Processo de análise hierárquica (AHP).

Chapter 1: Environmental assessment in Neotropical watersheds: A multi-factorial approach

ABSTRACT

This study evaluated the environmental conditions of two watersheds selected on the basis of similarities in land use. The environmental conditions of the watersheds were analyzed using two methods, geoprocessing and in situ evaluations by applying the rapid assessment protocol (PAR). Geospatial image processing was used to analyze land use, slope, soil classification, and rainfall, while RAP was used to evaluate the connectivity and size of riparian corridors. The results revealed varied uses of land with the landscape matrix in both watersheds, composed of agriculture, pasture, and urban centers. Urban centers were defined as spots and riparian zones as corridors. The analysis of environmental fragility considering all the geospatial variables, classified both watersheds as having medium fragility. The most fragile sites were the urban centers, which had a high slope and degraded riparian zone. Onsite assessments have shown that corridors do not have the size required by legislation; they are fragmented and unstructured, and they contain exotic species. We also propose that a multi-factorial approach be used to evaluate watersheds, associating geospatial assessments and onsite analyses that consider the limitations pointed out in each protocol. This reduces sampling errors and shows the actual state of conservation in riparian zones.

Keywords: Antropic impacts; Environmental degradation; Riparian forest; Rapid assessment protocol (RAP); Analytic hierarchy process (AHP).

Capítulo 1: Avaliação ambiental em bacias hidrográficas Neotropicais: Uma abordagem multi-fatorial

1. INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica é reconhecida como unidade mínima de planejamento e gestão socioeconômica e ambiental [1]. Essa abordagem está vinculada ao recorte espacial da área de drenagem juntamente com multifatores biológicos, hidrológicos, geomorfológicos e ecológicos que são intrínsecos de cada bacia hidrográfica [2].

Geologicamente, esses fatores apresentam características naturais em equilíbrio dinâmico de energia e matéria [1]. Entretanto, este equilíbrio vem sendo alterado por ações antropogênicas, como o desmatamento, a expansão dos centros urbanos e as atividades agrícolas [3]. Que claramente diminui a complexidade ambiental [4] e resulta em paisagens extensamente degradadas nas bacias hidrográficas [3,5].

Com o incremento da degradação dos recursos naturais, os pesquisadores têm tentado ampliar as técnicas de avaliação dos impactos antropogênicos, para tanto, foi fundamental o avanço das tecnologias de geoprocessamento [6]. De uma forma tecnologicamente limitada, os primeiros Sistemas de Informação Geográfica (SIG) surgiram no Canadá. Nos anos 60, o SIG fazia parte de um programa do governo para inventariar os recursos naturais [7]. Na década de 1970, com o desenvolvimento do software comercial com o uso de programas matemáticos voltados para a cartografia iniciou a expressão do SIG [7]. A década de 1980 foi um período de crescimento acelerado no uso dessa tecnologia, inclusive no Brasil. Atualmente, o geoprocessamento contém conjuntos de técnicas para coletar, armazenar, processar, manipular e integrar imagens geoespaciais [8] e é utilizado em diversas áreas do conhecimento, como geografia, estatística, saúde e meio ambiente.

Devido à facilidade de obtenção de imagens, vários estudos utilizaram dados geoespaciais para avaliar as condições ambientais [1,3,9]. Um dos parâmetros mais utilizados é o uso do solo, que tem revelado redução das áreas naturais e a fragmentação da paisagem [3,10]. Assim, técnicas de geoprocessamento associadas a diversas variáveis ambientais, como informações espaço-temporais, uso do solo, pluviosidade, declive e classificação do solo [11] tem sido combinadas com programas de modelagem [12]. Protocolos cada vez mais robustos com metodologias multifatoriais revelaram formas de desmatamento, mudanças

climáticas [13], mapeamento hidrogeológico [12], áreas sob riscos de erosão [4], vulnerabilidade e fragilidade ambiental [5,14].

A análise da fragilidade ambiental estabelece uma hierarquia e variáveis agregadas em uma única abordagem. Essa transformação hierárquica, de forma estruturada, em pontos específicos da bacia [11], permite conhecer os impactos ambientais, principalmente quando o resultado de uma única variável é insuficiente [5]. Proporciona maior agilidade e eficiência no planejamento e gestão territorial [15] e na avaliação taxonômica do grau de preservação ambiental das bacias hidrográficas. Os resultados desses estudos revelaram áreas degradadas, fragmentadas e frágeis [14,16,17]. No entanto, a maioria dos pesquisadores apenas tentou fornecer uma ampla avaliação dessas áreas impactadas e, às vezes, pode não ser sensível o suficiente para mensurar distúrbios de pequena escala, especialmente nas Zonas Ripárias (ZRs) [4]. Isso pode ocorrer porque as imagens que são gratuitas e amplamente utilizadas têm baixa resolução e um erro de pixel maior que 10 m, o que impede a precisão dos detalhes encontrados nas ZRs. Por exemplo, áreas identificadas como área coberta pela análise de refletância podem ser cobertas por espécies exóticas, ou áreas de ZR podem ser identificadas como conectadas pelo SIG onde elas podem não estar, causadas pelo erro de resolução de imagem.

Estas incertezas nas avaliações podem ser prejudiciais para a conservação dos ZRs, que são um dos locais ambientais mais importantes [18]. As zonas ripárias são definidas como áreas de transição entre os ecossistemas terrestres e aquáticos [19]. Elas são consideradas como uma das áreas da paisagem mais dinâmicas [19,20], pois abrigam ~ 50% da riqueza de espécies no mundo [21], embora sua dimensão territorial sobre o globo terrestre seja pequena. Para considerar uma ZR como preservada, suas características devem ser mantidas tão naturais quanto possível [18,22]. Pequenas seções degradadas de ZRs podem alterar os serviços ecossistêmicos [23], o fornecimento de energia alóctone [24], o equilíbrio hidrológico, nutrientes [25] e alterar a oferta e conectividade de habitat, resultando na diminuição da fauna e baixa biodiversidade [26].

Desta forma esses fragmentos em ZRs são imperceptíveis pelo geoprocessamento e medir seu impacto é difícil, embora necessário em termos de ecologia. Estes processos de fragmentação em ZRs influenciam aspectos de qualidade ambiental e fragilidade. Estes fragmentos em ZRs influenciam aspectos de qualidade ambiental e fragilidade [11], composição de espécies, riqueza e diversidade de espécies endêmicas, sensíveis e especializadas que podem migrar para áreas favoráveis ou até mesmo tornarem extintas. [18] Segundo Zimbres et al. [27] a largura, a estrutura do habitat e o uso da terra na paisagem

influenciam diretamente a riqueza, composição e diversidade funcional das espécies de mamíferos, com os melhores atributos populacionais sendo evidenciados nas ZRs contínuas.

Devido à complexidade ecológica das ZRs, sua classificação como áreas preservadas somente através da avaliação de imagens pode gerar erros. Neste contexto, este estudo procurou responder às seguintes questões: i) As imagens processadas que são usualmente utilizadas para classificar áreas como preservadas são confiáveis? e ii) Quais parâmetros necessários para classificar uma área geográfica como preservada? Para responder a essas questões, avaliamos o estado de conservação de duas bacias neotropicais através da análise de fragilidade ambiental e conectividade de ZRs. Além disso, propomos como metodologia de avaliação em bacias hidrográficas o uso de fatores associados ao processamento de imagens e análises ambiental *in loco* com aplicação de Protocolo de Avaliação Rápida (PAR).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Seleção da área de estudo

A área de estudo está localizada no bioma Mata Atlântica (floresta tropical), que é o bioma mais degradado do Brasil. Originalmente representava 12% do território nacional e atualmente compreende menos de 3%, constituído por um aglomerado de fragmentos florestais, ocupando áreas não significativas na paisagem e sujeitas a níveis variados de perturbação [28]. Localiza-se em uma região fitogeográfica composta por floresta ombrófila mista e floresta estacional semidecidual no estado do Paraná, Brasil.

A usina hidrelétrica de Salto Caxias está localizada na área de estudo a montante, e a usina hidrelétrica de Iguaçu e o Parque Nacional do Iguaçu estão localizados a jusante. Nesses locais, foram avaliados o uso do solo em nove bacias hidrográficas (Monteiro, Sarandi, Silva Jardim, Gonçalves Dias, Cotejipe, Andrada, Floriano, Santo Antônio e Capanema) (Figura 1).

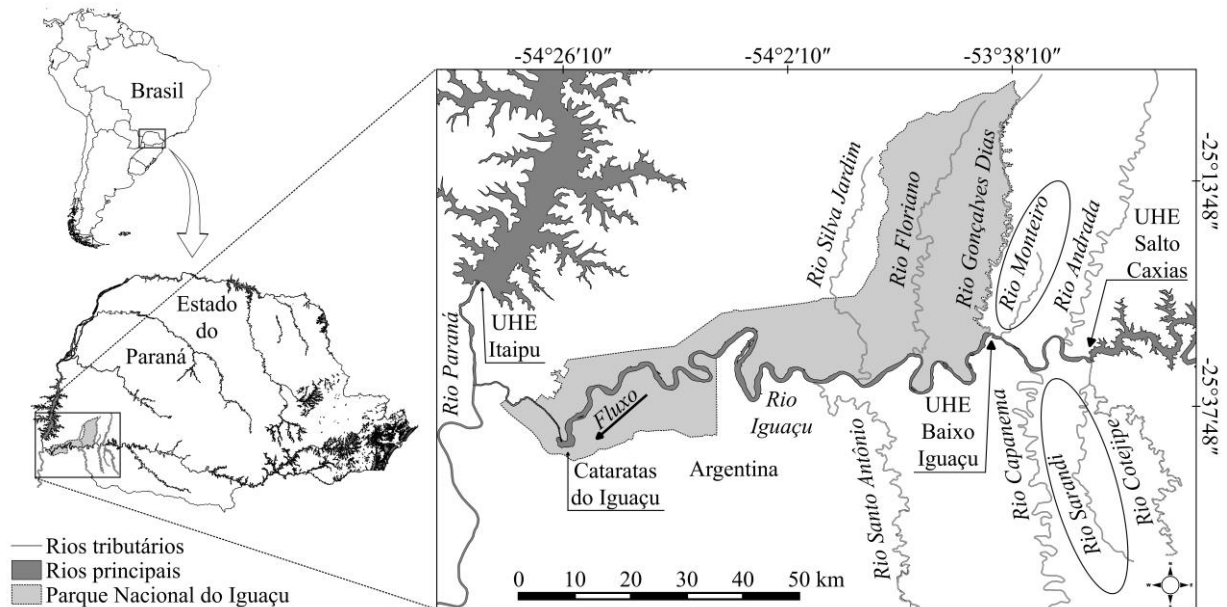


Figura 1. Localização das nove bacias hidrográficas em que os usos do solo foram analisados. Círculos referem-se às duas bacias selecionadas pelo agrupamento de similaridade para serem analisadas a fragilidade ambiental e conectividade das zonas ripárias. (Usina Hidrelétrica-UHE).

O processamento foi efetuado com imagens gratuitas do satélite Sentinel 2 do ano de 2016, com resolução espacial de 10m com auxílio do software QGIS versão 2.8 Wien [29]. O uso do solo foi avaliado com a técnica de Classificação Multiespectral Supervisionada, realizada com o software MultiSpec versão 3.4 [30] e classificados em cinco categorias conforme descrito na Tabela 01.

Tabela 01. Categorias do uso do solo encontrado nas bacias hidrográficas.

Uso do solo	Descrição
Urbano	Locais contendo adensamento civil, com impermeabilização do solo.
Solo exposto	Áreas com revolvimento de solo devido às práticas de manejo.
Agrícola	Áreas compostas por cultivos diversos. Representados especialmente por culturas de soja, milho, mandioca e aveia. E locais colhido recentemente.
Pastagem	Cobertura do solo composto por herbáceas e gramíneas, utilizada para nutrição animal.
Vegetação	Áreas vegetação ao longo de corpos aquáticos determinado de zona ripária, reserva legal e demais áreas de vegetação arbustiva e arbórea na bacia.

Para cada categoria do uso do solo foi quantificada a área em hectare (ha) e porcentagem (%) de cada bacia hidrográfica (Tabela 02). Para testar se os resultados da classificação representavam resultados reais as matrizes do uso do solo foram submetidas a análise de coeficiente de concordância Kappa, os valores de Kappa entre 0.80 e 1 representam amostra quase perfeita [31]. Após a verificação da perfeição dos resultados os valores em área (%) gerados do uso do solo de cada bacia foram submetidos a análise hierárquica de grupo de pares não ponderados *Cluster* com auxílio do programa PCORD ® versão 6.0 [32], para definir a similaridade das bacias através do método de Ward com a distância euclidiana, que classificou as bacias em quatro grupos.

O primeiro grupo foi formado pelos rios Monteiro e Sarandi, o segundo reuniu os rios Silva Jardim, Gonçalves Dias, Cotejipe e Andrada, os rios Floriano e Santo Antônio formaram o terceiro grupo e o quarto grupo foi formado somente pelo rio Capanema (Tabela 2). O objetivo desta análise foi selecionar duas bacias para os estudos de avaliação ambiental com a análise de fragilidade ambiental e conectividade das zonas ripárias de forma não aleatória. O resultado da análise selecionou a Bacia do Rio Sarandi (afluente da margem esquerda do rio Iguazu) e a Bacia Rio Monteiro (afluente da margem direita).

Tabela 02. Uso do solo das nove bacias hidrográficas analisadas. Área (ha), percentagem (%) e estatística Kappa. Bacia hidrográfica (MON= Monteiro; SAR= Sarandi; SIL= Silva Jardim; GON= Gonçalves Dias; COT= Cotegipe; AND= Andrada; FLO= Floriano; SAN= Santo Antônio e CAP= Capanema). Escala de cinza representa o agrupamento das bacias por similaridade definidas pela Cluster. Em negrito as duas bacias selecionadas para este estudo.

	Área	MON	SAR	SIL	GON	COT	AND	FLO	SAN	CAP
Urbano	ha	275,94	731,34	68,57	245,14	32,67	2.839,16	58,62	1193,94	880,03
	%	2,43	3,20	0,12	0,50	0,05	3,40	0,09	0,93	0,45
Solo exposto	ha	106,80	22,65	48,56	13,93	28,54	405,93	0,17	181,08	456,32
	%	0,94	0,10	0,08	0,03	0,04	0,49	0,00	0,14	0,23
Agrícola	ha	5.773,43	15.713,22	21.413,40	12.572,37	25.809,91	6.283,48	251,67	47.944,57	38.155,33
	%	50,92	68,81	37,39	25,43	40,67	7,53	0,37	37,48	19,39
Pastagem	ha	3.107,12	3.066,94	9.459,19	7.775,68	21.701,12	34.449,66	157,53	29.451,95	100.664,02
	%	27,40	13,43	16,52	15,73	34,20	41,28	0,23	23,02	51,17
Vegetação	ha	2.075,79	3.300,29	26.283,29	28.826,68	15.889,50	39.472,28	67.187,60	49.153,92	56.582,76
	%	18,31	14,45	45,89	58,31	25,04	47,30	99,31	38,42	28,76
Kappa		0,994	0,996	0,997	0,999	0,997	0,996	1	0,996	0,998

2.2. Sumarização de informações para análise de fragilidade ambiental

Para determinar a fragilidade ambiental foi necessário obter diversas informações que estão ligadas à susceptibilidade aos impactos ambientais na bacia, sendo elas: 1) Uso do solo: conforme os procedimentos descritos anteriormente; 2) Declividade do relevo: metodologia descrita por Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária [33]; 3) Classificação de solo: obtidos junto ao banco de dados do Instituto de Terras Cartografia e Geociências [34]; 4) Pluviosidade: expresso por meio da média anual (mm) entre os anos de 1977 a 2006 do banco de dados do Centro de Pesquisa Recursos Minerais (CPRM) do Serviço Geológico do Brasil [35].

Posteriormente, cada variável recebeu peso de fragilidade variando entre 1 e 5, de acordo com características relacionadas a classe de fragilidade ambiental (Tabela 03) [4,5,11,15]. Os pesos das variáveis gerou matriz de dados que foi submetidos à análise pelo método Analytical Hierarchy Process (AHP) conforme metodologia de Saaty [36]. Este método avalia as variáveis hierarquicamente e efetua o escalonamento por importância de cada variável [36]. O que permitiu gerar o mapa de fragilidade ambiental com zoneamento do território em diferentes classes de fragilidade ambiental.

Tabela 03. Relação das variáveis e pesos, utilizados para a análise de fragilidade ambiental. Modificado de Spörl & Ross, [15]; Manfré et al., [11] e Le Cozannet et al., [5].

* Refere-se a variável dominante na Bacia do Monteiro. • Refere-se a variável dominante na bacia hidrográfica de Sarandi.

Variáveis	Classes de fragilidade ambiental				
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta
	1	2	3	4	5
Declividade (%)	Plano (0-3)	Suave ondulado (3-8)	Ondulado* • (8-20)	Forte ondulado (20- 45)	>45
Classificação de Solo	Latossolo vermelho distrófico e argiloso muito argiloso	Latossolo: vermelho e vermelho-amarelo distrófico textura média argilosa •	Latossolo: vermelho-amarelo, *Nitossolos, Argissolos vermelho-amarelo textura média argilosa*	Cambissolos, Argissolos vermelho amarelo textura média arenosa	Argissolos com cascalho, Litólicos e Neossolos Quartzarênicos
Uso do solo	Vegetação	Pastagem	Agrícola* •	Solo exposto	Urbano
Pluviosidade (mm/ano)	>2000	2000 a 1500* •	1500 a 1000	1000 a 500	<500 ou > 2500

2.3. Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) em Zonas Ripárias

Como uma ferramenta complementar ao geoprocessamento, também utilizamos o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) com o objetivo de fornecer resultados mais confiáveis. O PAR foi usado por sua capacidade de fornecer resultados rápidos, fácil aplicação e baixo custo. O PAR foi adaptado de Celestino et al. [37] e foi aplicado (ver Anexo 1 e 2) para avaliar o estado de conservação e conectividade de ZRs em dez pontos aleatórios em cada rio (Monteiro e Sarandi) com parcelas de 20 m² tomadas entre setembro e outubro de 2016.

O protocolo avaliou a largura da área de vegetação da ZR em ambas as margens, conforme estabelecido no Código Florestal Brasileiro (CFB) Lei Nº 12.651/2012 [38]. Esta lei estabelece que quanto maior a largura do rio, maior a ZR. Para determinar se a dimensão da ZR observada está de acordo com o esperado pela legislação (50 m), foi utilizado o Teste Qui-Quadrado (χ^2). Além disso, o protocolo foi utilizado para avaliar a estruturação ambiental em cada parcela mensurando a frequência dos estratos arbóreo, arbustivo e herbáceo, bem como espécies nativas e exóticas.

Os dados do PAR foram ordenados com a Análise Componentes Principais (ACP) [39, 40,41]. Os componentes principais que apresentaram autovalores superiores aos randomizados pelo Modelo de “*Broken-Stick*” foram interpretados [42]. Para estas análises foi usado o software PC-ORD® versão 6 [32]. Os scores dos eixos significativos foram testados pela análise de variância (ANOVA *one-way*) para determinar se as condições ambientais do ZR das bacias hidrográficas eram diferentes. Para estas análises foi usado o Statistica 7.0 [43]. O nível significância adotado foi de 5%.

Foram considerados pontos preservados aqueles que as ZR tenham sua composição florística composta por espécies nativas em diferentes estratos vegetais 1) Arbóreo: lenhosas de elevado porte, com Diâmetro de caule à Altura do Peito (DAP) em indivíduos adultos superior a 15 cm; 2) Arbustivo: semilenhosas ou lenhosas, de médio porte, cujo caule é ramificado desde a base, não havendo um tronco indiviso, com DAP inferior a 15 cm e 3) Herbáceo: espécies de pequeno porte a rasteiro, com caule desprovido de lignina. Estas características devem ser contínuas longitudinalmente, coesas e densas, contendo dimensões de ZR correlacionadas com a largura do rio [38].

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Componentes da paisagem e uso do solo

A bacia hidrográfica do Monteiro possui área de 11.339,08 ha e a bacia hidrográfica do Sarandi possui área de 22.834,44 ha. Dentro do conceito de ecologia de paisagem, ambas as bacias hidrográficas seguem o mesmo padrão de representação da paisagem, composta por matriz agrícola que representaram 50,92% e 68,81 da área total das bacias hidrográficas, respectivamente.

As manchas, que são definidas como unidade espacial menor que a matriz e distinguível do entorno [10] foram representadas por pastagem (27,40 e 13,43%), áreas urbanas (2,43% e 3,20) e solo exposto (0,94% e 0,11) (Figura 2). Em cada bacia analisada existem dois pequenos centros urbanos que correspondem aos locais mais degradados, contendo impermeabilização do solo, ZR desflorestadas, fragmentadas e ocupadas por moradias. Na bacia do Rio Monteiro, os centros urbanos possuem população de 19.585 habitantes [44] e o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) médio de 0,738 [45]. Este índice quantifica o grau de desenvolvimento econômico e a qualidade de vida oferecida à população. Na bacia do Rio Sarandi a população é de 31.357 habitantes e IDH 0,744. Todos os municípios das bacias são considerados com IDH elevado pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Apesar do elevado IDH percebemos falta compreensão dos habitantes quanto à preservação da ZRs.

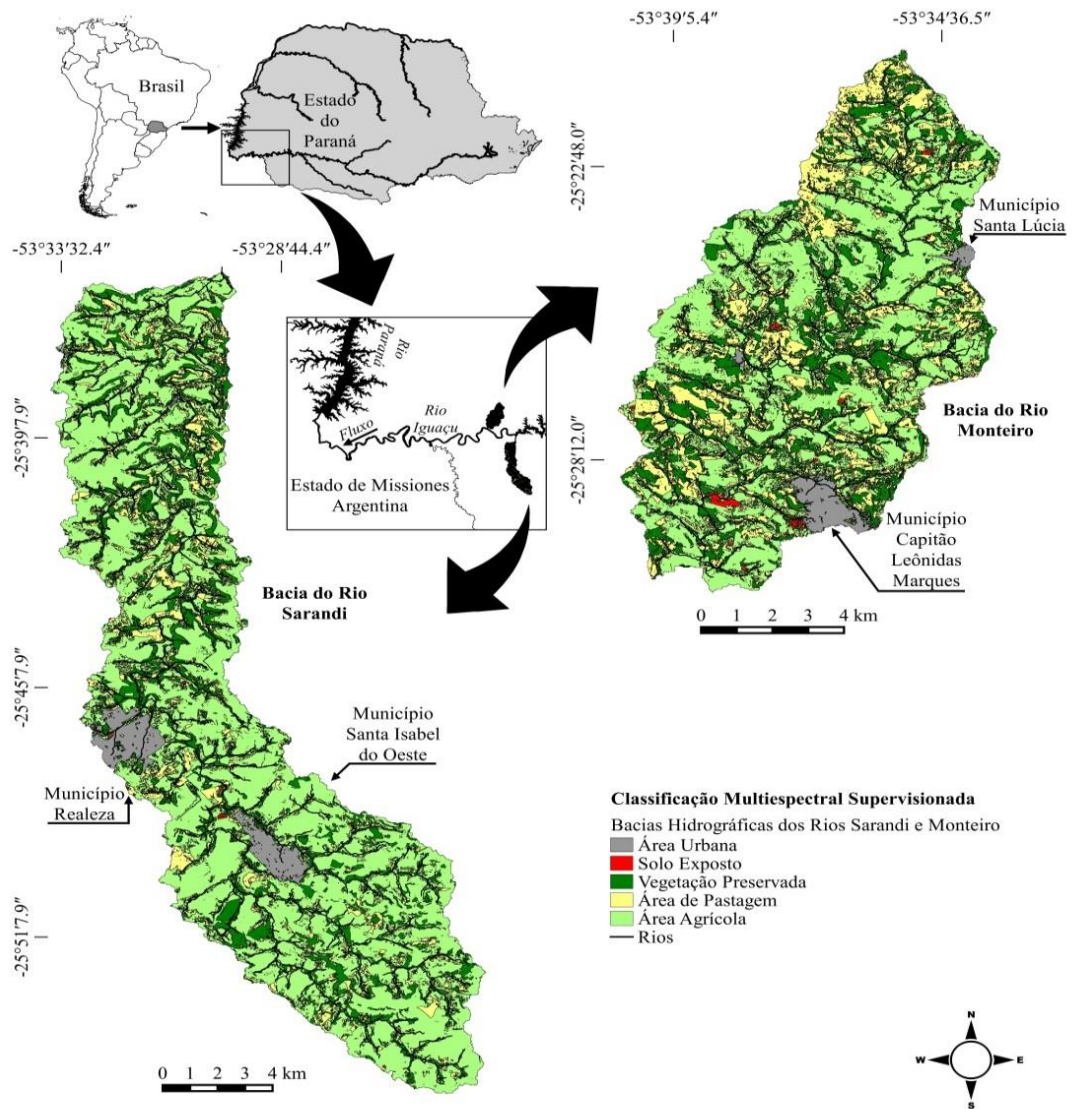


Figura 2. Bacias hidrográficas dos rios Sarandi e Monteiro, com as áreas de drenagem delimitadas, o perfil de uso do solo e itens da paisagem.

Nestes municípios, a impermeabilização do solo promovida pelas calçadas, asfalto nas ruas, casas, prédios etc., aumenta o escoamento superficial e danifica a microbacia. Segundo Ortega et al., [3] a impermeabilização do solo não é único fator de degradação em bacias hidrográficas, apesar de ser considerado o principal contribuinte para mudanças na hidrologia. Quando a impermeabilização ocorre de 10% no solo nas bacias hidrográficas, isso promove acentuada degradação dos ecossistemas aquáticos com alterações nos processos geomorfológicos e biológicos [46] e pode elevar a fragilidade ambiental de toda a bacia devido suas inter-relações. Alguns estudos que avaliaram alterações antrópicas resultantes da

aceleração de processos de urbanização mostram danos às bacias hidrográficas e na qualidade da água [23,47].

A escassez de solo exposto nas bacias (<1%) é consequência do plantio direto (Figura 2) o que promove benefício ambiental associado à conservação dos solos e dos rios. Segundo Howard [48] o plantio direto cresce em todo o mundo. Por exemplo, no Brasil e na Argentina, cerca de no Brasil contendo 111 milhões de hectares são de plantio direto e representam cerca de 70% das terras agrícolas nesses dois países [48].

Já os corredores foram determinados por locais com reserva legal e ZR contendo 18,31% para a bacia do Monteiro e 14,45% na bacia do Sarandi. Com percentuais abaixo de 20% de áreas naturalmente vegetadas, as bacias hidrográficas do Monteiro e Sarandi estão susceptíveis a impactos ambientais. Ferreira et al., [49] sugerem que bacias hidrográficas devem ter área coberta por vegetação natural superior a 35% da área total da bacia, para minimizar os impactos ambientais. A falta de cobertura florestal no Paraná tem sido um grande problema desde 1960, quando o estado atingiu níveis inferiores a 30% [50]. Isso mostra a deficiência de extensas áreas preservadas e eleva a necessidade de preservar das poucas áreas remanescentes.

No entanto, a fragmentação do habitat resultante do mosaico heterogêneo do uso da terra em bacias hidrográficas é comum. Assim, é importante reconhecer que a fragmentação não deve ocorrer em corredores ripários, pois as ZR conecta as manchas, atenua a perda de habitat [18] e promove os serviços ecossistêmicos, formando uma zona de amortecimento entre os ambientes terrestre e aquático [3].

3.2. Fragilidade ambiental

A fragilidade ambiental apresentada na Figura 3 demonstra diferentes graus, com predomínio de média fragilidade para ambas as bacias hidrográficas. O grau de fragilidade foi avaliado em pontos específicos das bacias hidrográficas e está associado aos pesos da Tabela 3. As áreas menos sensíveis, com fragilidade Muito Baixa e Baixa, foram classificadas por possuir menor declividade, solos estáveis e ZRs preservadas. Por outro lado, os locais com maior fragilidade (Muito Forte) têm maior declividade, centros urbanos e ZR degradadas (Figura 3).

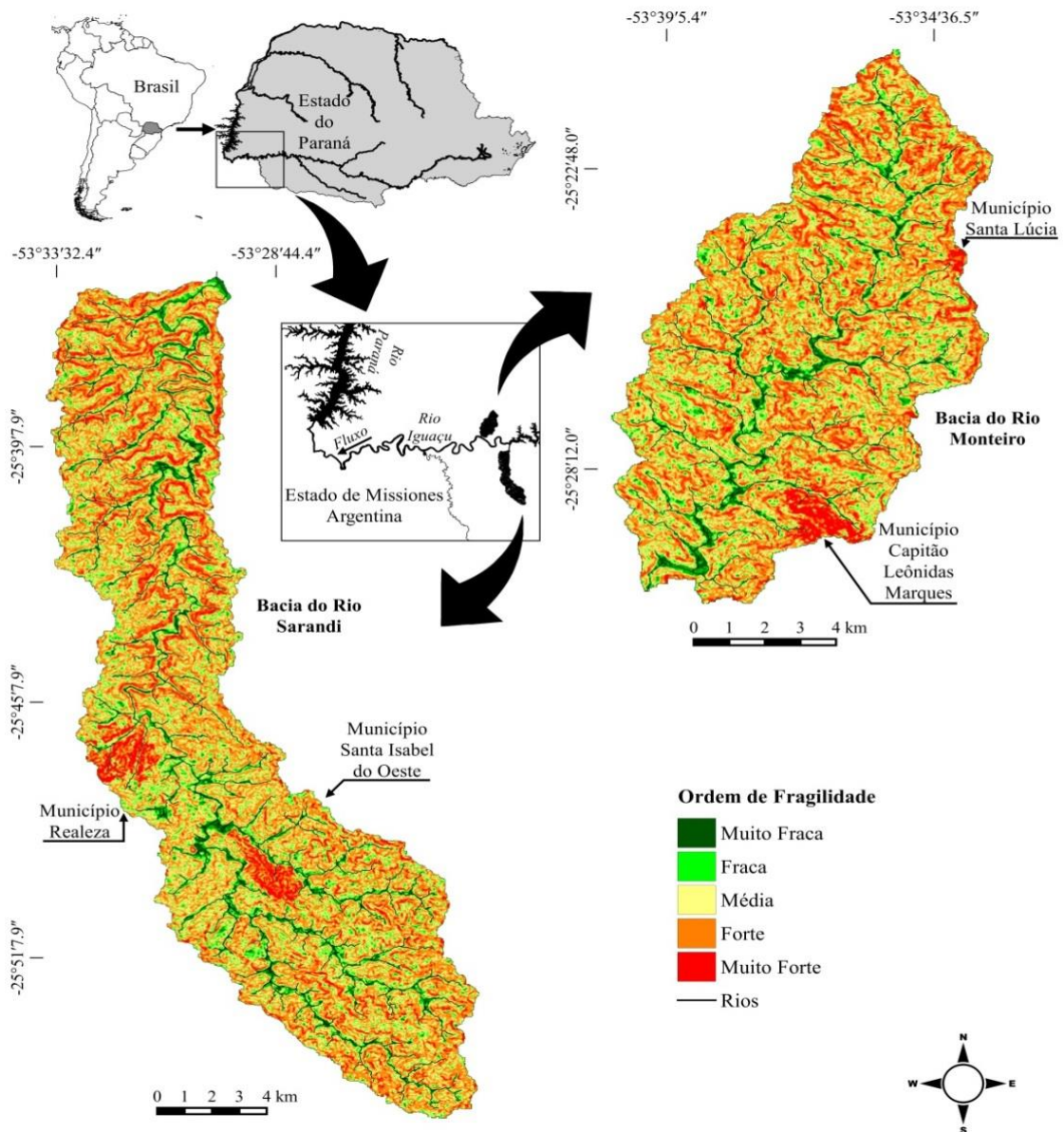


Figura 3. Análise de fragilidade ambiental para as bacias hidrográficas do Sarandi e Monteiro, contendo as escalas de fragilidade.

Os centros urbanos foram os locais mais frágeis das bacias hidrográficas. Isto por apresentar simultaneamente agentes potenciadores de fragilidade, tais como impermeabilização do solo, remoção da ZR, e ainda por se tratar de uma região com declividade ondulada ente 8 a 20% [33]. Quanto maior a declividade, maiores são os danos relacionados ao volume e velocidade do escoamento superficial das águas pluviais, carreamento de camada fértil de solo e bancos de sementes, erosão e assoreamento de rios [17,51]. Apesar de serem classificadas como bacias hidrográficas de média fragilidade a

bacia do Sarandi apresentou maior quantidade de locais com fragilidade Muito forte devido à maior presença de centros urbanos comparado com a bacia do Monteiro.

Pesquisas com avaliação da paisagem em uma região produtora de Oliveiras na Espanha verificou que a declividade e cobertura do solo estão altamente relacionados a vulnerabilidade, erosão e a fragilidade da paisagem do ponto de vista ecológico [4,52]. Assim, o conhecimento do uso do solo e os impactos causados por fatores geomorfológicos nas bacias hidrográficas são ferramentas importantes para condução de políticas públicas e práticas de restauração, especialmente para bacias de relevo acidentado que tendem ser mais frágeis e devem ser priorizadas para gestão ambiental.

3.3. Avaliação *in loco* de conservação e conectividade das Zonas Ripárias

Com o PAR, verificou-se que a largura média do rio Monteiro foi de 12,71m enquanto o rio Sarandi 15,63m, segundo o artigo 4º da Lei Nº 12.651/2012 CFB, rios desta dimensão devem possuir ZRs vegetada com 50m de largura [38]. Em 80% dos pontos amostrados na bacia do Monteiro e 95% na bacia do Sarandi as ZRs possuem dimensão significativamente inferior (Monteiro $x^2= 144,73$; $p< 0,01$ e Sarandi $x^2= 237,57$; $p< 0,01$) do que determinado na legislação ambiental (CFB).

Não há consenso internacional sobre o tamanho ideal da ZRs, cada país tem seu próprio entendimento. No entanto, há um consenso de que a largura do rio, o regime hidrológico, a paisagem e o bioma são variáveis fundamentais para determinar o tamanho da ZRs [53]. Embora a protecção ZRs seja cada vez mais exigida pela legislação ambiental, estes locais são atualmente utilizados como áreas agrícolas ou são ocupados por habitações [54]. Isso causa vários impactos nos processos ecossistêmicos em todo o mundo e ainda são ignorados pelos proprietários [55] e pelos setores de fiscalização. Em regiões áridas, mais da metade da população vive a menos de 1 km de distância das ZRs, o que causa impactos nesses ambientes e agrava o problema da desertificação [56]. Na América do Norte e na Europa, mais de 80% da área ZRs desapareceram nos últimos 200 anos [18], e estima-se que a atual área ZR seja ainda menor.

Além dos impactados provocados pela redução e fragmentação da ZRs, este estudo apontou problemas na estruturação ambiental. Observamos pontos desflorestados com árvores esparsas e desequilíbrio entre os estratos arbóreos, arbustivos e herbáceos especialmente para a bacia do Sarandi (Tabela 04). A ZR do Monteiro apresentou 73,50% de vegetação arbórea enquanto o Sarandi 14,37% com dominância do gênero *Morus*. O estrato arbustivo na ZR do

Monteiro apresentou 19,13%, enquanto na bacia do Sarandi está frequência foi superior a 50%. A elevada quantidade de estrato arbustivo está relacionada ao baixo quantitativo de espécies arbóreas o que permite que as pioneiras se desenvolvam melhor. Já em relação ao estrato herbáceo foram registrados 7,37% para o Monteiro e 32,75% para o Sarandi.

Tabela 04. Localização dos pontos de coleta e valores médios das variáveis analisadas pelo PAR. (MP= Monteiro e o número do Ponto) e (SP= Sarandi e o número do Ponto) (Larg= largura, Dime= dimensão, Nat= espécies vegetais nativa, Exo= espécies vegetais exótica, Arb= arbustiva, Arbu= arbustivo e Herb= herbácea).

Ponto	Coordenadas		Larg	Dime	Nat	Exo	Arbo	Arbu	Herb
			Rio (m)	ZR (m)	ZR (%)	ZR (%)	ZR (%)	ZR (%)	ZR (%)
MP1	25°30'25.79"S	53°39'27.15"O	17,78	36,09	99,00	1,00	15,00	52,50	32,50
MP2	25°29'57.65"S	53°39'15.99"O	14,75	12,93	99,00	1,00	6,50	42,50	51,00
MP3	25°29'56.26"S	53°38'59.85"O	13,07	34,47	100,00	0,00	22,50	40,00	37,50
MP4	25°29'58.92"S	53°38'28.50"O	10,75	41,23	99,50	0,50	75,00	12,50	12,50
MP5	25°29'47.26"S	53°38'31.45"O	10,25	11,40	97,00	3,00	5,00	15,00	80,00
MP6	25°29'12.75"S	53°38'27.76"O	11,06	32,51	100,00	0,00	50,00	27,50	22,50
MP7	25°29'4.22"S	53°38'37.49"O	13,23	19,32	98,00	2,00	25,00	32,50	42,50
MP8	25°28'14.60"S	53°38'3.67"O	13,66	23,98	100,00	0,00	30,00	40,00	30,00
MP9	25°28'5.37"S	53°37'49.26"O	10,98	23,00	99,50	0,50	27,50	47,50	25,00
MP10	25°28'12.51"S	53°37'38.75"O	11,61	15,26	98,00	2,00	17,50	42,50	40,00
SP1	25°35'18.02"S	53°30'14.20"O	14,59	16,21	32,50	67,50	25,00	35,00	40,00
SP2	25°35'35.31"S	53°30'31.40"O	11,02	10,96	32,50	67,50	22,50	52,50	25,00
SP3	25°35'44.26"S	53°31'5.78"O	12,85	19,71	42,50	57,50	10,50	35,00	54,50
SP4	25°36'13.77"S	53°31'13.92"O	19,57	25,11	80,00	20,00	37,50	40,00	22,50
SP5	25°36'5.90"S	53°30'45.04"O	14,54	8,53	80,00	20,00	13,50	32,50	54,00
SP6	25°36'21.98"S	53°30'25.94"O	21,36	14,43	87,50	12,50	12,50	52,50	35,00
SP7	25°36'52.19"S	53°30'33.71"O	12,34	3,67	90,00	10,00	0,50	22,50	77,00
SP8	25°37'2.05"S	53°30'45.00"O	14,61	18,11	99,50	0,50	10,00	42,50	47,50
SP9	25°37'21.79"S	53°30'22.12"O	18,41	14,82	99,00	1,00	7,50	45,00	47,50
SP10	25°37'36.58"S	53°30'50.24"O	17,00	33,02	90,00	10,00	40,00	42,50	17,50

Dois eixos significantes foram identificados usando o modelo quebrado. O primeiro eixo explicou 42,30% da variação dos dados e o segundo explicou 31,80% da variação dos dados. Encontramos maior número de espécies herbáceas no lado positivo do CP 1, e maior estrato arbóreo, com maior presença de ZR no lado negativo. O lado positivo do CP2 foi representativo para o estrato arbustivo e espécies exóticas, enquanto o lado negativo do CP2 foi representativo das espécies nativas (Figura 4A).

Os escores dos eixos significativos na ACP testados pela ANOVA *one-way* foram significativos no eixo da CP1 ($F= 10,50$; $p<0,01$) e na CP2 ($F=7,27$; $p<0,01$) entre as ZRs das bacias (Figura 4 B). Estes resultados sugerem que a bacia do Monteiro é mais preservada

que a bacia do Sarandi por apresentar maior e melhor estruturação ambiental das ZR representadas pelos estratos Arbóreos e Nativos. Ambientes com vegetação densa são menos impactados reduzindo o efeito de borda.

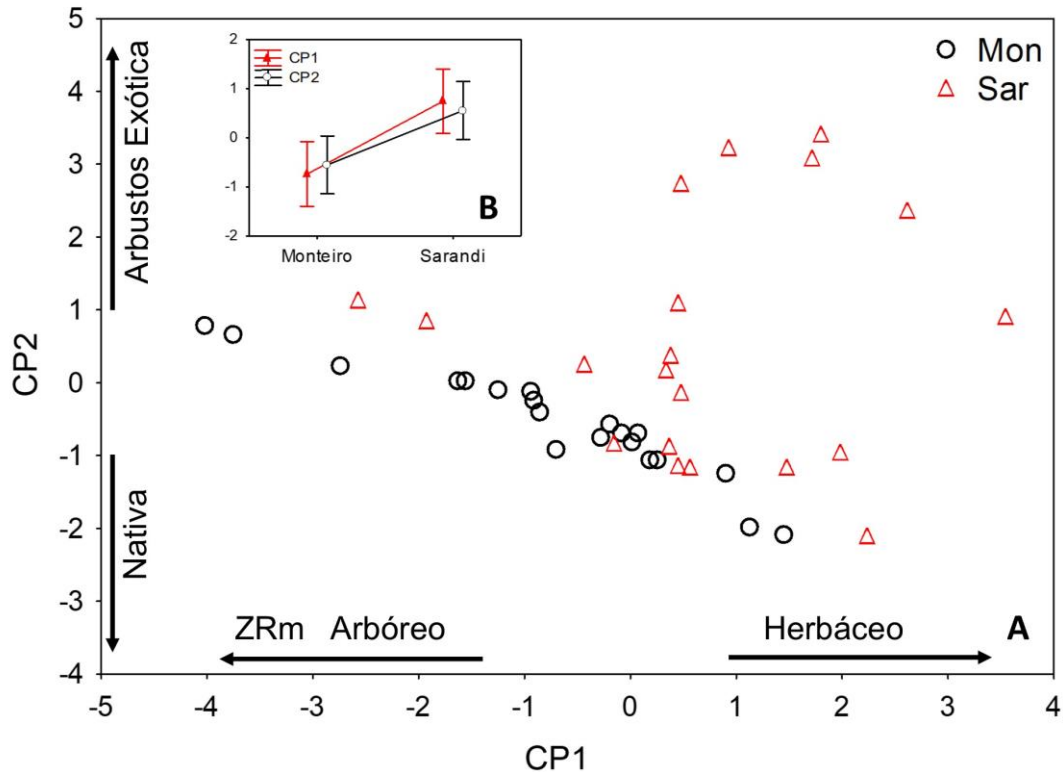


Figura 4. (A) Distribuição dos dados dos eixos da Análise de Componentes Principais (ACP). (B) ANOVA gerada a partir dos escores da ACP para as ZRs das bacias do Sarandi (Sar) e Monteiro (Mon).

A matriz agropecuária que circunda as ZR aumentam os danos relacionados ao efeito de borda, que facilita o estrangulamento e fragmentação da ZRs [57]. Isso pode explicar a maior degradação da ZR da Bacia do Sarandi. As escalas destes impactos ainda são relacionados com o tamanho, à distância e tempo que se este fragmentos foram desconectados [47].

O maior problema apontado pelo PAR não foi passível de ser apontado pelo geoprocessamento. Através do PAR foi encontrada elevada presença de espécies exóticas na bacia do Sarandi, com 73,35% da área composta por cobertura florestal exótica. Na bacia do Monteiro, por sua vez, a composição de floresta exótica foi cerca de 1%. Nas duas ZR foi encontrado três gêneros de espécies exóticas: *Eucalyptus*, *Ricinus* e *Morus*. Os gêneros *Eucalyptus* e *Ricinus* ocorreram de forma aleatória e pouco frequente em ambas as bacias. Enquanto o gênero *Morus* foi abundante na ZR do Sarandi e em vários pontos. A ampla

presença do gênero *Morus* pode ser explicada por dois fatores: 1) alelopatia, que dificulta o estabelecimento de outras espécies vegetais [58] e 2) facilitada dispersão por zoocoria e hidrocória, que possibilita o contanto direto dos propágulos exóticos em grandes áreas ao longo do curso dos rios [59]. Quando espécies exóticas são estabelecidas, elas podem alterar a estrutura das comunidades terrestre e a aquática, modificando a disponibilidade de recursos diferindo nas vias tróficas nos três processos chave do ecossistema: decomposição, produção e consumo [54,55].

Apesar da maior frequência de espécies nativas e arbóreas na ZR da bacia do Monteiro, não podemos afirmar que são ZR preservadas, pois as espécies encontram-se em muitos pontos esparsas e fragmentadas. Em determinados pontos foram verificadas presença de bovinos na ZR, com o movimento de gado impede a regeneração natural por meio dos processos de sucessão ecológica e promove o assoreamento do rio. E deixa clara a necessidade de atuação das infrações ocorrentes nas ZR por parte dos órgãos responsáveis.

3.4. Abordagem com multifatores

Nós propomos um modelo para análise ambiental de bacias hidrográficas com abordagem metodológica multifatorial (uso do solo na bacia, declividade, classificação de solo, pluviosidade, frequência dos estratos arbóreos, arbustivos e herbáceos e de espécies nativas e exóticas) e multiespacial (bacia hidrográfica, ZR e rio). Esta é uma avaliação sistêmica dos fatores que influenciam de forma interdependente a qualidade ambiental em bacias hidrográficas. A proposta destes multifatores foi gerar informações consistentes para estudos de avaliação ambiental de bacias hidrográficas. Essa metodologia foi desenvolvida a partir da questão se protocolos de avaliações aplicados de forma segregada podem ser apresentar limitados?

Neste estudo verificamos que ocorreram estas limitações, uma vez que o protocolo de processamento de imagens geoespaciais apresentou limitações relacionadas à: 1) Resolução: imagens com alta precisão são caras, o que torna inacessíveis para projetos de pesquisas com orçamentos reduzidos. Enquanto, imagens gratuitas as resoluções espaciais ainda são reduzidas, o que é pouco eficaz para avaliação de ZR, especialmente para corpos aquáticos inferior a 10m cuja faixa de ZR é de 30 m [38]; 2) Refletância: foi utilizada classificação do solo com refletância do comprimento de onda do visível [60]. Nas ZRs a refletância produzida pelo dossel não permite identificar se as áreas apresentam estruturação ambiental com espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, o que possibilita ambiente mais

estruturado e comporta maior biodiversidade [18,61]. E ainda se as áreas classificadas com vegetação nas ZR são constituídas por espécies nativas. Este problema é subestimado e pouco discutido no Brasil devido à sua elevada dimensão territorial e reduzida estrutura de fiscalização, o que é feito apenas via monitoramento de imagens. As limitações deste protocolo acabam suprimindo informações importantes para avaliação ambiental em bacias hidrográficas. Neste sentido, verificamos que muitos trabalhos avaliam as ZR somente com o protocolo de sensoriamento remoto, que tratam as ZR como áreas preservadas ou floresta nativa [11,62]; Santos, Ferreira, & Esteves, 2015) e neste trabalho percebemos que este fato não é verdadeiro para a ZR do Sarandi somente após as análises *in loco*.

Inconsistências no Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) estão associadas a: 1) Dificuldade na avaliação de grandes áreas: é necessário definir pontos aleatoriamente, o que pode subestimar alguns impactos ou deixar de mostrar detalhes. Os resultados são extrapolados para explicar apenas padrões gerais. 2) Treinamento e padronização do coletor: é recomendado a utilização do mesmo pesquisador nas amostragens para padronizar o erro amostral e diminuir a subjetividade proposta por Hannaford et al. [63]. No entanto, para muitos pontos, mais do que uma única equipe de coleta é necessária para a padronização temporal da avaliação, o que é impossível se a coleta for realizada pelo mesmo pesquisador.

Neste estudo, a aplicação do PAR nos permitiu identificar informações imprecisas ou mascaradas pelo sensoriamento remoto, especialmente em relação aos níveis de estruturação ambiental e elevada presença de espécies exóticas. Desta forma esta proposta metodológica indica que avaliações em bacias hidrográficas vincular protocolos de avaliações com geoprocessamento e análises *in loco* (PAR) para serem consideradas consistentes, considerando as limitações de cada protocolo. Todas as etapas dos procedimentos metodológicos estão sumarizadas na Figura 5.

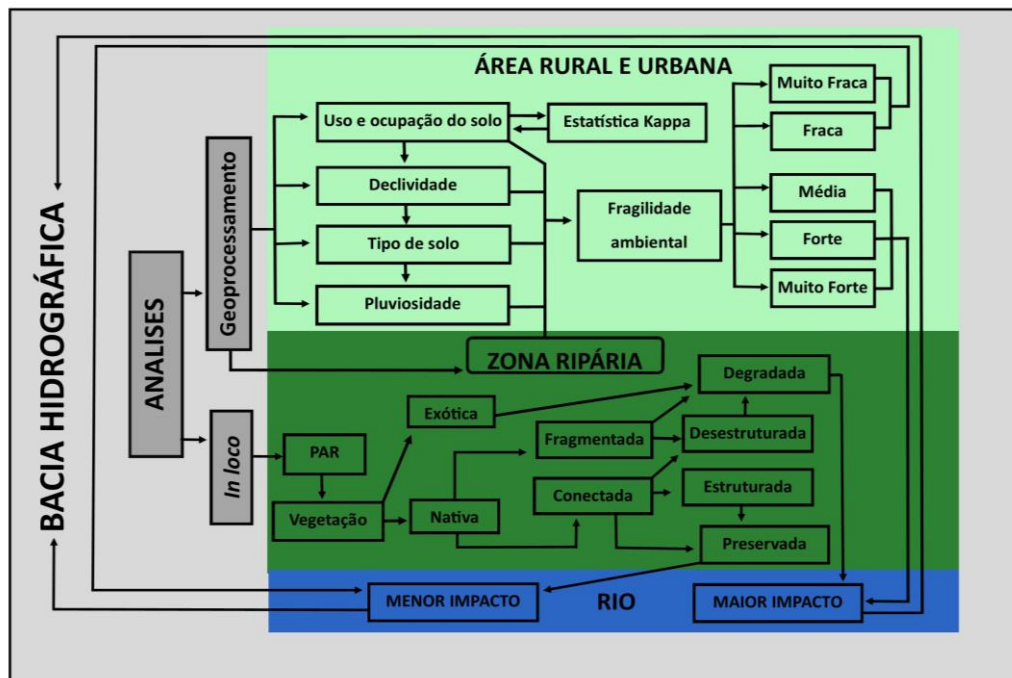


Figura 5. Fluxograma que descreve a proposta metodológica com multifatores para avaliação ambiental de bacias hidrográficas. Escalas de cores indicam as interações das variáveis ao longo de três gradientes espaciais interdependentes: bacia hidrográfica, zona ripária e rio.

Deste modo, avaliações multifatoriais é uma importante ferramenta da avaliação e podem determinar com maior precisão impactos em bacias hidrográficas, relacionado à gestão inadequada do solo e água. Estudos desenvolvidos por Lin et al. [64] e Naiman et al. [18] demonstram que avaliação de multicritérios com a combinação de paisagem e modelagem hidrodinâmica, demonstram a influencia das ZRs sobre rios e o funcionamento ambiental na bacia, ressaltando a importancia que a ZR desempenha no fornecimento de habitat, conectividade e suprimento energético para os ecossistemas terrestres e aquáticos.

4. CONCLUSÕES

Algumas das conclusões mais importantes derivadas deste trabalho são:

- As duas bacias estão ambientalmente desestruturadas. Os pontos mais frágeis das bacias foram os centros urbanos, os locais de alta declividade e as ZRs inexistentes ou fragmentadas. Embora semelhante em termos de uso do solo, a ZR da bacia do Rio Sarandi foi mais degradada do que a bacia hidrográfica do Monteiro, contendo corredores ripariais desconectados, distúrbios sucessionais de espécies vegetais e elevada presença de espécies exóticas.
- O uso de SIG, especialmente com imagens geoespaciais gratuitas de baixa resolução, não foi preciso o suficiente para identificar se uma ZR era preservada. Proveniente da imprecisão do geoprocessamento em: i) detalhes da real situação arbórea, arbustos e estratos herbáceos; ii) identificar pequenos fragmentos; e iii) verificar a presença / ausência de espécies exóticas na composição da ZR. O que evidenciou a ineficiência do uso exclusivo do SIG para determinação da preservação das ZRs.
- A classificação de uma área geográfica como preservada, considerando os numerosos fatores associados, é difícil. É necessário que a ZR mantenha suas características naturais no máximo. Isso significa que as áreas preservadas devem ter uma cobertura florestal que se assemelhe o máximo possível ao bioma intacto. Entretanto, uma ZR deve ser composta por estratos arbóreo, arbustivo e herbáceo, conectados em escala longitudinal, sem a presença de espécies exóticas. Além disso, deve respeitar pelo menos as dimensões estabelecidas pela legislação para aquele bioma, para que as ZRs possam exercer suas funções bioecológicas. Desta forma, a configuração atual encontrada nas áreas estudadas está longe de ser ideal. A falta de preservação da ZR e das áreas de preservação permanente é evidente, uma vez que a área florestada em cada uma das bacias é inferior aos 20% exigidos pela legislação brasileira.
- A fim de melhorar a compreensão das mudanças ambientais, sugerimos que futuros estudos para avaliar impactos antropogênicos em bacias hidrográficas e preservação de ZR incluam esta metodologia que contém protocolos combinados de avaliações com SIG e avaliações *in loco*.
- Finalmente, para melhorar as condições ambientais das bacias hidrográficas estudadas, sugerimos as seguintes ações: i) inserção de curvas de nível na matriz agrícola,

ii) aumento de áreas permeáveis nos centros urbanos, iii) aumento da conscientização dos proprietários de terras iv) ações concretas por agentes do Estado, como conscientização pública, fiscalização e penalidades por descumprimento da legislação vigente, e v) o governo deve promover políticas públicas voltadas ao reflorestamento com espécies nativas.

5. REFERÊNCIAS

1. Reggiani, P.; Hassanizadeh, S.M. Megascale thermodynamics in the presence of a conservative field: The watershed case. *Adv. Water Resour.* **2016**, *97*, 73–86, doi:10.1016/j.advwatres.2016.09.002.
2. O’Geen, A.T.; Dahlgren, R.A.; Swarowsky, A.; Tate, K.W.; Lewis, D.J.; Singer, M.J. Research connects soil hydrology and stream water chemistry in California oak woodlands. *Calif. Agric.* **2010**, *64*, 78–84, doi:10.3733/ca.v064n02p78.
3. Ortega, J.A.; Razola, L.; Garzón, G. Recent human impacts and change in dynamics and morphology of ephemeral rivers. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* **2014**, *14*, 713–730, doi:10.5194/nhess-14-713-2014.
4. Nekhay, O.; Arriaza, M. How attractive is upland olive groves landscape? Application of the analytic Hierarchy Process and gis in southern Spain. *Sustainability* **2016**, *8*, 1–16, doi:10.3390/su8111160.
5. Le Cozannet, G.; Garcin, M.; Bulteau, T.; Mirgon, C.; Yates, M.L.; Méndez, M.; Baills, A.; Idier, D.; Oliveros, C. An AHP-derived method for mapping the physical vulnerability of coastal areas at regional scales. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* **2013**, *13*, 1209–1227, doi:10.5194/nhess-13-1209-2013.
6. Likens, G.E. *The Ecosystem Approach: Its Use and Abuse*; Ecology Institute: Millbrook, NY, USA, 1992; 167p, ISBN 978-3-946729-03-7.
7. Bonham-Carter, G.F. *Geographic Information Systems for Geocientists: Modelling With GIS*; Pergamon: Ottawa, CA, USA, 1996; ISBN 9780080571805.
8. Star, J.R.; Estes, J. *Geographic Information Systems: An Introduction*; Prentice Hall: Upper Saddle River, NJ, USA, 1990; ISBN 10:0133511235.
9. Mendoza, M.E.; Granados, E.L.; Geneletti, D.; Pérez-Salicrup, D.R.; Salinas, V. Analysing land cover and land use change process at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975–2003). *Appl. Geogr.* **2011**, *31*, 237–350, doi:10.1016/j.apgeog.2010.05.010.
10. Forman, R.T.T.; Godron, M. *Landscape Ecology*; John Wiley and Sons: New York, NY, USA, 1986.
11. Manfré, L.A.; Silva, A.M.; Urban, R.C.; Rodgers, J. Environmental fragility evaluation and guidelines for environmental zoning: A study case on Ibiuna (the Southeastern Brazilian region). *Environ. Earth Sci.* **2013**, *69*, 947–957, doi:10.1007/s12665-012-1979-2.
12. Elewa, H.H.; Qaddah, A.A. Groundwater potentiality mapping in the Sinai Peninsula, Egypt, using remote sensing and GIS-watershed-based modeling. *Hydrogeol. J.* **2011**, *19*, 613–628, doi:10.1007/s10040-011-0703-8.
13. Rodriguez, D.A.; Chou, S.C.; Tomasella, J.; Demaria, E.M.C. Impacts of landscape fragmentation on simulated precipitation fields in the Amazonian sub-basin of Ji-Paraná usin the Eta model. *Theor. Appl. Climatol.* **2014**, *115*, 121–140, doi:10.1007/s00704-013-0866-4.
14. Adami, S.F.; Coelho, R.M.; Chiba, M.K.; Moraes, J.F.L. Environmental fragility and susceptibility mapping using geographic information systems: Applications on Ribeirão do Pinhal watershed (Limeira, State of São Paulo). *Acta Sci. Technol.* **2012**, *34*, 433–440, doi:10.4025/actascitechnol.v34i4.10005.
15. Spörl, C.; Ross, S.L. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. *Espaço e Tempo* **2004**, *15*, 39–49.
16. Donha, A.G.; Souza, L.C.P.; Sugamosto, M.L. Determinação da fragilidade ambiental utilizando técnicas de suporte à decisão e SIG. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* **2006**, *10*, 175–181, doi:10.1590/S1415-43662006000100026.

17. Gonçalves, G.G.G.; Daniel, O.; Comunello, E.; Vitorino, A.C.T.; Arai, F.K. Determinação da Fragilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas. *Floresta* **2011**, *41*, 797–808.
18. Naiman, R.J.; Decamps, H.; Pollock, M. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecol. Appl.* **1993**, *3*, 209–212, doi:10.2307/1941822.
19. Gregory, S.V.; Swanson, F.J.; Mckee, W.A.; Cummins, K.W. An ecosystem perspective of Riparian Zones. *Bioscience* **1991**, *41*, 540–551.
20. Hupp, C.R.; Osterkamp, W.R. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* **1996**, *14*, 277–295.
21. Sabo, J.L.; Spomseller, R.; Dixon, M.; Gade, K.; Harms, T.; Heffernan, J.; Jani, A.; Katz, G.; Soykan, C.; Watts, J.; Welter, J. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, no more, species. *Ecology* **2005**, *86*, 56–62.
22. Theobald, D.M. Estimating changes in natural landscapes from 1992 to 2030 for the conterminous United States. *Landscape Ecol.* **2010**, *25*, 999–1011, doi:10.1007/s10980-010-9484-z.
23. Kuglerová, L.; Agren, A.; Jansson, R.; Laudon, H. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *For. Ecol. Manag.* **2014**, *334*, 74–84, doi:10.1016/j.foreco.2014.08.033.
24. Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1980**, *37*, 130–137.
25. Ranalli, A.J.; Macalady, D.L. The importance of the riparian zone and in-stream process in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds- A review of the scientific literature. *J. Hydrol.* **2010**, *389*, 406–415, doi:10.1016/j.hydrol.2010.05.045.
26. Fremier, A.K.; Kiparsky, M.; Gmur, S.; Aycrigg, J.; Craig, R.K.; Svancara, L.K.; Goble, D.D.; Cosens, B.; Davis, F.W.; Scott, J.M. A riparian conservation network for ecological resilience. *Biol. Conserv.* **2015**, *191*, 29–37.
27. Zimbres, B.; Peres, C.A.; Bom, R. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biol. Conserv.* **2017**, *206*, 283–292, doi:10.1016/j.biocon.2016.11.033.
28. Barreto, A.P.; Aranha, J.M.R. Assembleia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: Composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Sci. Biol. Sci.* **2005**, *2*, 153–160.
29. QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System Developers Manual, 2015. Available online: <http://www.qgis.org/> (accessed on 27 January 2015).
30. Biehl, L.; Landgrebe, D. MultiSpec-a tool for multispectral–hyperspectral image data analysis. *Comput. Geosci.* **2002**, *28*, 1153–1159, doi:10.1016/S0098-3004(02)00033-X.
31. Landis, J.R.; Koch, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* **1977**, *33*, 159–174.
32. McCune, B.; Mefford, M.J. *PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data*, 6rd ed.; MjM Software: Gleneden Beach, OR, USA, 2011.
33. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979. 83p. Available online: http://library.wur.nl/isric/fulltext/isricu_i00006739_001.pdf (accessed on 10 October 2018).
34. Instituto de Terras, Cartografia e Geociências- ITCG. Dados e informações geoespaciais temáticos, 2008. Available online: <http://www.itcg.pr.gov.br/modules/faq/category.php?categoryid=9#> (accessed on 10 October 2018).

35. Serviço Geológico do Brasil- CPRM. Atlas pluviométrico do Brasil, 2006. Available online:
<http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/MapasePublicacoes/AtlasPluviometrico-do-Brasil-1351.html> (accessed on 10 October 2018).
36. Saaty, T.L. Decision making with the analytic hierarchy process. *Int. J. Serv. Sci.* **2008**, *1*, 83–98, doi:10.1504/IJSSCI.2008.017590.
37. Celestino, E.F.; Makrakis, S.; Kashiwaqui, E.A.L.; Celestino, L.F.; Makrakis, M.C.; Mariano, J.R. Environmental conditions in river segments intercepted by culverts. *Brazilian J. Biosci.* **2013**, *11*, 423–431.
38. Brasil. Presidência da República. Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, Brasília, 2012. Código Florestal. Available online: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651 (accessed on 10 October 2018).
39. Pearson, K. On lines and planes of closest fit to system of point in space. *Philos. Mag.* **1901**, *2*, 550–572.
40. Humphries, J.M.; Bookstein, F.L.; Chernoff, B.; Smith, G.R.; Elder, R.L.; Poss, S.G. Multivariate discrimination by shape in relation to size. *Syst. Zool.* **1981**, *30*, 291–308.
41. Gauch, H.G., Jr. *Multivariate Analysis in Community Ecology*, 6rd ed.; Cambridge: Cambridge University Press: New York, NY, USA, 1986; ISBN 0-521-28240-3.
42. Jackson, D.A. Stopping rules in principal component analysis: A comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* **1993**, *74*, 2204–2214.
43. STATSOFT, Inc. *Statistica: Data Analysis Software System*, 7rd ed.; STATSOFT, Inc.: Tulsa, OK, USA, 2004.
44. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Censo Populacional, 2014. Available online:
ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2014/estimativa_dou_2014.pdf (accessed on 10 October 2018).
45. United Nations Development Programme (UNDP). Atlas do Desenvolvimento Humano, 2000. Available online: <http://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/> (accessed on 10 October 2018).
46. Roni, P.; Hanson, K.; Beechie, T.J.; Pess, G.R.; Pollock, M.M.; Bartley, D.M. Habitat rehabilitation for inland fisheries. In *Global Review of Effectiveness and Guidance for Rehabilitation of Freshwater Ecosystems*; United Nations Fisheries Biology Technical Paper; FAO: Rome, Italy, 2005.
47. Xu, S.; Zhao, Q.; Ding, S.; Qin, M.; Ning, L.; Ji, X. Improving soil and water conservation of riparian vegetation based on landscape leakiness and optimal vegetation pattern. *Sustainability* **2018**, *10*, 1571, doi:10.3390/su10051571.
48. Howard, G.B. Reaping the benefits of no-tillage farming. *Nature* **2012**, *484*, 455.
49. Ferreira, A.; De Paula, F.R.; Ferraz, S.F.B.; Gerhard, P.; Kashiwaqui, E.A.L.; Cyrino, J.E.P.; Martinelli, L.A. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecol. Freshw. Fish* **2011**, *21*, 12–22, doi:10.1111/j.1600-0633.2011.00518.x.
50. Lima, G.C.; Silva, M.L.N.; Oliveira, M.S.; Curi, N.; Silva, M.A.; Oliveira, A.H. Variabilidade de atributos do solo sob pastagens e mata atlântica na escala de microbacia hidrográfica. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* **2014**, *18*, 517–526, doi:10.1590/s1415-43662014000500008.
51. Walsh, C.J.; Roy, A.H.; Feminella, J.W.; Cottingham, P.D.; Groffman, P.M.; Morgan II, R.P. The Urban Stream Syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *J. North Am. Benthol. Soc.* **2005**, *24*, 706–723, doi:10.1899/04-028.1.
52. Nekhay, O.; Arriaza, M.; Boerboom, L. Evaluation of soil erosion risk using Analytic Network Process and GIS: A case study from Spanish mountain olive plantations. *J. Environ. Manag.* **2009**, *90*, 3091–3104, doi:10.1016/j.jenvman.2009.04.022.

53. Lazdinis, M.; Angelstam, P. Functionality of riparian forest ecotones in the context of former Soviet Union and Swedish forest management histories. *For. Policy Econ.* **2005**, *7*, 321–332, doi:10.1016/S1389-9341(03)00069-8.
54. Valero, E.; Picos, J.; Álvarez, X. Characterization of riparian forest quality of the Umia River for a proposed restoration. *Ecol. Eng.* **2014**, *67*, 216–222, doi:10.1016/j.ecoleng.2014.03.084.
55. Hladyz, S.; Åbjörnsson, K.; Giller, P.S.; Woodward, G. Impacts of an aggressive riparian invader on community structure and ecosystem functioning in stream food webs. *J. Appl. Ecol.* **2011**, *48*, 443–452, doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01924.x.
56. Hoang, L.N.K. *The Effect of Riparian Zones on Nitrate Removal by Denitrification at the River Basin Scale*; UNESCO-IHE Institute for Water Education: Delft, The Netherlands, 2014; ISBN 9781138024052.
57. Alignier, A.; Deconchat, M. Variability of forest edge effect on vegetation implies reconsideration of its assumed hypothetical pattern. *Appl. Veg. Sci.* **2011**, *14*, 67–74, doi:10.1111/j.1654-109X.2010.01105.x.
58. Możdżeń, K.; Pepka, P. Allelopathic influence of aqueous extracts from the leaves of *Morus Alba* L. on seed germination and seedling growth of *Cucumis Sativus* L. and *Sinapsis Alba* L. *Mod. Phytomorphol.* **2014**, *5*, 93–99, doi:10.5281/zenodo.161010.
59. Cooper, S.D.; Lake, P.S.; Sabater, S.; Melack, J.M.; Sabo, J.L. The effects of land use changes on streams and rivers in mediterranean climates. *Hydrobiologia* **2013**, *719*, 383–425, doi:10.1007/s10750-012-1333-4.
60. Suomalainen, J.; Hakala, T.; Peltoniemi, J.; Puttonen, E. Polarised Multiangular Reflectance Measurements Using the Finnish Geodetic Institute Field Goniospectrometer. *Sensors* **2009**, *9*, 3891–3907, doi:10.3390/s90503891.
61. Fahrig, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Environ. Syst.* **2003**, *34*, 487–515, doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
62. Santos, F.B.; Ferreira, F.C.; Esteves, K.E. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environ. Biol. Fishes* **2015**, *98*, 1895–1912, doi:10.1007/s10641-015-0406-4.
63. Hannaford, M.J.; Barbour, M.; Resh, V.H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *J. North Am. Benthol. Soc.* **1997**, *16*, 853–860.
64. Lin, E.; Shaad, K.; Girot, C. Developing river rehabilitation scenarios by integrating landscape and hydrodynamic modeling for the Ciliwung River in Jakarta, Indonesia. *Sustain. Cities Soc.* **2016**, *20*, 180–198, doi:10.1016/j.scs.2015.09.011.

Capítulo 2: Efeito da paisagem sobre a estrutura da assembleia de peixes em bacias hidrográficas Neotropicais com elevado grau de endemismo

RESUMO

O bioma Mata Atlântica representa um dos maiores *hotspots* de biodiversidade do mundo. E sofre amplas alterações ambientais promovidas por ações antrópicas. No Estado do Paraná este padrão de degradação da Mata Atlântica não é diferente. Desta maneira este estudo objetivou avaliar os efeitos da degradação em bacias hidrográficas sobre atributos da assembleia de peixes, por meio de avaliação da paisagem e parâmetros ambientais em oito bacias hidrográficas do Baixo Rio Iguaçu. O uso e cobertura do solo das bacias foi avaliado com geoprocessamento de imagens. Os resultados segregaram as bacias em Agrárias (AGR) e Bacias Florestadas (FLO) de acordo com o percentual de cobertura florestal. Nestas bacias foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) e avaliados os parâmetros abióticos e populacionais da ictiofauna. Os resultados evidenciaram que a conectividade e dimensão dos corredores ripários nas bacias AGR estão em desacordo com a legislação brasileira. Estes locais apresentam reduzida frequência de espécies arbóreas e elevado quantitativo de espécie exótica do gênero *Morus*. Diferenças nos parâmetros ambientais revelaram que bacias AGR são significativamente diferentes para turbidez, areia, espécies vegetais exóticas e arbustivas e nas bacias FLO para as variáveis transparência da água, substratos argilosos espécies vegetais arbóreas e dimensão das florestas ripárias. Em relação à ictiofauna foram amostrados 70.705 indivíduos de oito ordens, 22 famílias e 96 espécies, sendo 56,55% das espécies registradas em AGR e 43,45% em FLO. Foram registradas 30 espécies endêmicas em AGR e 31 nas FLO. A análise de Correspondência Canônica (CCA) que avaliou a ictiofauna e os parâmetros ambientais explicou 41,6% da variação dos dados evidenciando que algumas espécies foram mais associadas aos locais com condições típicas de bacias FLO, enquanto outras espécies menos sensíveis à bacias AGR. Apesar do amplo impacto promovido pelas ações antrópicas e recente degradação das ZR não encontramos diferenças significativas para riqueza, diversidade e equitabilidade da ictiofauna relacionado ao uso e cobertura do solo nas bacias. No entanto recomendamos que seja efetuado contínuo monitoramento para conhecer e dimensionar os impactos da degradação das ZR para proteção e preservação de espécies de peixes com elevado endemismo e compreender melhor os efeitos ao longo do tempo.

Palavras-chave: Alteração de habitat; Degradação ambiental; Ictiofauna endêmica; Rio Iguaçu.

Chapter 2: Effect of landscape on the structure of the fish assembly in Neotropical watersheds with a high degree of endemism

ABSTRACT

The Atlantic Forest biome represents one of the largest biodiversity hotspots in the world. Suffers extensive environmental changes promoted by anthropic actions. In the State of Paraná this pattern of degradation of the Atlantic Forest is no different. In this way, this study aimed to evaluate the effects of degradation in watershed on population indexes of the ichthyofauna, by means of landscape evaluation and environmental parameters in seven watersheds of the Low Rio Iguaçu. Soil use of the watersheds was evaluated with geoprocessing of images. The results segregated the watershed in Agrarian (AGR) and Florested (FLO) according to the percentage of forest cover. In these watersheds the Rapid Assessment Protocol (PAR) was applied and the abiotic and population parameters of the ichthyofauna were evaluated. The results showed that the connectivity and size of the riparian corridors in the AGR watershed are in disagreement with the Brazilian legislation. These sites present reduced frequency of arboreal species and high quantitative of exotic species of the genus *Morus*. Differences in environmental parameters revealed that AGR watersheds are significantly different for turbidity, sandy, exotic plant species and shrubs, and in the FLO watersheds for the variables water transparency, clayey substratum, arboreal species and riparian forest size. While FLO watershed are different the transparency of water and clay substrates. Regarding the ichthyofauna, 70.705 individuals of eight orders, 22 families and 96 species were sampled, 56.55% of the species recorded in AGR and 43.45% in FLO. Thirty endemic species were recorded in AGR and in FLO 31. The Canonical Correspondence Analysis (CCA) that evaluated the ichthyofauna and the environmental parameters explained 41.6% variation of the data evidencing that some species were more associated to the sites with conditions typical of FLO basins, while other species less sensitive to the watershed AGR. In spite of the wide impact promoted by the anthropic actions and the recent degradation of the RZs, we did not find significant differences for the richness, diversity and equitability of the ichthyofauna related to the land use in the watershed. However, we recommend that continuous monitoring be carried out to know and measure the impacts of RZs degradation for protection and preservation of fish species with high endemism and to better understand the effects over time.

Keywords: Habitat change; Environmental degradation; Endemic ichthyofauna; Iguaçu river.

Capítulo 2: Efeito da paisagem sobre a estrutura da assembleia de peixes em bacias hidrográficas neotropicais com elevado grau de endemismo

1. INTRODUÇÃO

A contínua degradação ambiental é uma realidade em todo o mundo, proveniente das alterações na paisagem causadas pelo crescimento descontrolado dos centros urbanos, expansão de fronteiras agrícolas e geração de energia [1]. No Brasil, a Mata Atlântica é o bioma com maiores taxas de degradação ambiental [2], originalmente, esse bioma ocupava 12% do território nacional num *continuum* de Norte a Sul, atualmente, possui menos de 3% do território brasileiro [2]. Este percentual remanescente da Mata Atlântica está distribuído em inúmeros fragmentos florestais. E ocupam áreas pouco expressivas na paisagem, sujeitas a variados níveis de perturbação [3].

Essas perturbações podem ser habilmente perceptíveis em bacias hidrográficas. A área delimitada pelos divisores de água de uma bacia hidrográfica é definida como unidade mínima de planejamento e gestão socioeconômica e ambiental [4]. Neste espaço territorial ocorrem diversas pressões na paisagem que alteram a dinâmica ambiental local e conseqüentemente em toda a bacia [5]. Dentre estas alterações podemos destacar a supressão vegetal das zonas ripárias (ZRs) como uma das mais danosas ao ambiente [6]. As zonas ripárias definidas como faixa vegetal nativa que circundam corpos aquáticos, protegem e abrigam elevada riqueza biológica [7], além de promover inúmeros serviços ecossistêmicos aos ambientes terrestres e aquáticos [8,9].

As ZRs se estendem desde as margens dos corpos aquáticos até a borda de terrenos altos [7]. Atuam como filtro estabilizador e minimizam o aporte de agrotóxicos, nutrientes e solos [10]. Ao mesmo tempo que auxiliam na manutenção do equilíbrio de nutrientes [11], as ZRs elevam a heterogeneidade de habitats, promovem a conectividade [12] efetuam o suprimento energético alóctone [13]. Ainda são consideradas uma das áreas mais dinâmicas da paisagem [8,14]. Mesmo com sua pequena dimensão territorial no globo terrestre, aumentam cerca de 50% a riqueza regional [15] tornando evidente a forte relação ecológica entre ZRs e a fauna [7].

Pensando na estreita relação promovida pelas ZRs, entre ambiente terrestre e aquático [12], é reconhecida que, mesmo a parcial ausência das ZRs, esta afeta diretamente na qualidade da água através de alterações de fatores físicos e químicos, como: temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez [16,17], além de desencadear alterações

negativas na dinâmica trófica [18] e integridade biótica [19,20] da bacia hidrográfica [21,22]. Assim, a manutenção das ZRs ao longo do eixo longitudinal do corpo aquático (independente da ordem de tamanho) é essencial para a conservação da bacia hidrográfica e de sua biota, em especial a comunidade de peixes [23].

Desta maneira, supõe-se que assembleias de peixes com alto endemismo são mais dependentes das inter-relações ambientais, especialmente as promovidas por meio da estruturação gerada pelas ZRs, tanto no corpo aquático (suprimento alóctone, complexidade de habitats) quanto na porção terrestre relacionada ao sombreamento e estruturação de margens [10].

As bacias hidrográficas objeto deste estudo são afluentes do Rio Iguaçu (na região conhecida como baixo rio Iguaçu) o qual apresenta características geológicas vinculadas com obstáculos naturais intransponíveis, promovido pelas Cataratas do Iguaçu, que favoreceram a especiação e endemismo desta ictiofauna [24,25], além disso, é amplamente explorado por sistemas em cascata de hidrelétricas [26].

Neste contexto, considerando as crescentes perturbações geradas por alterações antrópicas, estudos que avaliem influências as interações interespecíficas nas assembleias de peixes com a estruturação ambiental, são de extrema importância [27,20], pois peixes com características endêmicas podem apresentar diversas respostas às forças ambientais, que atuam de variadas formas sobre as comunidades [28,23]. Assim, o entendimento das causas ambientais e do acaso na estruturação da ictiofauna é algo complexo e necessário para compreensão dos impactos ambientais. Deste modo, nós avaliamos os atributos ecológicos da assembleia de peixes (composição, abundância, riqueza, diversidade e equitabilidade), entre bacias hidrográficas com atividades agrárias e florestadas do Baixo Rio Iguaçu. Esperamos encontrar diferenças na estruturação ambiental das bacias hidrográficas e nos atributos ecológicos da ictiofauna entre as bacias de acordo com a porcentagem de vegetação remanescente, ou seja, melhor condição em bacias florestadas e estruturadas transversalmente, comparada a bacias antropizadas por atividades agropecuárias.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A bacia do Rio Iguaçu apresenta área total de aproximadamente 72.000km², sendo 79% pertencente ao estado do Paraná, 19% à Santa Catarina e 2% à Argentina, com 106

espécies de peixes descritas, destas 69,7% endêmicas [25]. O presente estudo foi desenvolvido em oito bacias hidrográficas do Baixo Rio Iguaçu, sendo elas: Cotejipe, Andrada, Capanema, Monteiro, Floriano, Gonçalves Dias, Silva Jardim e Santo Antônio localizadas a jusante da barragem da Usina Hidrelétrica Governador José Richa conhecida popularmente como Salto Caxias (Fig.1).

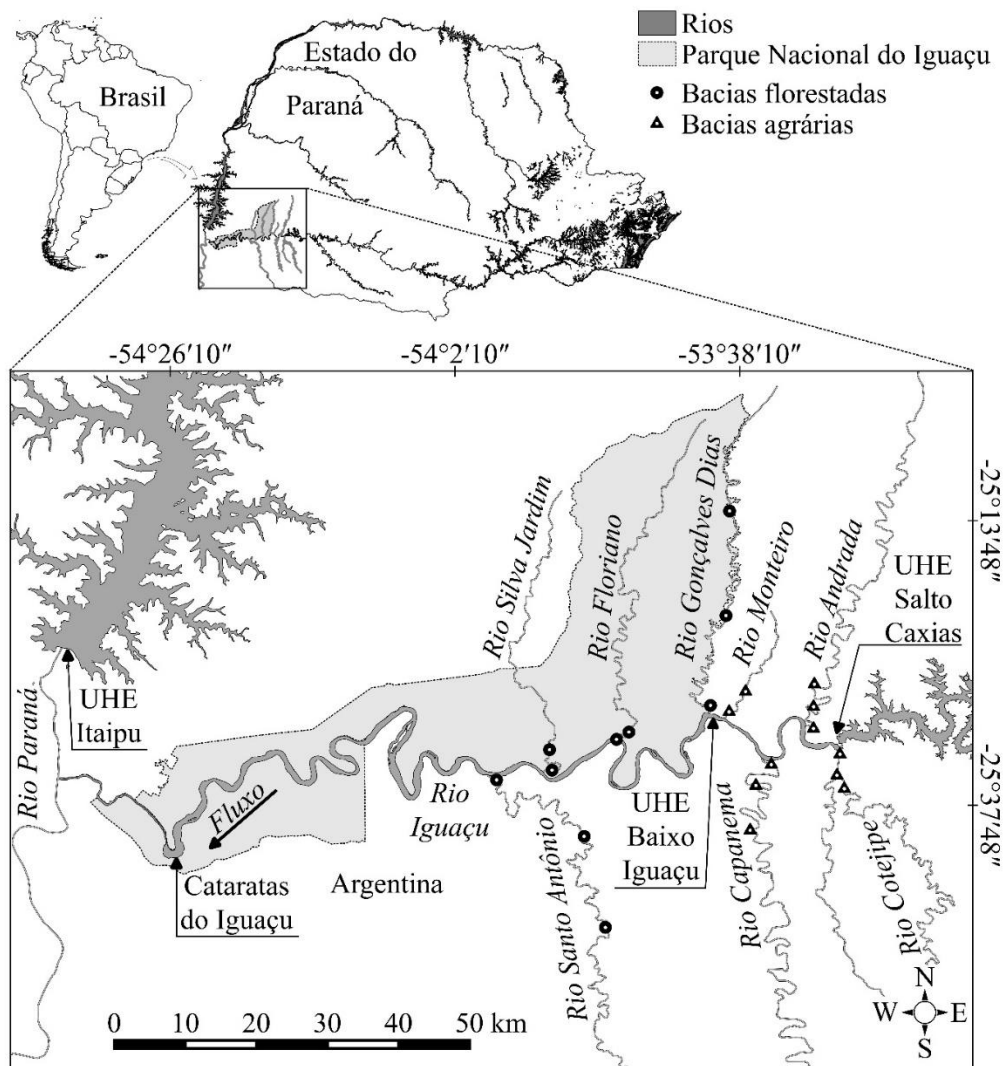


Figura 1. Área de estudo na bacia do Baixo rio Iguaçu, Estado do Paraná. Triângulos evidenciam os locais de amostragem em bacias Agrárias e círculos bacias Florestadas.

2.2. Uso e cobertura do solo

Para obtenção dos dados foram utilizadas imagens gratuitas do satélite Sentinel 2, do ano de 2016, com resolução espacial de 10 m e processadas no software QGIS versão 2.8 Wien [29]. A técnica de Classificação Multiespectral Supervisionada, foi aplicada com uso do

software MultiSpec versão 3.4 [30]. Cinco categorias de uso e cobertura do solo foram determinadas conforme descrito na Tabela 01.

Tabela 01. Categorias do uso e cobertura do solo encontrado nas bacias hidrográficas localizadas no Baixo Rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil.

Uso e cobertura do solo	Descrição
Urbano	Locais contendo adensamento civil, com impermeabilização do solo.
Solo exposto	Áreas com revolvimento de solo devido às práticas de manejo.
Agrícola	Áreas compostas por cultivos diversos, representados especialmente por culturas de soja, milho, mandioca e aveia, bem com locais que foram recentemente colhidos.
Pastagem	Cobertura do solo composto por herbáceas e gramíneas, utilizada para nutrição animal.
Vegetação	Áreas vegetação ao longo de corpos aquáticos denominadas de zona ripária, reserva legal e demais áreas de vegetação arbustiva e arbórea na bacia.

Para cada item da paisagem categorizado no uso e cobertura do solo foram analisadas a área (ha) e a frequência (%) em cada bacia hidrográfica (Tabela 02). Para testar se os resultados da classificação representam resultados reais, as matrizes do uso e cobertura do solo foram submetidas a análise de coeficiente de concordância Kappa, cujo valores entre 0.80 e 1 representam *Almost Perfect* e se mostram reais [31]. Após, foi avaliada a ordem hierárquica do rio principal de cada bacia, tomando como base o número de afluentes [32], com auxílio do software Idrisi versão 17.0 [33].

Tabela 02. Locais de amostragem, área da bacia (ha), categorias de uso e cobertura do solo (%), ordem hierárquica fluvial e coordenadas para cada bacia hidrográfica localizadas no Baixo Rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. Sendo Bacias Agrárias¹ e Bacias Florestadas².

Locais de amostragem	Área (ha)	Área urbana (%)	Solo exposto (%)	Agrícola (%)	Pastagem (%)	Vegetação (%)	Kappa	Ordem	Coordenadas	
¹ Cotegipe (COT)	63.429,07	0,05	0,04	40,67	34,20	25,03	0,97	5	25°35'17.04" S	53°29'56.58"O
¹ Andrada (AND)	140.050,51	2,02	0,28	44,90	24,59	28,18	0,99	6	25°29'29.70" S	53°31'55.08"O
¹ Capanema (CAP)	196.738,46	0,44	0,23	19,39	51,16	28,76	0,99	7	25°36'08.40" S	53°36'46.98"O
¹ Monteiro (MON)	11.339,08	2,43	0,94	50,91	27,40	18,30	0,99	5	25°30'25.38" S	53°39'27.24"O
Média AGR	102.889,28	1,24	0,37	38,97	34,34	25,07	0,99			
² Gonçalves Dias (GON)	49.433,80	0,49	0,02	25,43	15,72	58,31	0,99	5	25°21'48.12" S	53°39'18.00"O
² Silva Jardim (SIL)	57.273,01	0,11	0,08	37,38	16,51	45,89	0,99	6	25°34'11.09" S	53°54'20.36"O
² Santo Antônio (SAN)	127.925,46	0,93	0,14	37,47	23,02	38,42	0,99	6	25°40'25.80" S	53°51'15.90"O
² Florianópolis (FLO)	67.688,04	0,08	0,00	0,38	0,24	99,30	1,00	5	25°31'46.09" S	53°48'21.20"O
Média FLO	75.580,08	0,40	0,06	25,17	13,87	60,48	0,99			

Os resultados do uso e cobertura do solo de cada bacia foram submetidos à análise hierárquica de grupo de pares não ponderados (*Cluster*) com auxílio do programa PC-Ord versão 6.0 [34]. Isso foi necessário para definir a similaridade das bacias e definir as réplicas deste estudo, que classificou as bacias em dois grupos. O primeiro grupo foi formado pelas bacias Cotegipe, Andrada, Capanema e Monteiro que possuem semelhança de 50% a partir da linha de corte da análise e o segundo grupo foi formado pelas bacias Gonçalves Dias, Silva Jardim e Santo Antônio com 82% de semelhança (Figura 2). O primeiro grupo foi denominado de bacias Agrárias (AGR), por possuírem percentual superior a 70% do uso e cobertura de solo composto atividade agrícola e pastagem. O segundo grupo foi denominado de bacias Florestadas (FLO) devido a área da bacia coberta por vegetação (Unidades de conservação- Parque Nacional, manchas de reserva legal e ZR) ser superior a 35% como avaliado por Ferreira et al. [18] e Mello et al. [35] em outras bacias brasileiras e uso agropecuários próximo a 50%. Os dados obtidos pela análise do Protocolo de Avaliação Rápida - PAR, das variáveis físicas e químicas da água e ictiofaunísticos seguiram o mesmo padrão de categorização em bacias AGR e FLO.

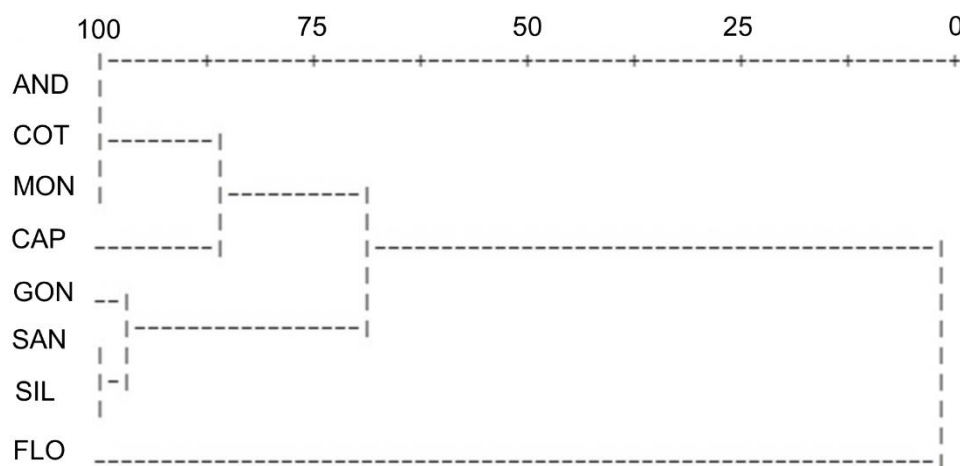


Figura 2. Agrupamento hierárquico de similaridade das principais Bacias hidrográficas localizadas no Baixo Rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil (Siglas dos rios estão descritos na Tabela 02).

2.3. Amostragem ambiental e estrutura de habitat

Foram realizadas 32 coletas no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2016 em 21 pontos de amostragem, sendo 11 pontos em AGR e 10 em FLO (Figura 01). Estes pontos

foram avaliados com diversas métricas padronizadas que compreendem desde a calha principal do rio até a ZR, conforme abaixo descritos.

2.3.1. Parâmetros abióticos

Foram aferidos os dados de temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{m/cm}$) com multiparâmetro marca YSI modelo Professional Pró-plus; turbidez (NTU) com turbidímetro *Policontrol* e a transparência da água (m) com a utilização de Disco de *Secchi*. Para avaliação da profundidade foi utilizado sonar *Garmin echo 100*, acoplado ao barco com três repetições para cada coleta em cada um dos 19 pontos de amostragem.

Em cada bacia hidrográficas foram retiradas três amostras (500g) de sedimento do leito dos rios, com utilização de draga tipo Petersen, o material foi etiquetado e direcionado para o Laboratório de Água e Solo (GESOMA) na Universidade Estadual do Oeste do Paraná-UNIOESTE *Campus* de Marechal Cândido Rondon, onde foi realizada a análise física do solo (granulometria) conforme metodologia de Embrapa [36]. Ao final os resultados em g/Kg foram transformados em porcentagem.

2.3.2. Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)

Para verificar se as áreas categorizadas pelo geoprocessamento com vegetação representavam locais preservados foram efetuadas coletas *in loco* e aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) modificado de Celestino et al. [37] e Celestino et al. [38]. O PAR avaliou o estado de conservação e a conectividade das ZR em cada ponto de amostragem em parcelas de 20 m² entre os meses de setembro e outubro de 2016. Nestes locais foram tomadas medidas de largura do rio e da faixa vegetada das ZR em ambas as margens. Isso foi necessário para verificar se os locais apresentavam largura mínima de ZR de acordo com o proposto pelo Código florestal (CF) Lei N° 12.651/2012- [39]. Concomitantemente foi avaliada a estruturação ambiental mensurada pela frequência (%) dos estratos arbóreos, arbustivos e herbáceos e de espécies nativas e exóticas. Foram considerados indivíduos arbóreos as espécies lenhosas de elevado porte, com Diâmetro de caule à Altura do Peito (DAP) em adultos superiores a 15 cm; arbustivo as espécies semilenhosas ou lenhosas de médio porte, com caule ramificado desde a base, não havendo um tronco indiviso, com DAP

inferior a 15 cm e herbáceo, espécies de pequeno porte a rasteiro, com caule desprovido de lignina.

2.3.3. Amostragem da ictiofauna

As coletas de ictiofauna seguiram os mesmos pontos e frequência das amostragens ambientais. Para a captura de material biológico foram utilizados diversos apetrechos de coleta sendo eles: redes de espera (malhas de 2,5 a 18 cm entre nós não adjacentes), espinhel e pesca elétrica, a fim de amostrar com maior eficiência indivíduos de vários tamanhos e nichos diversos. Os peixes capturados foram eutanasiados com benzocaína a 250mg/L (procedimento Nº 62/2009 aprovado pelo Comitê de Ética em Experimentação Animal e Aulas Práticas da UNIOESTE), fixados em formol 10%, etiquetados quanto ao local de coleta, data, horário, tipo de apetrecho e acondicionados em tambores para transporte ao laboratório de Ictiologia da UNIOESTE *Campus* de Toledo onde foram mensurado o tamanho padrão em centímetros (LS), peso em gramas (WT) e identificados. A identificação das espécies foi realizada de acordo com Baumgartner et al. [25], Pavanelli & Bifi [40], Garavello & Sampaio [41] e Ota et al. [42]. Espécimes testemunhos (*vouchers*) foram depositados na Coleção Ictiológica do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina-UEL.

A estrutura geral da comunidade foi avaliada pela abundância (número de indivíduos), riqueza (número de espécies), diversidade específica e a equitabilidade para observar a organização da comunidade de peixes na área de estudo. Para estas análises foi padronizado o esforço amostral com auxílio da captura por unidade de esforço (CPUE) para cada apetrecho e amostra obtida, considerando o número de indivíduos capturados e o esforço dado para captura a cada 1000 metros quadrados de rede. A diversidade específica em cada bacia e por AGR e FLO foi analisada através do índice de diversidade de Shannon [43], expresso pela equação: $H' = - \sum (n_i / N) \cdot \log (n_i / N)$. Sendo: H' = índice de diversidade; n_i = número de indivíduos da espécie i ; N = número total de indivíduos. Já a equitabilidade, um dos componentes do índice de Shannon, foi determinada pela utilização da fórmula: $E = H' / \log S$ Sendo: H' = índice de diversidade; S = número de espécies.

2.4. Análises estatísticas

Os dados oriundos da amostragem ambiental (PAR+ Parâmetros físicos e químicos da água e morfológicos) foram ordenados pela Análise Componentes Principais (PCA) [44,45,46]. Os componentes principais que apresentaram autovalores superiores aos randomizados pelo Modelo de *Broken-Stick* foram interpretados [47]. Os scores dos eixos significativos foram agrupados em AGR e FLO e testados pela análise de variância (ANOVA unifatorial) para verificar se existem diferenças entre os eixos e as bacias.

As médias de peso e comprimento para cada espécie de peixe entre as bacias AGR e FLO foram testadas pela (ANOVA unifatorial). A riqueza, diversidade e equitabilidade foram submetidos ao teste de *Kruskal-Wallis (KW)*, para verificar divergências dos parâmetros populacionais da assembleia de peixes para cada bacia hidrográfica e entre AGR e FLO.

A influência das características ambientais das bacias amostradas sobre a abundância das espécies de peixes (CPUE transformados em raiz quadrada) foi quantificada pela Análise de Correspondência Canônica (CCA). Isso foi testado contra o acaso através do processo de randomização (999 permutações), a fim de definir a significância das variáveis ambientais sobre os peixes, para todos os eixos em conjunto. As análises realizadas neste trabalho passaram pelos testes de pressupostos de normalidade e homogeneidade de *Shapiro-Wilk* e *Levene's*, respectivamente. Foram utilizados os softwares PC-Ord versão 6.0 [34] e Statistica versão 7.0 [48] com nível de significância adotado de 5%.

3. RESULTADOS

3.1. Características abióticas e estrutura de habitat

Na comparação das médias para os parâmetros abióticos (água) entre bacias AGR e FLO a variável turbidez foi a mais distinta para AGR enquanto as bacias FLO registraram maior valor médio para a transparência da água e argila (Tabela 03). Os valores de temperatura da água mantiveram-se semelhantes entre as bacias, no entanto ao avaliar os valores máximos foram registrados 39,40 °C para bacias AGR contra 32,01 °C para as FLO. Os substratos das bacias foram distintos em frequência, silte foi o principal componente em ambas as bacias seguido de areia nas bacias AGR e substratos argilosos nas bacias FLO.

As avaliações do PAR registraram maior percentual de espécies exóticas e estrato arbustivo para bacias AGR. Nas bacias FLO as ZR foram duas 2,5 vezes maior comparadas as

bacias AGR, com frequência superior de espécies arbóreas. As médias, variações mínimas e máximas e o desvio padrão dos dados para as bacias AGR e FLO são apresentados na Tabela 03.

Tabela 03. Valores médios, variação mínima e máxima e desvio padrão (DP) dos Parâmetros ambientais e estruturais avaliados entre os anos de 2013 a 2016 nas 07 bacias hidrográficas. Locais de amostragem AGR (n=11) e FLO (n = 8). Em negrito médias com maior distinção.

Variáveis	Bacias Agrárias			Bacias Florestadas		
	Média	Varição	DP	Média	Varição	DP
Parâmetros abióticos						
Temperatura da água (°C)	22,97	12,60 – 39,40	3,49	22,52	10,70 – 32,01	3,61
Turbidez (NTU)	57,92	0,02 – 896,00	109,70	35,18	0,11 – 872,00	70,42
Transparência (m)	0,76	0,05 – 3,30	0,50	0,99	0,01 -3,80	0,68
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	69,55	5,20 – 228,00	18,28	61,04	2,66- 184,10	20,65
Oxigênio dissolvido (mg/L^{-1})	7,32	2,07 – 87,30	0,35	7,34	2,02 – 79,50	4,64
pH	7,23	5,54– 10,48	0,62	7,25	5,16 – 10,50	0,51
Argila (%)	17,08	13,25 - 22,85	2,74	24,06	13,95 - 29,65	4,25
Silte (%)	52,69	27,57 – 71,17	15,18	58,91	42,35 – 71,46	9,30
Areia (%)	30,31	12,23 – 57,48	16,86	17,04	7,84 – 43,73	11,70
Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)						
Largura Rio (m)	36,78	12,72 – 66,51	17,28	35,93	17,62 – 58,30	11,60
Largura ZR (m)	18,70	10,28 – 39,34	8,40	45,47	35,19 – 50,00	6,74
Espécies vegetais nativas (%)	92,92	60,00 – 99,00	11,49	96,70	90,00 – 99,99	3,81
Espécies vegetais exóticas (%)	7,08	1,00 – 40,00	11,49	3,30	0,01 – 10,00	3,82
Espécies arbóreas (%)	37,70	8,67 – 77,67	22,99	64,33	53,33 – 80,00	10,19
Espécies arbustivas (%)	44,30	16,67 – 63,33	15,61	22,00	15,00 – 31,67	5,43
Espécies herbáceas (%)	18,00	5,67 – 49,00	13,15	14,00	5,00 – 23,33	6,77

Os valores dos parâmetros abióticos e PAR por ponto de amostragem foram ordenados pela PCA, para verificar o agrupamento das bacias (Figura 03). O modelo de *Broken-Stick* identificou três eixos significativos. O primeiro eixo com porcentagem de explicação de 35,42%, o segundo 17,19% e o terceiro 14,85%, totalizando 68,06%. Os dois eixos com maior explicação evidenciaram que ocorre a segregação das bacias com a formação de dois grupos apresentados na Figura 03 A. Na matriz dos scores as variáveis turbidez, areia, espécies arbóreas e largura da ZR foram as mais distintas. Os escores dos dois eixos da PC1 e PC2 foram testados pela ANOVA unifatorial e apresentaram diferenças significativas para o eixo da PC1 ($F= 25,82$; $p<0,01$) (Figura 3 B).

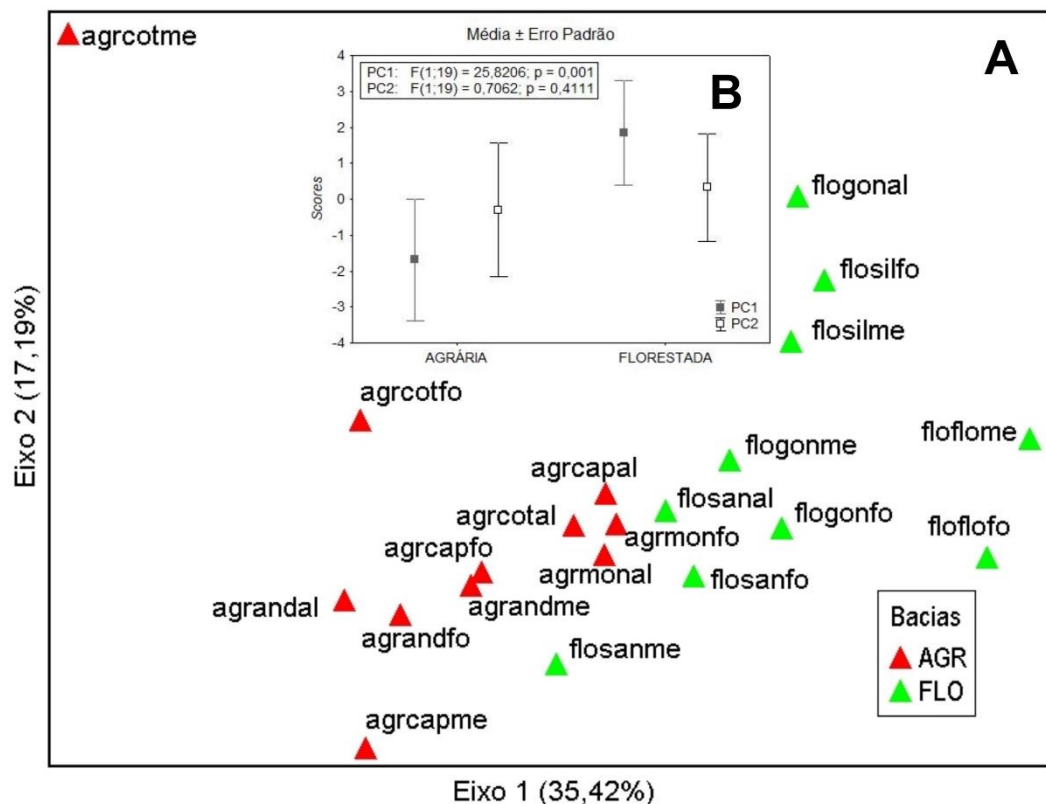


Figura 03. Ordenação das variáveis abióticas e PAR para os pontos nas bacias (Figura 03 A). ANOVA com os scores dos eixos da PC1 e PC2 gerados pela ordenação de componentes principais (PCA) (Figura 03 B). A junção de siglas compõe a nomenclatura de cada local amostrado. (AGR= Bacias Agrárias; FLO= Bacias Florestadas; COT, AND, CAP, MON, GON, SIL e SAN são siglas da nomenclatura das bacias (Tabela 02); AL=Ponto mais a montante nas bacias; ME= Ponto médio nas bacias e FO= ponto a jusante nas bacias).

3.2. Composição e estrutura da comunidade de peixes

Um total de 70.705 peixes pertencentes a oito ordens, 22 famílias e 96 espécies foram coletados, deste total 56,55% das espécies registrados em AGR e 43,45% em FLO. Para as bacias AGR foram registradas 79 espécies, contra 89 nas FLO, sendo destas seis exclusivas das AGR e 16 das FLO. Em relação as espécies endêmicas estas tiveram alta representatividade nas bacias, ocorreram 30 espécies em AGR e 31 nas FLO. (Tabela 04).

As espécies *Astyanax bifasciatus* (18,58%), *Pimelodus britskii* (13,29%) e *Bryconamericus ikaa* (11,98%) foram as três mais abundantes em AGR, enquanto *Astyanax bifasciatus* (21,14%), *Astyanax gymnodontus* (8,30%) e *Glanidium ribeiroi* (6,96%) foram numericamente dominantes em FLO. Apesar da elevada abundância numérica em FLO estas espécies possuem pouca relevância em biomassa devido seu reduzido tamanho corporal, as três em conjunto somam 26,29% da biomassa total capturada, situação inversa se aplica as AGR, para as quais a biomassa conjunta totalizou 40,42%, fator este influenciado pela espécie *Pimelodus britskii* que contribuiu com 33,20% da biomassa total.

Os valores médios de peso e comprimento das espécies entre AGR e FLO não foram estatisticamente diferentes quando testadas pela ANOVA (Peso: $p=0,26$; Comprimento: $p=0,66$). As espécies com maior peso e comprimento médio corpóreo foram *Steindachneridion melanoderdatum* (4445,34 gr e 61,30 cm), *Ictalurus punctatus* (2266,86 gr) *Clarias gariepinus* (42,73 cm), *Ctenopharyngodon idella* (1512,08 gr, 40,26cm) em AGR enquanto em FLO foram as espécies *Pseudoplatystoma corruscans* (2155,56 gr e 50,25cm), *Cyprinus carpio* (3447,23 gr e 40,13 cm) e *Clarias gariepinus* (1790,58 gr e 53,18 cm) (Tabela 04).

Tabela 04. Classificação taxonômica, código de identificação das espécies, origem, abundância relativa (%), tamanho padrão médio em centímetros (LS), peso total médio em gramas (WT) nas oito bacias hidrográficas afluentes do Baixo Rio Iguaçu. (END= Espécies endêmicas; ALOC= Espécies alóctones, transferidas de outras bacias; EXO= Espécies introduzidas, provenientes de outros continentes).

Espécies	Código	Origem	Bacias Agrárias			Bacias Florestadas		
			%	LS	WT	%	LS	WT
OSTEICHTHYES								
ATHERINIFORMES								
Atherinopsidae								
<i>Odontesthes bonariensis</i>	Obo	ALOC	0,23	17,68	82,50	0,07	18,66	92,52
CHARACIFORMES								
Anostomidae								
<i>Leporinus</i> spp.	Lep					0,01	14,50	72,15
<i>Leporinus friderici</i>	Lfr	ALOC	0,01	21,45	340,66			
<i>Megaleporinus elongatus</i>	Mel	ALOC	0,01	31,50	717,16	0,01	26,10	544,57
<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	Mma	ALOC	0,05	24,46	443,03	0,01	24,33	549,73
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	Mob	ALOC	0,02	28,17	827,70	0,02	26,74	993,07
<i>Megaleporinus piavussu</i>	Mpi	ALOC	0,04	26,27	620,40	0,01	17,00	110,50
<i>Schizodon borelli</i>	Sbo	ALOC				0,01	35,00	1202,41
Characidae								
<i>Aphyocharax</i> sp.	Aph	DES				0,03	1,68	0,05
<i>Astyanax lacustris</i>	Ala	ALOC	8,16	7,08	15,28	4,76	7,63	19,39
<i>Astyanax bifasciatus</i>	Abi	END	18,58	8,45	19,42	21,14	8,33	19,57
<i>Astyanax dissimilis</i>	Adi	END	2,41	6,90	10,26	4,91	7,45	13,27
<i>Astyanax gymnodontus</i>	Agy	END	3,29	7,96	16,55	8,30	8,73	21,54
<i>Astyanax gymnogenys</i>	Agm	END	0,06	8,61	20,54	0,09	10,17	33,11
<i>Astyanax minor</i>	Ami	END	5,18	6,91	10,80	4,38	7,33	11,93
<i>Astyanax serratus</i>	Ase	END				0,01	11,00	34,07
<i>Astyanax</i> sp.	Ast	DES	2,21	2,70	0,80	2,74	2,88	1,33
<i>Brycon hilarii</i>	Bhi	ALOC	0,01	20,75	188,90	0,01	30,60	616,48
<i>Brycon orbignyanus</i>	Bor	ALOC				0,01	9,55	39,98

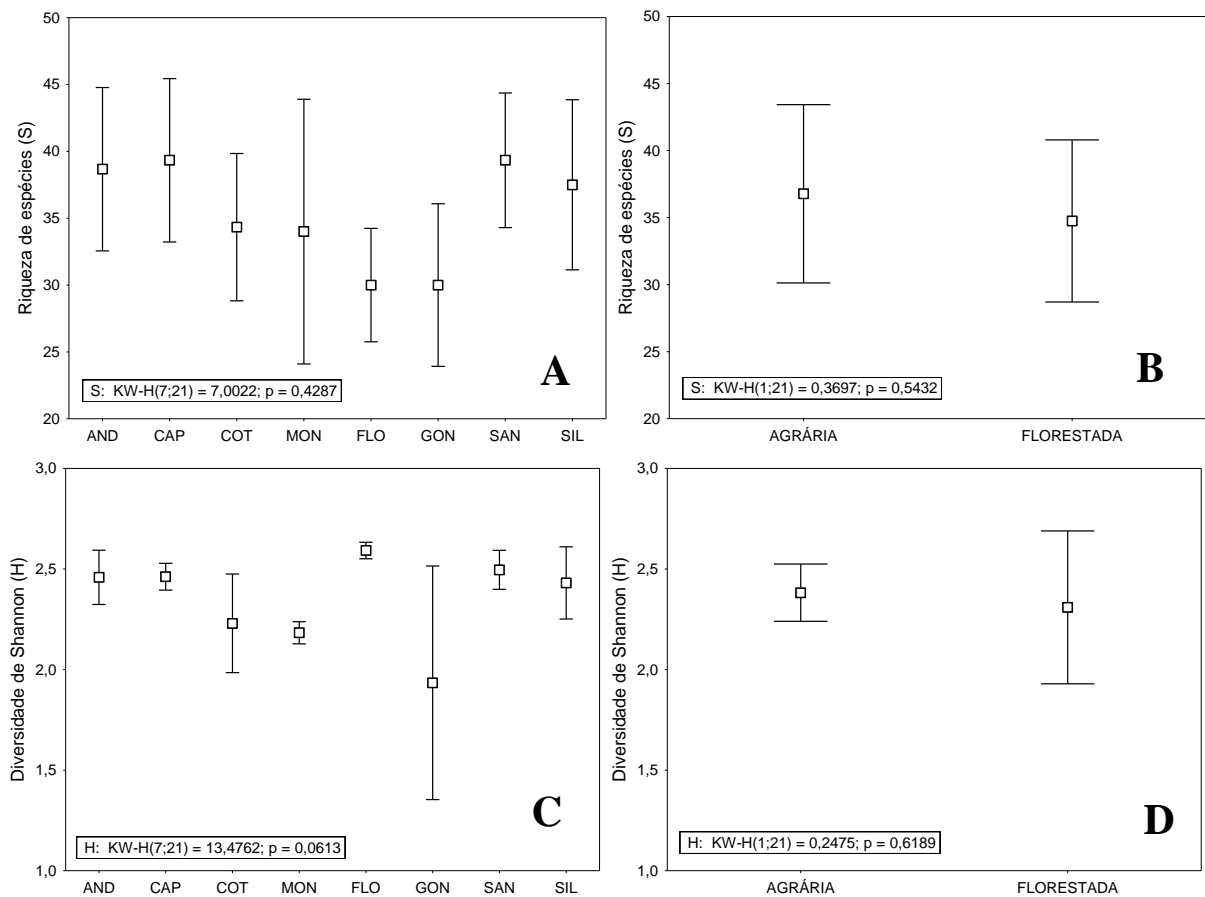
<i>Bryconamericus ikaa</i>	Bik	END	11,98	3,46	1,29	6,28	3,50	1,55
<i>Bryconamericus pyahu</i>	Bpy	END	0,05	3,23	0,61	0,12	3,31	1,00
<i>Bryconamericus</i> sp.	Bsp	DES	0,06	1,70	0,10	0,07	1,79	0,10
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	Hre	ALOC	0,01	3,64	1,86			
<i>Oligosarcus longirostris</i>	Olo	END	4,03	14,61	75,63	5,12	15,90	92,76
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pme	ALOC	0,04	28,87	1131,72	0,01	28,15	824,77
<i>Roeboides descalvadensis</i>	Rde	ALOC				0,03	8,18	10,34
<i>Roeboides paranensis</i>	Rpa	DES				0,01	9,00	14,03
<i>Salminus brasiliensis</i>	Sbra	ALOC	0,02	33,50	1003,78	0,02	24,77	420,78
<i>Salminus hilarii</i>	Shi	ALOC				0,01	20,60	149,84
Crenuchidae								
<i>Characidium</i> sp.	Cha	END	0,47	4,29	1,76	0,31	4,46	2,33
Curimatidae								
<i>Cyanocharax</i> aff. <i>alburnus</i>	Cab	ALOC	3,03	4,06	1,30	0,69	3,31	0,94
<i>Cyanocharax</i> sp.	Cya	DES	0,87	3,93	1,34	0,22	2,97	0,75
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	Csa	ALOC	2,83	13,25	76,53	2,49	14,51	114,67
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Sbre	ALOC	1,20	9,69	29,22	6,10	9,96	30,24
Erythrinidae								
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i>	Hma	ALOC	0,34	45,00	600,03	0,40	55,94	1223,45
<i>Hoplias</i> spp.	Hop	DES	0,33	25,68	465,15	0,14	27,70	575,80
Parodontidae								
<i>Apareiodon</i> spp.	Apa	DES				0,01	2,30	0,18
<i>Apareiodon vittatus</i>	Avi	END	1,24	7,32	13,78	0,83	9,76	21,42
Prochilodontidae								
<i>Prochilodus lineatus</i>	Pli	ALOC	0,03	26,75	508,51	0,04	25,79	409,79
CYPRINIFORMES								
Cyprinidae								
<i>Cyprinus carpio</i>	Cca	EXO	0,07	27,87	1170,33	0,07	40,13	3447,24
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Cid	EXO	0,01	40,27	1512,08	0,01	26,75	379,92
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Hno	EXO				0,01	26,00	312,15
CYPRINODONTIFORMES								
Poeciliidae								
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Pca	ALOC	0,03	2,17	0,28	0,04	2,44	0,30
<i>Phalloceros harpagos</i>	Pha	ALOC	0,24	2,18	0,60	0,21	2,24	0,37

<i>Poecilia reticulata</i>	Pre	ALOC	0,01	1,55	0,10			
GYMNOTIFORMES								
Apteronotidae								
<i>Apteronotus</i> sp.	Apt	DES	0,01	22,90	40,95	0,01	29,05	46,16
Gymnotidae								
<i>Gymnotus carapo</i>	Gca	ALOC				0,01	24,80	71,01
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Gin	ALOC	0,06	14,90	21,07	0,03	15,10	44,20
<i>Gymnotus sylvius</i>	Gsy	ALOC	0,33	17,68	36,40	0,18	18,83	58,06
PERCIFORMES								
Cichlidae								
<i>Australoheros kaaygua</i>	Aka	END				0,02	4,56	5,03
<i>Coptodon rendalli</i>	Cren	EXO	0,09	15,00	346,83	0,03	14,29	217,40
<i>Crenicichla iguassuensis</i>	Cig	END	2,26	11,05	50,26	2,49	11,71	47,31
<i>Crenicichla lepidota</i>	Cle	ALOC	0,05	9,90	23,54	0,10	9,47	24,11
<i>Crenicichla</i> sp.	Cre	DES	1,16	12,49	23,69	1,22	12,17	21,16
<i>Crenicichla tesay</i>	Cte	END	0,20	9,48	20,17	0,14	9,68	19,76
<i>Crenicichla yaha</i>	Cya	ALOC	1,24	10,04	24,52	0,64	9,99	29,78
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Gbr	ALOC	2,75	9,49	61,45	1,95	9,99	68,89
<i>Geophagus</i> spp.	Geo	DES	0,14	1,91	0,26	0,15	2,13	1,10
<i>Gymnogeophagus setequedas</i>	Gse	DES	0,52	6,08	12,46	1,43	7,12	17,71
<i>Oreochromis niloticus</i>	Oni	EXO	0,12	14,02	382,29	0,06	6,59	10,35
SILURIFORMES								
Auchenipteridae								
<i>Glanidium ribeiroi</i>	Gri	END	0,65	13,19	86,94	6,96	16,54	137,11
<i>Tatia jaracatia</i>	Tja	END	0,11	5,07	3,50	0,03	5,31	5,11
Callichthyidae								
<i>Corydoras</i> aff. <i>paleatus</i>	Cpa	END	0,29	5,07	8,15	0,33	4,83	5,99
<i>Corydoras carlae</i>	Ccar	END	0,01	5,50	6,33	0,01	6,00	9,42
<i>Corydoras ehrhardti</i>	Ceh	ALOC	0,10	3,39	1,95	0,07	3,22	3,19
<i>Corydoras</i> sp.	Cor	DES				0,01	4,50	3,21
Clariidae								
<i>Clarias gariepinus</i>	Cga	EXO	0,03	42,74	1230,15	0,02	53,19	1790,58
Heptapteridae								
<i>Heptapterus</i> sp.	Hep		0,01	13,50	12,80			
<i>Imparfinis hollandi</i>	Iho	END	0,02	17,08	49,47	0,01	14,85	50,07

<i>Pariolius hollandi</i>	Pho	END	0,01	22,45	98,19			
<i>Pariolius</i> sp.	Par	DES	0,01	12,44	22,65			
<i>Rhamdia branneri</i>	Rbr	END	0,22	20,53	201,29	0,20	22,78	282,13
<i>Rhamdia voulezi</i>	Rvo	END	0,47	20,32	208,95	0,42	21,97	243,91
Ictaluridae								
<i>Ictalurus punctatus</i>	Ipu	EXO	0,05	40,24	2266,87	0,01	31,83	99,69
Loricariidae								
<i>Ancistrus agostinhoi</i>	Aag	END	0,01	9,27	33,13	0,01	11,30	51,62
<i>Ancistrus mullerae</i>	Amu	END	1,66	8,21	22,97	1,31	8,41	21,73
<i>Ancistrus</i> sp.	Anc	DES	0,02	7,76	17,04	0,01	5,30	6,66
<i>Hisonotus</i> sp.	His	DES	0,10	4,85	0,80	0,06	4,79	1,17
<i>Hisonotus yasi</i>	Hya	END	0,15	2,30	0,43	0,07	3,53	2,95
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	Hal	ALOC	0,04	18,74	262,71	0,01	27,77	713,88
<i>Hypostomus commersoni</i>	Hco	ALOC	0,25	25,54	531,70	0,08	21,62	324,93
<i>Hypostomus derbyi</i>	Hde	ALOC	0,35	21,75	342,91	0,72	43,41	557,30
<i>Hypostomus myersi</i>	Hmy	ALOC	4,40	14,96	110,41	2,06	31,29	253,35
<i>Hypostomus</i> sp.	Hyp	DES	0,05	4,09	5,12	0,02	2,36	0,47
<i>Loricariichthys</i> cf. <i>rostratus</i>	Lro	ALOC	0,66	20,99	62,64	2,80	23,31	88,90
<i>Pareiorhaphis</i> cf. <i>parmula</i>	Ppa	END				0,01	2,50	0,18
<i>Rineloricaria langei</i>	Rla	END				0,01	11,50	11,45
Pimelodidae								
<i>Pimelodus britskii</i>	Pbr	END	13,29	17,64	137,50	4,95	20,08	185,86
<i>Pimelodus ortmanni</i>	Por	END	0,36	18,44	134,46	1,12	18,45	108,43
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Pco	ALOC				0,01	50,25	2155,56
<i>Steindachneridion melanodermatum</i>	Sme	END	0,01	61,30	4445,35	0,01	28,37	916,40
Trichomycteridae								
<i>Trichomycterus davisi</i>	Tda	ALOC	0,02	5,86	4,64	0,01	8,50	8,58
<i>Trichomycterus</i> sp.	Tri	ALOC	0,05	14,12	10,45	0,03	18,28	23,64
<i>Trichomycterus stawiarski</i>	Tst	END	0,02	7,60	5,64	0,01	8,17	9,68
SYNBRANCHIFORMES								
Synbranchidae								
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Sma	ALOC	0,16	29,70	56,02	0,19	32,38	68,67
Total abundância			56,55			43,45		

Os parâmetros populacionais foram avaliados por bacia hidrográfica bem como pelo agrupamento de AGR e FLO. A bacia Capanema apresentou maior riqueza de espécies ($n = 46$), no entanto, os valores quando testados pela *KW* não apresentaram diferenças significativas entre as bacias hidrográficas (Fig.4 A). Os resultados de riqueza avaliados entre AGR e FLO também não foram significativamente diferentes (Fig.4 B).

Em relação a diversidade ictiofaunística avaliada com o índice de Shannon, apesar de visualmente aparentar distinção com maior diversidade para a bacia do rio Floriano estatisticamente isso não foi verdadeiro (Fig.4 C), igualmente quando testados entre AGR e FLO não diferiram (Fig.4 D). A equitabilidade seguiu o mesmo padrão sem diferenças significativas (Fig.4 E e F).



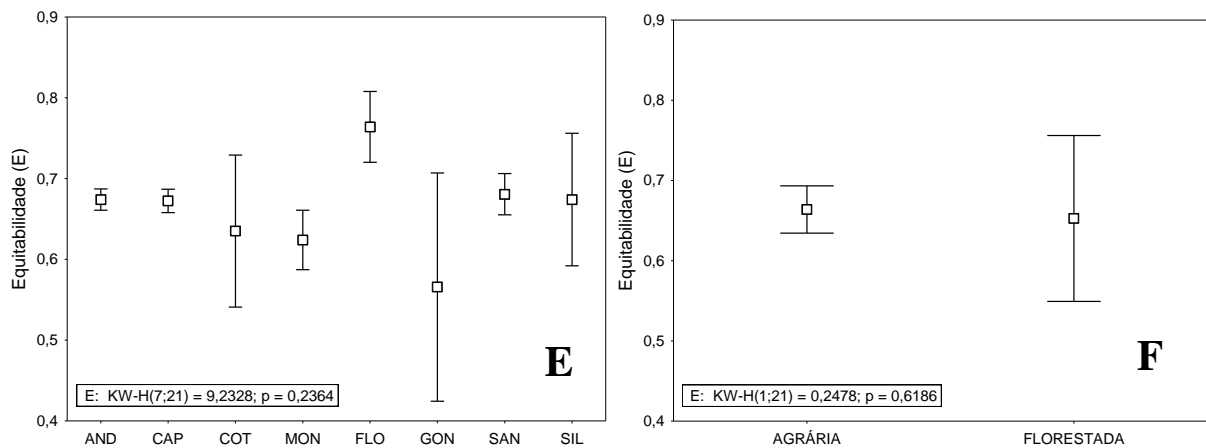


Figura 4. Parâmetros populacionais das comunidades de peixe das bacias hidrográficas afluentes do Baixo Rio Iguaçu, entre setembro de 2013 a dezembro de 2016 (Círculos são os valores médios e barras desvio padrão).

Os valores de abundância da ictiofauna e os valores médios das variáveis físico e química da água, geomorfológicos e aqueles obtidos do PAR foram testados pela CCA. O resultado das correlações do teste de Monte Carlo com 999 randomizações aleatórias foi significativo com valor de $p=0,04$, ou seja, as matrizes de dados possuem proporção superior ao acaso. A correlação de Person evidenciou valor de 0,97 para o eixo 1 e 0,98 para eixos 2.

Os três primeiros eixos do CCA explicaram 41,6% variação dos dados, cujo o eixo 1 contribuiu com 22,1% de explicação. Os dois eixos com maior explicação evidenciaram que ocorre a segregação das bacias com a formação de dois grupos apresentados na Figura 5. Na matriz dos scores do eixo 1 as variáveis variáveis espécies vegetais exóticas, nativas e substratos de areia e silte foram os mais distintos. O eixo 2 explicou 12,4 % da variação dos dados, com maior contribuição para as variáveis de espécies arbórea, argila e largura da ZR.

Para a avaliação da ictiofauna verificou-se que as espécies de peixes *R. paranensis*, *B. hilarii*, *G. inaequilabiatus*, *P. corruscans*, *P. lineatus*, *M. elongatus*, *G. ribeiroi* foram mais associados aos locais contendo ZR com maior extensão de florestas ripárias contendo espécies arbóreas, água com maior transparência e oxigênio dissolvido e substrato contendo argila, condições estas típicas de bacias florestadas. Enquanto as espécies *P. harpagos*, *S. melanodermatum*, *C. carlae*, *P. mesopotamicus*, *S. brasiliensis*, *A. mullerae* foram associadas a locais com composição da ZR contendo espécies arbustivas, água com maior turbidez condutividade elétrica e substratos arenosos, características de bacias AGR.

[39] verificamos que as Bacias AGR não possuem as dimensões mínimas de preservação das florestas instituída pela legislação brasileira (com supressão após 2008), tais áreas contêm muitas espécies arbustivas (poucas arbóreas) e exóticas.

Entre as espécies exóticas registradas, o gênero *Morus* foi frequente nas ZRs das bacias AGR. A inserção deste gênero na região especialmente da espécie *Morus alba* está vinculada a atividade econômica de sericicultura. E o sucesso na colonização nas ZRs pode estar associado com as características de alelopatia do gênero que dificultam o estabelecimento de outras espécies vegetais [50]. A dominância de uma espécie em determinado local depende de sua capacidade de dispersão [51]. Sabemos que a dispersão é facilitada pela zoocoria e hidrocoria, que possibilita o contato direto dos propágulos exóticos em grandes áreas ao longo do curso dos rios [21] e isso possivelmente pode ter favorecido o *Morus*.

Em relação aos parâmetros de estrutura ambiental e composição físico-química da água, os melhores resultados do ponto de vista de conservação foram registrados para bacias florestadas, estas bacias apresentaram maior quantidade de substrato argiloso e transparência da água. Os substratos argilosos possivelmente estão relacionados à estruturação gerada por galhos e troncos aportados das ZRs e estruturação das encostas. Materiais orgânicos criam zonas de menor fluxo, aumentam a complexidade e heterogeneidade de habitats com poços de armazenamento temporário de nutrientes [52,22], além de influenciar na retenção de substratos e matéria orgânica ao longo do gradiente horizontal [13,53]. Ainda, a transparência da água nas bacias FLO pode retratar a eficiência das ZRs em mitigar o aporte de sedimentos por escoamento superficial das bacias para os rios [35].

Por outro lado, as diminutas extensões das ZRs e baixa frequência de espécies arbóreas nas bacias AGR alteraram os parâmetros estruturais de substratos e fatores físico-químico da água, com predomínio areia e elevada turbidez. Estudos retratam que substratos arenosos e água turva são encontrados em bacias impactadas por agricultura [54,35]. A ausência ou insuficiência da barreira física gerada pelas ZRs eleva o aporte de solos no leito do rio e altera as características do ambiente [55]. Com ausência da floresta ripária as partículas de areia são facilmente carregadas por escoamento superficial, devido seu pequeno tamanho e peso [56] o que facilita processos de assoreamento. Bacias que as florestas ripárias foram mantidas íntegras suavizaram impactos à qualidade da água de rios, mesmo com a ocorrência de ampla degradação ambiental na paisagem por atividades agrícolas [57].

Neste sentido, é conhecido que a agricultura comercial é o maior causador de desmatamento nos países em desenvolvimento como o Brasil [58] o que dificulta o controle

de sua expansão. Fomentar aos proprietários a inserção de terraceamento e manter as florestas naturais nas ZRs em bacias hidrográficas agrícolas é fundamental para a conservação da própria bacia, inclusive para diminuir a fragilidade ambiental [38]. Estas ações podem controlar ciclos biogeoquímicos, diminuir o escoamento superficial, fornecer proteção contra a erosão e assoreamento, reduzir o carregamento de poluentes e nutrientes e manter menor temperatura da água [7,59,60,61], ainda conservar a qualidade da água e elevar os serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas agrícolas [35].

Apesar de observados as alterações nas ZRs na região estudada, ainda sim os resultados obtidos dos parâmetros físico-químicos da água estão dentro das diretrizes propostas pela resolução CONAMA N° 357/2005 [62] que enquadra os corpos de água com base na qualidade mínima para atender às necessidades da vida aquática. Outras análises devam ser efetuadas para averiguar a fundo as divergências na qualidade de água, como apontado por Santos et al. [22], onde bacias agrárias devem ser priorizadas para estudos conservacionistas considerando a elevada quantidade de agrotóxicos durante a produção. Estes estudos são fundamentais para que possamos entender os impactos ao ambiente aquático [63] e auxiliar no planejamento ambiental, identificação de futuras ações de conservação e restauração florestal e na concepção de políticas de proteção das fontes de água [64].

4.2. Ictiofauna e sua inter-relação com o habitat

O número total registrado de 96 espécies representa 90,55% do número de espécies de peixes documentadas na bacia do Baixo Rio Iguaçu [25]. O que demonstra a eficiência amostral e representatividade destas bacias em relação à área total da bacia do Baixo Rio Iguaçu, comparado aos dados de Baumgartner et al. [25].

Apesar de ser amplamente evidenciado na literatura que ações antrópicas podem alterar substancialmente a estrutura da comunidade de peixes [6,22,23,27,65,66,67] com maior riqueza e abundância de espécies sendo esperadas em locais mais estruturados e preservados [20,68], isto não foi evidenciado neste estudo. Em relação aos parâmetros de comunidade de peixes nossos resultados não evidenciaram diferenças entre bacias AGR e FLO exceto para a abundância numérica que foi maior para AGR.

A influência antrópica pode não ser facilmente percebida, pois depende do tempo e da área impactada. Particularmente para o ambiente aquático, em bacias hidrográficas alteradas por reservatórios, a estrutura da comunidade de peixes pode não apresentar

diferenças ao longo dos anos [69]. Por outro lado, algumas pesquisas têm retratado aumento na diversidade de peixes após antropização [70,71]. Contudo, apesar das métricas de diversidade ser usada amplamente para avaliação da qualidade ambiental, em ambientes impactados isso pode ser ilusório, pois várias espécies podem pertencer a mesma guilda reprodutiva ou trófica, o que diminui a diversidade funcional, aumentando a redundância de funções ecológicas ecossistêmica [70]. Muitos trabalhos afirmam que apesar de haver maior diversidade em dado momento isso pode não ser verdadeiro em longo prazo, e recomendam a estabilização do habitat com a restauração das florestas ripárias para evitar perda de biodiversidade [71].

Outra possível resposta para a não distinção entre as bacias AGR e FLO em relação aos atributos de comunidades pode estar relacionada à elevada plasticidade alimentar de peixes [72], quando um item se torna escasso a espécie tende a alterar por outro mais abundante ou de mais fácil acesso [73]. Ferreira et al. [18] registraram diferenças na dieta de peixes em relação a cobertura florestal da ZRs, com aumento expressivo na ocorrência de detritos e sedimentos na dieta de peixes submetidos a interferência agrícolas, comparada a dieta insetívora para ambientes com ZRs florestadas. Dessa maneira, acredita-se que espécies com hábitos alimentares generalistas-oportunistas e com adaptações reprodutivas, possibilitam permanência prolongada em locais antropizados [22,74].

Nas bacias AGR apesar da degradação da floresta ripárias, verificamos *in loco* a existência de extensos bancos de gramíneas marginais e macrófitas aquáticas. Esta ampla produção primária nestes ambientes pode estar relacionado a maior disponibilidade de compostos nitrogenados dissolvidos na água aportado pelo escoamento superficial de bacias com elevada intensidade agropecuária [75]. Ainda as macrófitas promovem micro-habitats que favorecem a colonização, reprodução e alimentação, principalmente porque aumentam a abundância de macroinvertebrados [69,76], propiciando melhores condições para as assembleia de peixes que possuem hábitos oportunistas [71].

Por outro lado, o tamanho da bacia hidrográfica (ha), a ordem hierárquica e sua dimensão longitudinal permitem a ocorrência de maior diversificação de nichos e por consequência a coexistência de maior número de espécies. As bacias AGR possuem área maior, que podem apresentar maior complexidade de habitats (espécie-área) e contém a única bacias de ordem fluvial 7 (Tabela 02). A maior bacia deste estudo foi a bacia do Rio Capanema seguida da bacias Andrada apesar de não serem bacias florestadas comportaram maior riqueza de espécies (n = 46 e n =44) igualmente comparada a bacia do Santo Antônio (n = 44) que é uma bacia menor, no entanto, florestada. A relação espécie-área pode aumentar

a abundância, o que evidencia as interações entre a riqueza de espécies e o tamanho do habitat. Esta hipótese tem sido aplicada para interpretação dos atributos de comunidades da biota aquática e têm revelado estreitas relações [77,78,79,80].

Diante destas considerações, verificamos que existem várias respostas para explicar a diversidade de espécies, pois as interações ecológicas são teias complexas e multivariáveis. Para Eadie et al. [78] e Cassati et al. [20] a maior riqueza de espécies de peixes está mais associada com a heterogeneidade de habitats do que com características da biogeografia de ilhas (espécie-área).

Geograficamente a bacia do rio Iguazu é distinta das demais bacias do rio Paraná [81]. Essa ecorregião concentra elevado endemismo [25]. Estudos realizados pelo Grupo de Pesquisa em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos (GETECH), da UNIOESTE/ *Campus* de Toledo, Fundação Universitária de Toledo [82] aumentaram essa lista, capturando inúmeras outras espécies endêmicas na calha principal do Baixo rio Iguazu, reforçando o grau de endemismo da área de estudo.

Na comparação entre as bacias AGR (n=30) e FLO (n=31) o número de espécies endêmicas foi semelhante. Encontramos espécies endêmicas e exclusivas para as bacias FLO (*A. serratus*, *A. kaaygua*, *P. cf. parmula* e *R. langei*) e AGR (*P. hallandi*). Cabe destacar, a reduzida frequência de captura (inferior a 0,02%) dessas espécies. O que sugere elevada sensibilidade a impactos ambientais e talvez elas estejam sob condições de vulnerabilidade, comum em ecossistemas com alto endemismo [81]. Espécies endêmicas, com relevante importância ecológica e ameaçadas de extinção ocorrem com maior abundância no interior do Parque Nacional do Iguazu [83], o que reforça a importância de manter a integridade da vegetação ripária nas bacias hidrográficas para a manutenção destas espécies, considerando a estreita relação espécies-ambiente.

Apesar do elevado endemismo da ictiofauna, as comunidades estão submetidas a um ecossistema altamente antropizado por atividades agropecuárias e de geração de energia [84], pois a bacia do rio Iguazu é altamente represada. O enchimento de reservatórios gera uma gama de impactos, inclusive por submergir florestas ripárias e alterar a estrutura de habitat da ictiofauna [84]. A reprodução dos peixes também é afetada por represamentos, independentemente de sua estratégia [83]. Espécies sedentárias que são as mais expressivas nestas bacias são altamente dependentes das florestas ripárias [85,86,87].

Dentre as espécies endêmicas registradas neste estudo apenas uma é considerada migradora de longa distância, a *S. melanodermatum*. Apesar da grande maioria das espécies não serem migradoras de longa distância, elas podem apresentar curtas migrações dentro do

micro-habitat [88]. Isso eleva a preocupação em preservar estas bacias hidrográficas, considerando que as espécies utilizam estes habitats durante todo o ciclo de vida, e ações para proteger áreas de alimentação e reprodução são diretrizes importantes para manutenção da biodiversidade [89,90].

Nossos resultados não apresentaram divergências expressivas na estrutura da ictiofauna entre as bacias AGR e FLO, contudo, isso ainda pode ocorrer, pois a escala temporal é um importante fator de distribuição de espécies [91] e manutenção das assembleias [92]. Se considerarmos o tempo de adaptação e evolução da ictiofauna, comparado com o tempo dos impactos promovidos, a partir da década de 70, com a intensa ocupação agropecuária na região Oeste do Paraná [93], podemos ponderar que estes impactos são relativamente recentes. De acordo com Fernandez [94] as populações que estão suscetíveis a fortes impactos ambientais tendem a não ser viáveis a longo prazo. A escassez de estudos anteriores para estas bacias dificulta essa avaliação. Poucas são as informações referentes à ictiofauna do Parque Nacional do Iguaçu [83], ainda, Agostinho & Gomes [26] enfatizam a carência de amostragens apropriadas ao longo da bacia do rio Iguaçu.

Diante deste cenário, surgem os questionamentos que poderão ser respondidos em trabalhos futuros, será que o tempo do distúrbio foi suficiente para as alterações na população ictiofaunística? Ou até mesmo será que anteriormente a redução das florestas ripárias, as bacias AGR não possuíam maior biodiversidade? E ainda como muito bem retratado por Fernandez [94] em sua obra Poema Imperfeito “Até que ponto conhecemos as relações espécie-área desenvolvidas para ilhas de preservação, ou seja, a biodiversidade de fragmentos”? Considerando que as bacias possuem espécies endêmicas exclusivas, para obter respostas à estes questionamentos deve ser efetuado monitoramento da ictiofauna em ampla escala temporal, afim de verificar se com o tempo as espécies especialmente endêmicas tendem a extinção. Inclusive para mensurar se ao longo dos anos as ZRs continuam em desacordo com a legislação brasileira. E ainda fomentar a preocupação com a ictiofauna das bacias AGR, que possuem alto grau de endemismo e estão em locais desprotegidos, quando comparadas as espécies das bacias FLO, que estão inseridas em trechos do Parque Nacional do Iguaçu. Tudo isso visando a manutenção de serviços ecossistêmicos e a conservação da biodiversidade [1].

5. REFERÊNCIAS

1. Winemiller, K.O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, **2016**, 351, 128-129, doi:10.1126/science.aac7082.
2. Barreto, A.P.; Aranha, J.M.R. Assembleia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Sci. Biol. Sci.* **2005**, 2, 153-160.
3. Schaffer, W. *Mata Atlântica patrimônio nacional dos brasileiros*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Brasília, BR, **2010**, ISBN 978-85-7738-133-3.
4. Reggiani, P.; Hassanizadeh, S.M. Megascala thermodynamics in the presence of a conservative field: The watershed case. *Adv. Water Resour.* **2016**, 97, 73-86, doi:10.1016/j.advwatres.2016.09.002.
5. Dong, Y.; Xu, L. Aggregate risk of reactive nitrogen under anthropogenic disturbance in the Pearl River Delta urban agglomeration. *J. Clean. Prod.* **2011**, 211, 490–50, doi:10.1016/j.jclepro.2018.11.194.**Erro! A referência de hiperlink não é válida.**
6. Pusey, B.J.; Arthington, A.H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. *Mar. Freshw. Res.* **2003**, 54, 1–16, doi:10.1071/MF02041.
7. Naiman, R.J.; Decamps, H.; Pollock, M. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecol. Appl.* **1993**, 3, 209-212, doi:10.2307/1941822.
8. Gregory, S.V.; Swanson, F.J.; Mckee, W.A.; Cummins, K.W. An ecosystem perspective of Riparian Zones. *Bioscience* **1991**, 41, 540-551.
9. Kuglerová, L.; Agren, A.; Jansson, R. Laudon, H. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *For. Ecol. Manage.* **2014**, 334, 74-84, doi:10.1016/j.foreco.2014.08.033.
10. Strecker, A.L.; Casselman, J.M.; Fortin, M.; Jackson, D.A.; Ridgway, M.S.; Abrams, P.A.; Shuter, B.J. A multi-scale comparison of trait linkages to environmental and spatial variables in fish communities across a large freshwater lake. *Oecologia* **2011**, 166, 819-831, doi:10.1007/s00442-011-1924-1.
11. Ranalli, A.J.; Macalady, D.L. The importance of the riparian zone and in-stream process in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds- A review of the scientific literature. *J. Hydrol.* **2010**, 389, 406-415, doi:10.1016/j.jhydrol.2010.05.045
12. Hilty, J.A.; Merenlender, A.M. Use of riparian corridors and vineyards by Mammalian predators in Northern California. *Conserv. Biol.* **2004**, 18, 126–135, doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00225.x.
13. Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1980**, 37, 130-137.
14. Hupp, C.R.; Osterkamp, W.R. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* **1996**, 14, 277–295, doi:10.1016/0169-555x(95)00042-4
15. Sabo, J.L.; Spomseller, R.; Dixon, M.; Gade, K.; Harms, T.; Heffernan, J.; Jani, A.; Katz, G.; Soykan, C.; Watts, J.; Welter, J. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, no more, species. *Ecology* **2005**, 86, 56–62.
16. Reis, J.T.; Pereira-Filho, W. Influência Do Uso E Ocupação Da Terra No Ecosistema Aquático Da Sub-Bacia Hidrográfica Do Arroio Cadena, Em Santa Maria - Rs. *Rev. Cienc. e Natu.* **2006**, 28, 75–90.
17. Tundisi, J.G.; Tundisi, T.M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotrop.* **2010**, 10, 67-75.
18. Ferreira, A.; De Paula, F.R.; Ferraz, S.F.B.; Gerhard,P.; Kashiwaqui, E.A.L.; Cyrino, J.E.P.; Martinelli, L.A. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecol. Freshw. Fish* **2011**, 21, 12–22, doi: 10.1111/j.1600-0633.2011.00518.x.

19. Bryce, S.A.; Lomnický, G.A.; Kaufmann, P.R. Protecting sediment-sensitive aquatic species in mountain streams through the application of biologically based streambed sediment criteria. *J. North Am. Benthol. Soc.* **2010**, *29*, 657–672, doi:10.1899/09-061.1.
20. Casatti, L.; Teresa, F.B.; Gonçalves-Souza, T.; Bessa, E.; Manzotti, A.R.; Gonçalves, C.S.; Zeni, J.O. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotrop. Ichthy.* **2012**, *10*, 205–2014, doi:10.1590/S1679-62252012000100020.
21. Cooper, S.D.; Lake, P.S.; Sabater, S.; Melack, J.M.; Sabo, J.L. The effects of land use changes on streams and rivers in mediterranean climates. *Hydrobiologia* **2013**, *719*, 383–425, doi:10.1007/s10750-012-1333-4.
22. Santos, F.B.; Ferreira, F.C.; Esteves, K.E. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environ. Biol. Fishes* **2015**, *98*, 1895–1912, doi:10.1007/s10641-015-0406-4.
23. Teresa, F.B.; Casatti, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Eco. Freshw. Fish* **2012**, *21*, 433–442, doi:10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x.
24. Zawadzki, C.H.; Renesto, E.; Bini, L.M. Genetic and morphometric analysis of three species of the genus *Hypostomus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes: Loricariidae) from the Rio Iguaçú (Brazil). *Rev. Suisse Zool.* **1999**, *106*, 91–105.
25. Baumgartner, G.; Pavanelli, C.S.; Baumgartner, D.; Bifi, A.G.; Debona, T.; Frana, V.A. *Peixes do baixo rio Iguaçú*. EDUEM, Maringá, PR, BR, **2012**. 203p. ISBN:978-85-7628-586-1.
26. Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM. Maringá, PR, BR, **1997**. 387p. ISBN:9788585545239.
27. Rincón, P.A.; Hughes, N.F.; Grossman, G.D. Landscape approaches to stream fish ecology, mechanistic aspects of habitat selection and behavioral ecology. *Ecol. Freshw. Fish* **2000**, *9*, 1–3, doi: 10.1034/j.1600-0633.2000.90101.x.
28. Burrows, M.T.; Harvey, R.; Robb, L.; Poloczanska, E.S.; Mieszkowska, N.; Moore, P.; Leaper, R.; Hawkins, S. J.; Benedetti-Cecchi, L. Spatial scales of variance in abundance of intertidal species: effects of region, dispersal mode, and trophic level. *Ecology* **2009**, *90*, 1242–1254, doi:10.1890/08-0206.1.
29. Bonham-Carter, G.F. *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling With GIS*; Pergamon: Ottawa, CA, USA, **1996**; ISBN 9780080571805.
30. Biehl, L.; Landgrebe, D. MultiSpec—a tool for multispectral–hyperspectral image data analysis. *Comput. Geosci.* **2002**, *28*, 1153–1159, doi: 10.1016/S0098-3004(02)00033-X.
31. Landis, J.R.; Koch, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* **1977**, *33*, 159–174.
32. Strahler, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union.* **1957**, *38*, 913–920.
33. Eastman, J. R. *IDRISI Selva Tutorial*. **2012**. 354p. Acesso online: http://uhulag.mendelu.cz/files/pagesdata/eng/gis/idrisi_selva_tutorial.pdf/ (accessado em 07 de Janeiro de 2017).
34. McCune, B.; Mefford, M.J. *PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data*, 6rd ed.; MjM Software: Gleneden Beach, Oregon, U.S.A, **2011**.
35. Mello, K.; Valente, R.A.; Randhir, T.O.; Vettorazzi, C.A. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. *Ecol. Indic.* **2018**, *93*, 1293–1301, doi: 10.1016/j.ecolind.2018.06.030.
36. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, **1979**. 83p. Acesso online:

- http://library.wur.nl/isric/fulltext/isricu_i00006739_001.pdf. (Acessado em 10 de outubro de 2018).
37. Celestino, E.F.; Makrakis, S.; Kashiwaqui, E.A.L.; Celestino, L.F.; Makrakis, M.C.; Mariano, J.R. Environmental conditions in river segments intercepted by culverts. *Brazilian J. Biosci.* **2013**, *11*, 423–31.
 38. Celestino, E.F.; Celestino, L.F.; Silva, J.F.M.; Kashiwaqui, E.A.L.; Makrakis, M.C.; Makrakis, S. Environmental assessment in Neotropical watersheds: A multi-factorial approach. *Sustainability* **2019**, *11*, 1-17, doi:10.3390/su11020490
 39. Brasil. Presidência da República. Lei 12.651, de 25 de maio de **2012**, Brasília, 2012. Código Florestal. Acesso online: [https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.html). (Acessado em 10 de outubro de 2018).
 40. Pavanelli, C.S.; Bifi, A.G. A new *Tatia* (Ostariophysi: Siluriformes: Auchenipteridae) from the rio Iguaçú basin, Paraná State, Brazil. *Neotrop. Ichthy.* **2009**, *7*, 199-204.
 41. Garavello, J.C.I.; Sampaio, F.A.A. Five new species of genus *Astyanax* Baird & Girard, 1854 from Rio Iguaçú, Paraná, Brazil (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Braz. J. Biol.* **2010**, *70*, 847-865.
 42. Ota, R.R.; Deprá, G.C.; Graça, W.J.; Pavanelli, C.S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotrop Ichthyol.* **2018**, *16*, 1-111, doi:10.1590/1982-0224-20170094
 43. Pielou, E.C. *Ecological diversity*. Wiley, NY, U.S.A. **1975**. 165p.
 44. Pearson, K. On lines and planes of closest fit to system of point in space. *Philos. Mag.* **1901**, *2*, 550-572.
 45. Humphries, J.M.; Bookstein, F.L.; Chernoff, B.; Smith, G.R.; Elder, R.L.; Poss, S.G. Multivariate discrimination by shape in relation to size. *Syst. Zool.* **1981**, *30*, 291-308.
 46. Gauch Jr., H.G. *Multivariate analysis in community ecology*, 6rd ed.; Cambridge: Cambridge University Press New York, NY, U.S.A. **1986**, ISBN 0-521-28240-3.
 47. Jackson, D.A. Stopping rules in principal component analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* **1993**, *74*, 2204–2214.
 48. Statsoft, INC. Statistica: data analysis software system, 7rd ed.; Tulsa. **2004**.
 49. Stamou, A.; Polydera, A.; Papadonikolaki, G.; Martínez-Capel, F.; Munoz-Mas, R.; Papadaki, C.; Zogaris, S.; Bui, M.D.; Rutschmann, P.; Dimitriou, E. Determination of environmental flows in rivers using an integrated hydrological-hydrodynamic-habitat modelling approach. *J. Environ. Manage.* **2018**, *209*, 273–285, doi:10.1016/j.jenvman.2017.12.038.
 50. Możdżeń, K.; Pepka, P. Allelopathic influence of aqueous extracts from the leaves of *Morus alba* L. on seed germination and seedling growth of *Cucumis sativus* L. and *Sinapsis alba* L. *Mod. Phytomorphology* **2014**, *5*, 93–99, doi:10.5281/zenodo.161010.
 51. Dalling, J.W.; Landau-Muller, H.C.; Wright, S.J.; Hubbell, S.P. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. *J. Ecol.* **2002**, *90*, 714–727, doi:10.1046/j1365-2745.2002.00706.x.
 52. Uieda, V.S.; Castro, R.M.C. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R.; Peres-Neto, P.R. (Eds.) *Ecologia de Peixes de Riachos*. Série Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFR, Rio de Janeiro, RJ, BR. 1-22. **1999**.
 53. Fitzpatrick, F.A.; Waite, I.R.; D'arconte, P.J.; Meador, M.R.; Maupin, M.A.; Gurtz, M.E. Revised Methods for Characterization of Stream Habitat in the National Water-Quality Assessment Program. Geological Survey, Raleigh: U.S.A, *Water-Resour. Investig. Repor.* **1998**, *98*, 77- 85
 54. Knee, K.L.; Encalada, A.C. Land use and water quality in a rural cloud forest region (Intag, Ecuador). *River Res. Appl.* **2014**, *401*, 385–401, doi:10.1002/rra.2634.

55. Liu, W.; Zhu, C.; Wu, J.; Chen, C. Are rubber-based agroforestry systems effective in controlling rain splash erosion? *Catena* **2016**, 147, 16–24, doi:10.1016/j.catena.2016.06.034.
56. Ding, W.; Huang, C. Effects of soil surface roughness on interrill erosion processes and sediment particle size distribution. *Geomorphology* **2017**, 295, 801–810, doi:10.1016/j.geomorph.2017.08.033.
57. Chaves, H.M.L.; Santos, L.B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. *Rev. Bras. Eng. Agrí. e Ambient.* **2009**, **13**, 922–930.
58. Hosonuma, N.; Herold, M.; Sy, V.; Fries, R.S.; Brockhaus, M.; Verchot, L.; Angelsen, A.; Romijn, E. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environ. Res. Lett.* **2012**, 7, 1-12, doi: 10.1088/1748-9326/7/4/044009.
59. Sweeney, B.W.; Bott, T.L.; Jackson, J.K.; Kaplan, L.A.; Newbold, J.D.; Standley, L.J.; Hession, W.C.; Horwitz, R.J. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **2004**, 101, 14132–14137, doi:10.1073/pnas.0405895101.
60. Schilling, K.E.; Jacobson, P. Effectiveness of natural riparian buffers to reduce subsurface nutrient losses to incised streams. *Catena* **2014**, 114, 140–148, doi:10.1073/pnas.0405895101.
61. Tanaka, M.O.; Souza, A.L.T.; Moschini, L.E.; Oliveira, A.K. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2016**, 216, 33–339, doi:10.1016/j.agee.2015.10.016.
62. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) Resolução nº 357 de 17 de março de **2005**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília (DF). 2005. Acesso online: <https://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. (Acessado em 10 outubro de 2018).
63. Smeets E, Junginger M, Faaij A, Walter A, Dolzan P (2006) Sustainability of Brazilian bio-ethanol. Acesso online: http://www.chem.uu.nl/nws/www/general/personal/smeets_a_files/nieuw/E2006-110. Report NWS- E-2006-110, ISBN 90-8672-012-9.
64. De Paula, F.; Gerhard, P.; Ferraz, S.F.B.; Wenger, S.J. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: implications for management and conservation of stream habitat and water quality. *Ecol. Ind.* **2018**, 85, 1181–1191, doi:10.1016/j.ecolind.2017.11.061
65. Stauffer, J.C.; Goldstein, R.M.; Newman, R.M. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2000**, 57, 307–316, doi:10.1139/f99197.
66. Gowns, I.; Gehrke, P.C. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury - Nepean River system. *Fish. Manag. Ecol.* **2003**, 2350, 209–220, doi:10.1046/j.1365-2400.2003.00337.x.
67. Ferreira, C.D.P.; Casatti, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotrop.* **2006**, 6, 1–25.
68. Romero R.M.; Casatti, L. Identification of key microhabitats for fish assemblages in tropical Brazilian savanna streams. *Internat. Rev. Hydrobiol.* **2013**, 97, 526–541, doi:10.1002/iroh.201111513.
69. Marques, H.; Dias, J.H.P.; Perbiche-Neves, G.; Kashiwaqui, E.A.L.; Ramos, I.P. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biol. Conserv.* **2018**, 224, 347–354, doi:10.1016/j.biocon.2018.05.027.

70. Villéger, S.; Ramos, M.J.; Flores, H.D.; Mouillot, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecol Appl.* **2010**, *20*, 1512–1522, doi:10.1890/09-1310.1
71. Casatti, L.; Teresa, F.B.; Zeni, J.O.; Ribeiro, M.D.; Brejão, G.L.; Ceneviva-Bastos, C. More of the Same : High functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environ. Manage.* **2015**, *55*, 1300–1314, doi:10.1007/s00267-015-0461-9.
72. Abelha, M.C.F.; Agostinho, A.A.; Goulart, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Sci.* **2001**, *23*, 425–434.
73. Novakowski, G.C.; Hahn, N.S.; Fugi, R. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotrop. Ichthyol.* **2008**, *6*, 567–576, doi:10.1590/S1679-62252008000400004.
74. Amand, M.; Pelletier, D.; Ferraris, J.; Kulbicki, M. A step toward the definition of ecological indicators of the impact of fishing on the fish assemblage of the Abore reef reserve (New Caledonia). *Aquat. Livi. Resour.* **2004**, *17*, 139-149, doi:10.1051/alr:2004022.
75. Baker, N.J.; Greenfield, R. Shift happens: Changes to the diversity of riverine aquatic macroinvertebrate communities in response to sewage effluent runoff. *Ecol Indic.* **2019**, *102*, 813-821, doi:10.1016/j.ecolind.2019.03.021
76. Walker P.D.; Wijnhoven, S.; Veld, V. Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquat. Bot.* **2013**, *104*, 80–87, doi:0.1016/j.aquabot.2012.09.003.
77. Gorman, O.T.; Karr, J.R. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology* **1978**, *59*, 507–515.
78. Eadie, J.M.; Hurly, T.A.; Montgomerie, R.D. Teather, K.L. Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish faunas of Ontario. *Environ. Biol. Fishes* **1986**, *15*, 81–89
79. Angermeier, P.L.; Schlosser, I.J. Species-area relationship for stream fishes. *Ecology* **1989**, *70*, 1450-1462, doi:10.2307/1938204.
80. Albert, J.S.; Reis, R.E. *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes*. Univ of California Press, Berkeley, CA, **2011**. 388p. ISBN:9780520268685.
81. Abel, R.; Thieme, M.L.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Stiassny, M.L. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, **2008**, *58*, 403-414, doi:10.1641/B580507.
82. Makrakis, S.; Makrakis, M.C.; Assumpção, L.; Silva, P.S.; Pini, S.F.R.; Shibatta, O.A.; Shibatta, L.S. *Avaliação da ictiofauna, comportamento migratório e habitats de reprodução a montante e a jusante das Cataratas do Iguaçu, no Parque Nacional do Iguaçu*. Relatório Técnico Final. Getech/Unioeste/Funiversitária. Toledo Paraná, **2016**. 146p.
83. Assumpção, L.; Makrakis, S.; Sarai, P.; Makrakis, M.C. Espécies de peixes ameaçadas de extinção no Parque Nacional do Iguaçu. *Biodiver. Bras.* **2017**, *7*, 4–17.
84. Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Pelicice, F.M. *Ecologia e Manejo dos Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá, PR, BR, 501p. **2007**. ISBN: 9788576280958.
85. Angulo-Valencia, M.A.; Agostinho, A.A.; Suzuki, H.I.; Luz-Agostinho, K.D.G.; Agostinho, C.S. Impoundments affect fish reproduction regardless of reproductive strategy. *Lakes Reserv. Res. Manag.* **2016**, *21*, 362–374, doi:10.1111/lre.12151.
86. Agostinho, A.A.; Pelicice, F.M.; Gomes, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian J. Biol.* **2008**, *68*, 1119–1132, doi:10.1590/S1519-69842008000500019.

87. Miranda, L.E.; Dembkowski, D.J. Evidence for serial discontinuity in the fish community of a heavily impounded river. *River Res. Appl.* **2016**, *32*, 1187–1195, doi:10.1002/rra.2936.
88. Makrakis, S.; Miranda, L.E.; Gomes, L.C.; Makrakis, M.C.; Junior, H.M.F. Ascent of neotropical migratory fish in the Itaipu reservoir fish pass. *River Res. Appl.* **2011**, *519*, 511-519, doi:10.1002/rra.1378.
89. Vazzoler, A.E.A.M. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. EDUEM. Maringá, PR, BR, 1996. 169p. ISBN: 85-85545-16-X.1.
90. Makrakis, M.C.; Baumgartner, G.; Nakatani, K.; Gomes, L.C.; Bialezki, A.; Sanches, P.V. Fish larvae from the upper Paraná River: do abiotic factors affect larval density?. *Neotrop. Ichthy.* **2008**, *6*, 551-558, doi:10.1590/S1679-62252008000400002.
91. Wilson, S.W.; Mitter, C.; Denno, R.F.; Wilson, M.R. *Evolutionary patterns of host plant use by delphacid planthoppers and their relatives*. Springer, Planthoppers, **1994**.
92. Diamond, J.M. Assembly of Species Communities. In: Diamond, J.M.; Cody, M.L. Eds. *Ecology and Evolution of Communities*, Harvard University Press, Boston, **1975**, 342-344.
93. Alves, L.R.; Lima, J.F.; Rippel, R.; Alberto, C.P. O Continuum, a localização do emprego e a configuração espacial do Oeste do Paraná. *Rev. História Econ. e Econ. Reg. Apl.* **2007**, *2*, 24–46.
94. Fernandes, F. *O poema imperfeito: crônica de biologia, conservação da natureza e seus heróis*. Cutitiba, PR, BR, 3ªEds, **2011**. 265p. ISBN:9788573352740

ANEXOS

Anexo 1: Ficha do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR)		
1. IDENTIFICAÇÃO		
1.1. Bacia Hidrográfica:	1.2. Local/Trecho:	1.3. Coordenada:
1.4. Data:		1.5. Hora:
1.6. Equipe de coleta:		
2. RIO		
2.1. Largura (m):		2.2. Profundidade (m):
Habitats		
2.3. Remanso (%):	2.4. Corrente (%):	2.5. Corredeira (%):
Tipo de Solo do fundo		
2.6. Argila (%):	2.7. Silte (%):	2.8. Arreia (%):
3. ZONA RIPÁRIA		
Vegetação		
3.1. Dimensão/ Largura da ZR (m):		
3.2. Espécies Nativa (%):		3.3. Espécies Exótica (%):
3.4. Arbórea (%):	3.5. Arbustiva (%):	3.6. Herbácea (%):
3.7. Preservada (Vegetação nativa) (%)	3.8. Antropizada I: (Silvicultura, pastagem ou agricultura) (%)	3.9. Antropizada II (Residencial, comercial ou industrial) (%)

Anexo 2: Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)