

**INSTITUTO FEDERAL DE ALAGOAS
MESTRADO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS**

ROBERT GERMANO ALVES DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO COMPLEXO ESTUARINO-
LAGUNAR MUNDAÚ-MANGUABA-CELMM, ALAGOAS: UMA ABORDAGEM
BIOLÓGICA E DA PAISAGEM**

Marechal Deodoro

2020

ROBERT GERMANO ALVES DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO COMPLEXO ESTUARINO-
LAGUNAR MUNDAÚ-MANGUABA – CELMM, ALAGOAS: UMA ABORDAGEM
BIOLÓGICA E DA PAISAGEM.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (Modalidade Mestrado Profissional) como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Renato de Mei Romero

Co-Orientadora: Profa. Dra. María Angélica Pérez-Mayorga

Marechal Deodoro

2020

FICHA CATALOGRÁFICA

ROBERT GERMANO ALVES DA SILVA

Avaliação da qualidade ambiental do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba –
CELMM, Alagoas: uma abordagem biológica e da paisagem.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Programa de Pós-Graduação em
Tecnologias Ambientais (Modalidade
Mestrado Profissional) como requisito para a
obtenção do título de Mestre em Tecnologias
Ambientais.

Aprovado em 24 de julho de 2020.

Orientador:



Dr. Renato de Mei Romero - IFAL / Campus Maceió

Co-Orientadora:




Profa. Dra. María Angélica Pérez-Mayorga

Banca examinadora:



Dr. Fabricio Barreto Teresa- UEG / Campus Anapolis



Dr. Cláudio Luis Santos Sampaio – UFAL / Unidade Penedo



Dr. Daniel de Magalhães Araujo – IFAL / Campus Satuba

Marechal Deodoro, AL

2020

*Dedico aos meus pais que sempre me
incentivaram a buscar o caminho da
educação. Cheguei aqui por vocês.
A Marina Pascoalino, pelo amor e incentivo.
Aos meus irmãos.*

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado saúde, nestes tempos em que vivemos, para chegar até aqui.

A Fundação de Amparo a Pesquisa de Alagoas, FAPEAL, pelo apoio que foi dado no financiamento de todas as fases da pesquisa através do projeto “Avaliação da Integridade Física e Biótica do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú – Manguaba (CELMM), AL”.

A minha mãe Simone e ao meu pai Romildo pelo amor que me trouxe a terra, por me ensinarem o que é a vida, de onde eu vim e onde eu posso chegar, por me ensinarem a ter responsabilidade e caráter, fundamentais, antes de qualquer conhecimento acadêmico, e por todo o apoio para superar qualquer desafio sem medo.

Ao meu orientador Dr. Renato Mei Romero, o qual, considero um amigo, pessoa incrível e fundamental em toda a pesquisa, por toda paciência no compartilhamento de conceitos e teorias diversas, aprendi e continuarei aprendendo muito contigo, valeu por todo apoio, por estar junto em todas as fases da pesquisa, principalmente por encarar sem titubear o desafio dos córregos urbanos, por quebrar a cabeça comigo nos *softwares* estatísticos, por todas as broncas e críticas necessárias que sem dúvidas me ajudaram no crescimento acadêmico e profissional.

A minha co-orientadora Profa. Dra. Maria Angélica Perez-Mayorga pela força na realização das coletas, por me mostrar o caminho no laboratório, pelas tabelas de dados sempre didáticas e ricas para seguir o trabalho, na análise dos dados, por ter paciência em passar conceitos que eu nem imaginava que existiam, principalmente pelas críticas que foram muito importantes e.

A minha namorada Marina Pascoalino pela demonstração de que estará comigo em todas as horas, não é qualquer mulher, nem qualquer homem, que encara as situações que passamos na pesquisa, ambientes inóspitos, insalubres, serpentes aparecendo no meio do riacho e ela continuava lá, fotografando com a maestria da profissional admirável que é, e principalmente por colocar a mão na massa ajudando na coleta, laboratório e contando comigo mais de 30 mil Poecilideos no feriado, por me aguentar no estresse da fase de escrita, você foi fundamental, meu amor por você é gigante.

Aos meus irmãos Ruan, Rian e Ravanielle pelo amor e vibração a cada conquista.

A todos os amigos que ajudaram nas coletas, principalmente aos que não se intimidaram e encararam comigo os córregos urbanos Robert França, Alexandre, Jedvan, Michel e Will.

Ao amigo Roberto que não se limitava a ser o motorista, vestiu a camisa da pesquisa e desceu para ajudar em diversas etapas.

Ao amigo e técnico de laboratório do campus Mal. Deodoro, Ricardo, pela ajuda nas coletas de campo e nos procedimentos no laboratório.

A amiga Thaysa Kely pela ajuda nas coletas e parceria nas análises químicas.

Aos amigos Lala e Rafa pela confecção das redes do puçar e posterior reparo e costura de outra malha quando precisamos, obrigado pela prestatividade e bom humor com que nos receberam.

Ao amigo Prof. Dr. Frederico Passos pela ajuda nas análises estatísticas e paciência em compartilhar os conhecimentos comigo do *software R*.

Aos professores Dr. Francisco Langeani (UNESP, Rio Preto, SP) e Dr. Fernando Carvalho (UFMS, Campo Grande, MS) pela conferência e identificação de espécimes coletados.

Ao Me. Angelo Manzotti pelas fotos dos espécimes para confecção das pranchas.

A todos os amigos do PPGTEC que sem dúvida nenhuma fazem parte de todo processo, por todo incentivo, descobertas e compartilhamento de ideias, em especial a Kadja, Thomaz e Serafim pela força com o *Qgis*.

A dona Maze, por sempre me receber nos dias de aula nos horários de almoço e me convidar para almoçar, eu realmente ia para filar a boia em sua casa, obrigado por me ajudar a economizar nessa fase e a me dar palavras de apoio sempre, você é demais.

Aos meus companheiros da GVSA Maceió que me cobriram nos momentos em que me ausentava para realizar a pesquisa e que vibram comigo a cada conquista.

“Antes de ler o livro que o guru lhe deu,
escreva você o seu”

Raul Seixas

SILVA, Robert Germano Alves. Avaliação da qualidade ambiental do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM, Alagoas: uma abordagem biológica e da paisagem. 124p. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Campus Marechal Deodoro, Instituto Federal de Alagoas, Marechal Deodoro, 2020

RESUMO

Esta dissertação apresenta dois capítulos que englobam métodos de avaliação ambiental aplicados nas bacias hidrográficas do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM. A degradação no CELMM acarreta consideráveis impactos ambientais e socioeconômicos nas comunidades ribeirinhas. Com isso, discutiremos como as alterações ambientais, físicas e espaciais se relacionam com descritores químicos e a resposta ecológica da ictiofauna dos córregos inseridos no sistema, objetivando testar instrumentos de diagnóstico ambiental para o monitoramento e manejo dos impactos em rios e córregos costeiros. O Capítulo I traz a aplicação do Índice de Integridade do Hábitat, uma avaliação física local (80 m) já consolidada, e duas propostas, uma de adaptação de um índice para paisagem (1,6 km) e outra de um índice integrado às duas escalas para equalizar possíveis distorções. Para entender as respostas biológicas aos valores dos índices, foram avaliados dois estimadores ecológicos, riqueza de espécies e porcentagem de *Poecilia reticulata*, na comunidade de peixes. Os resultados são discutidos com objetivo de avaliar a capacidade de descrição dos índices e estimadores para as características físicas locais, espaciais e biológicas. No Capítulo II foi realizada a integração de descritores físicos e químicos do córrego e do ecotóno com descritores ecológicos. Testamos a aplicação das Curvas de Abundância e Biomassa (ABC) e a estatística W na avaliação biológica para detecção da perturbação ambiental nos córregos. A análise de espécie indicadora (IndVal) foi utilizada para descrever as espécies que caracterizam cada grupo de uso e ocupação do solo, e a Análise de Redundância (RDA) foi realizada para identificar os descritores químicos e físicos que estruturam as comunidades de peixes para cada uso e ocupação do solo. Em geral, as metodologias de avaliação utilizadas foram capazes de descrever as diferenças dos ambientes de cada uso e ocupação do solo e relacionar a estruturação física e química dos córregos com a comunidade íctica.

Palavras-chave: Monitoramento Ambiental, Índices, Riachos costeiros, Ictiofauna.

SILVA, Robert Germano Alves. Evaluation of the environmental quality of Mundaú-Manguaba Estuarine-Lagoon Complex – MMELC, Alagoas: a biological and lanscape approach. 124p. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Campus Marechal Deodoro, Instituto Federal de Alagoas, Marechal Deodoro, 2020.

ABSTRACT

This dissertation presents two chapters that include environmental assessment methods applied in the hydrographic basins of the Mundaú-Manguaba Estuarine-Lagoon Complex – MMELC. Degradation in CELMM has considerable environmental and socioeconomic impacts on riverside communities. We discuss how environmental, physical and spatial changes are related to chemical descriptors and the ecological response of the ichthyofauna of streams inserted in the system, aiming to test environmental diagnostic instruments for monitoring and managing impacts on rivers and coastal streams. Chapter I presents the application of the Habitat Integrity Index, a local physical assessment (80 m) already consolidated, and two proposals, one for adapting an index for landscape (1.6 km) and another for an index integrated to the two scales to equalize possible distortions. To understand the biological responses to the index values, two ecological estimators were evaluated species richness and percentage of *Poecilia reticulata*, in the fish community. The results are discussed in order to evaluate the ability to describe the indexes and estimators for local physical, spatial and biological characteristics. In Chapter II, the physical and chemical descriptors of the stream and ecotone were integrated with ecological descriptors. We tested the application of the Abundance and Biomass Curves (ABC) and the W statistic in the biological evaluation to detect environmental disturbance in the streams. The indicator species analysis (IndVal) was used to describe the species that characterize each land use and occupation group, and the Redundancy Analysis (RDA) was performed to identify the chemical and physical descriptors that structure the fish communities for each land use and occupation. In general, the evaluation methodologies used were able to describe the differences in the environments for each land use and occupation and relate the physical and chemical structuring of the streams to the fish community.

Key words: Environmental monitoring, Indexes, Coastal streams, Ichthyofauna

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba - CELMM e os Impactos Ambientais	16
2.2 Bacias Hidrográficas e Composição da Paisagem.....	18
2.3 Vegetação Ripária.....	19
2.4 Avaliação da Paisagem em Bacias Hidrográficas	20
2.5 Estrutura e Qualidade do Hábitat e Físico	23
2.6 Qualidade Físico-Química da Água em Riachos.....	24
2.7 Assembleias de Peixes de Riachos e Atributos Biológicos.....	25
2.8 Curva de abundância e Biomassa (ABC) na Avaliação Ambiental de Corpos Hídricos ...	28
2.9 Valor Indicador de Espécies – IndVal na Caracterização Ambiental	29
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
4. CAPÍTULO I.....	44
Introdução.....	46
Material e Métodos.....	48
Resultados.....	53
Discussão	59
Conclusões.....	63
Referências Bibliográficas.....	64
Material Suplementar:	70
5. CAPÍTULO II.....	73
Introdução.....	76
Material e Métodos.....	78
Resultados.....	84
Discussão	91
Conclusões.....	98
Referências Bibliográficas.....	98

Material Suplementar:	109
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	113
6.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS – Produtos:.....	115

1. INTRODUÇÃO

Durante milênios a água doce foi importante para o estabelecimento da espécie humana, que faz uso do recurso para consumo, irrigação, drenagem e descarte de efluentes, produção industrial e extração de alimentos, com isso, casas, fazendas e indústrias sempre foram estabelecidas em locais próximos a corpos hídricos (STRAYER & DUDGEON, 2010). As antigas populações humanas responderam às limitações específicas de seu ambiente, criando padrões para o estabelecimento e fixação de moradia (ELQMVIST et al., 2013). De acordo com Antrop (2004) e Sathler et al. (2009) a presença de corpos hídricos é um padrão determinante, principalmente pelo potencial produtivo. Os padrões referentes às atividades humanas, tais como crescimento demográfico e o uso e gestão do solo têm impactos diretos e indiretos nas dinâmicas ecossistêmicas principalmente nos processos biogeofísicos tais como a ciclagem de nutrientes e a produtividade primária (GRIMM et al., 2000).

Os espaços físicos ocupados pelas populações humanas são controlados por condições regionais e se caracterizam por uma ampla variação dos usos da terra, de sua morfologia e fragmentação (ANTROP, 2004). O crescimento da população humana e a consequente supressão da vegetação para moradia, produção agrícola e industrial ou atividades correlatas transformaram os ecossistemas em áreas ambientalmente sensíveis (MATOS et al., 2011). De acordo com Targa et al. (2012), a supressão de vegetação para urbanização é classificada como uma das mais agressivas formas de modificação, uso e ocupação do solo, impactando diretamente as bacias hidrográficas.

As modificações humanas são comuns na maioria das paisagens do mundo e muitos lugares foram modificados por centenas (ou mesmo milhares) de anos (LIGEIRO et al., 2013). Na perspectiva dos corpos hídricos, as atividades humanas transformam córregos com baixa turbidez e leitos extensos, em córregos turvos com leitos curtos, física e quimicamente impactados. A presença de populações humanas próxima aos cursos d'água modificam o leito, desestabilizam as margens e canalizam os córregos, diminuindo a infiltração da água e aumentando o escoamento superficial, alterando a drenagem natural e impactando o ciclo hidrológico local (BROCANELI & STUERME, 2008; SCHNEIDER et al., 2011). As alterações da paisagem dos riachos, com a retirada das matas ripárias, comprometem a saúde dos corpos hídricos, causando diversos danos e diminuindo a capacidade de recuperação do riacho (KARR, 1998). O excessivo carregamento de nutrientes e toxinas decorrentes das mudanças de uso e ocupação do solo na zona ripária tem eutrofizado e modificado

quimicamente as águas de maneira que excedem a capacidade de recuperação dos mananciais, refletindo em impactos negativos na biota aquática (STRAYER & DUDGEON, 2010).

De modo geral, no contexto ecológico, as modificações antrópicas dos ecossistemas provocam perda da biodiversidade, homogeneização da fauna e favorecimento da dominância de espécies generalistas (WALTERS et al., 2003). Nos ecossistemas aquáticos, a ligação dos córregos com a paisagem circundante torna estes ambientes vulneráveis aos impactos do uso do solo, afetando a integridade do hábitat (WALSH et al., 2005; ALVIM et al., 2008). Dada tamanha diversidade e capacidade de ocupação nos mais variados ambientes, a facilidade de coleta e identificação, o grupo taxonômico dos peixes foi considerado por Karr (1998) como “sentinelas do ambiente”, por responderem as mudanças físicas e químicas do hábitat.

Como visto, as modificações humanas atuam em ampla escala (bacia hidrográfica) e local (canal e zona ripária), portanto as duas devem ser investigadas para entender os impactos químicos e ecossistêmicos no ambiente lótico (LIGEIRO et al., 2013). As análises ecológicas devem, no entanto, serem combinadas com análises físico-químicas nos corpos hídricos no momento da amostragem, estas indicarão as condições da bacia hidrográfica e as propriedades ambientais da drenagem sendo fundamental a associação dessas características aos atributos físicos em nível local e de paisagem (RUARO, 2012; MEDEIROS & PINTO, 2017). Para as análises físicas locais, os protocolos rápidos de bioavaliação ou índices de integridade física do habitat, são ferramentas já consolidadas que não demandam altos custos financeiros e classificam o ambiente de degradado a conservado, sem deixar de lado o rigor técnico e científico (HANNAFORD et al., 1997; BARBOUR et al., 1999; CASATTI et al., 2006). A avaliação em escala de paisagem é uma ferramenta que vem ganhando notório destaque no monitoramento ambiental. Análises nessa escala auxiliam na avaliação e gestão dos recursos hídricos (STEIN et al., 2002) e a partir da formulação de índices de qualidade com os dados obtidos, é possível classificar os corpos hídricos quanto a conservação ou degradação (LIGEIRO et al., 2013). Com isso, como essas ferramentas vêm sendo amplamente utilizadas em biomas e regiões geográficas distintas, entendemos que essas metodologias de baixo custo de análises físicas com avaliações biológicas, podem ser testadas e aplicadas em córregos estuarinos tropicais, agregando dados para o monitoramento e manejo ambiental em regiões similares.

Em Alagoas, estado situado na região nordeste do Brasil, o Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM, unidade hidrográfica de grande extensão espacial e diversidade ecossistêmica, abastecida pelos rios Mundaú, Paraíba do Meio, Sumaúma Grande e tributários de menor porte (ARAÚJO & CALADO, 2008). Esta região hidrográfica sofre

intensa pressão sob seus recursos bióticos e abióticos, sobretudo pelo crescimento urbano em suas margens (MARQUES, 1991; ARAÚJO & CALADO, 2008; MELO-MAGALHÃES et al., 2009). O CELMM é descrito por Melo-Magalhães et al. (2009) como um dos complexos lagunares mais belos e produtivos do Brasil, tem relevante importância econômica para o estado e foi marcada historicamente pela ocupação desordenada das suas margens, em virtude de sua localização próxima a capital e as zonas de produção agrícola e industrial (MARQUES, 1991; SILVA & SOUZA, 2009).

Os últimos dados disponíveis na literatura têm 12 anos e já apontavam para uma população por volta de 260 mil habitantes no complexo, dos quais cerca de 5.000 exerciam atividades de pesca e extrativismo no CELMM e cerca de 100 mil trabalhadores estavam ligados aos setores de turismo e à prestação de serviços nas lagoas (SOUZA et al., 2004; DA SILVA et al., 2008). O último censo demográfico das cidades que compõem a parte baixa do CELMM apontava 1.039.050 habitantes, estimativas recentes apontam para 1.132.929 habitantes nestes municípios (IBGE, 2019). Estas condições de ocupação desordenada impulsionam a degradação no complexo e refletem, inclusive, eventos de mortandade de peixes frequentes no CELMM, gerando consideráveis prejuízos e revolta nas comunidades ribeirinhas (SILVA & SOUZA, 2009). A partir disso, entendemos que os rios que compõem o CELMM representam uma região com amplo gradiente de ocupação do solo, com processos humanos e naturais, portanto uma área relevante para estudos que integrem variáveis físicas, químicas e ecológicas que respondem aos processos de uso do solo na paisagem.

Nesta contextualização, fica claro que a rede de drenagem do CELMM sofre intensa pressão devido aos impactos da ocupação humana, tais como o crescimento urbano, o descarte de efluentes, a deficiência na coleta de resíduos, práticas inadequadas de exploração da água e do solo, e a ocupação desordenada de suas margens afetando toda sua extensão (ANA, 2006; SILVA & SOUZA, 2009). Com isso, o estudo dos impactos ambientais na estrutura das comunidades de peixes dos rios e córregos drenados para o CELMM, relacionando atributos químicos, físicos locais e espaciais com biológicos, pode se constituir em um importante instrumento de diagnóstico ambiental para o monitoramento e manejo dos impactos ambientais em rios e córregos de complexos estuarinos, mapeando os efeitos das atividades humanas, prevendo e minimizando impactos no ecossistema.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba - CELMM e os Impactos Ambientais

Conforme Odum (2004), os estuários são ambientes fortemente influenciados pela ação das marés e são caracterizados pela mistura das águas marinhas e continentais dos rios, ocorrendo variações de salinidade em pontos distintos do sistema. Destaca o autor que nessas regiões é formado um corpo hídrico costeiro semifechado e ligado ao mar, que é considerado um ambiente de transição entre os ecossistemas de água doce e marinha, no entanto muitas de suas características físicas e biológicas não são transicionais.

No estado de Alagoas, região nordeste do Brasil, entre as regiões estuarinas, tem destaque o Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM. Situado na parte central do litoral alagoano na região dos tabuleiros costeiros de Alagoas (SOUZA et al., 2004; GUIMARÃES JUNIOR et al., 2017), a região é considerada um complexo lagunar de elevada produtividade econômica e um dos mais belos e produtivos do Brasil (SOUZA et al., 2004; MELO-MAGALHÃES et al., 2009). O clima no sistema é quente, com temperatura anual média de 24°C (SILVA & SOUZA, 2009), com duas estações bem definidas: chuvosa, de março a agosto, e seca, de setembro a fevereiro (MENEZES et al., 2012). De acordo com a classificação das regiões climáticas de Köppen, a região costeira alagoana apresenta climas do tipo Am (tropical – monçônico) e As (tropical – savânico), o primeiro, de Pernambuco ao litoral sul de Maceió, e o segundo, do sul de Maceió a costa do estado de Sergipe (Alvarez et al., 2013).

O complexo tem grande destaque pela extensão espacial das lagunas que o compõem e pela importância dos rios Mundaú, Paraíba do Meio e Sumaúma Grande que abastecem o complexo (MELO-MAGALHÃES et al., 2009). O CELMM reúne em sua área uma diversidade de ecossistemas costeiros, como fragmentos de mata atlântica, estuários, restingas e manguezais (MARQUES, 1991), com vegetação fortemente constituída por formações pioneiras de influência marinha herbácea, como também de influência fluviomarinha arbórea (SILVA & SOUZA, 2009). A porção baixa da bacia possui vegetação de influência fluviomarinha arbórea e marinha herbácea e é constituída principalmente pela floresta atlântica úmida, que inclui manguezais, tabuleiros costeiros e restingas (SILVA & SOUZA, 2008). Contudo, nesta região, as matas ciliares são amplamente substituídas por atividades agropecuárias (NAZÁRIO, 2008).

Historicamente, o CELMM foi marcado pela ocupação das suas margens devido a sua localização próxima à capital e as zonas de produção agrícola e industrial (MARQUES,

1991; GUIMARÃES JUNIOR et al., 2017). Devido à essa intensa ocupação humana, a degradação do CELMM e dos seus recursos bióticos e abióticos têm grande impacto na economia regional (SILVA & SOUZA, 2008). Em outro estudo, Silva & Souza (2009) estimaram que mais de quatro mil famílias da comunidade ribeirinha do complexo têm como fonte de renda atividades de pesca e extrativismo ligadas diretamente ao CELMM e, indiretamente, 100 mil pessoas dependem do sistema, com atividades de turismo, gastronomia e serviços nas lagunas (MELO-MAGALHÃES et al., 2009; SILVA & SOUZA, 2009). Assim, fica evidente que, por sua extensão, grande diversidade ecológica e riqueza de suas águas, o CELMM apresenta um alto potencial produtivo passível de aproveitamento, porém, este ecossistema é considerado ambientalmente vulnerável (SOUZA et al., 2004; ANA, 2006), fazendo com que estudos de monitoramento ambiental deste ecossistema sejam mais que oportunos, mas necessários, para conhecer e preservar o complexo.

Por essas características de ocupação e degradação, Marques (1991) definiu o CELMM como um “ecocomplexo multiestressado” combinando, além dos estressores naturais estuarinos, cinco estressores antropogênicos que incidem na saúde ecossistêmica: a coleta de recursos renováveis; descargas poluentes; reestruturação física; introdução de espécies exóticas e eventos devastadores. De acordo com Silva et al. (2008) o alto potencial poluidor na região do CELMM justifica a implementação de estudos para desenvolvimento de tecnologias e métodos na detecção dos impactos e consequências da degradação, conscientização ambiental e planejamento de mecanismos de ação capazes de garantir a manutenção dos padrões adequados de condições ambientais.

Essas atividades esgotam recursos, comprometendo o desenvolvimento sustentável da região, além disso, as condições do sistema comprometem a saúde pública, com proliferação de doenças associadas às más condições de saneamento, e produzem impactos ambientais, como o desaparecimento de espécies, contaminação química, assoreamento, cheias e transbordamentos (ANA, 2006; SILVA et al., 2009). Os rios e córregos respondem a saúde integrada do ambiente, acumulando os impactos do uso do solo na bacia de drenagem e levando até o corpo receptor. Segundo os autores Marques (1991) e Souza et al., (2004) os rios que participam da drenagem do CELMM sofrem processos degradantes como: descarte de efluentes urbanos, agrícolas e industriais, deficiência na coleta de resíduos, práticas inadequadas de exploração da água e do solo, pesca e extrativismo, uso industrial e agropecuário do solo marginal e ocupação desordenada das margens com urbanização não consolidada. A degradação dos rios e córregos que participam da drenagem do CELMM, pode

acarretar graves problemas sociais e econômicos pelo desaparecimento de espécies, impedimento de atividades pesqueiras e extrativistas refletindo na economia local.

As condições de degradação ambiental na região do CELMM são críticas, levando ao comprometimento da sustentabilidade do sistema, com isso são recorrentes episódios de mortandade de peixes, proliferação de algas e doenças de veiculação hídrica (SOUZA et al., 2004). Esses eventos causam desespero e revolta entre pescadores e comunidades ribeirinhas, demonstrando a urgência na necessidade de equacionar os problemas ambientais locais (SILVA & SOUZA, 2009). Portanto, justifica-se trabalhos de monitoramento ambiental que gerem dados para o manejo da região, prevendo e minimizando impactos ecológicos, econômicos e na saúde pública das comunidades ribeirinhas.

2.2 Bacias Hidrográficas e Composição da Paisagem

Cohen (2012) conceitua bacia hidrográfica como toda porção de terra que drena suas águas para um corpo hídrico em comum, um lago, um rio ou o oceano. O termo bacia hidrográfica refere-se a um compartimento geográfico delimitado por divisores de água que separam bacias vizinhas, servindo de captação natural da água proveniente de precipitação, através da rede de drenagem pela declividade no terreno, alcançando os setores mais baixos até o ponto de saída (BORSATO & MARTONI, 2004).

Já a composição da paisagem nas redes de drenagem, conceitua-se como um mosaico heterogêneo composto por diversos tipos de vegetação (LAUDON et al., 2007; CHRISTENSEN et al., 2017), áreas naturalmente abertas (LEBERFINGER & BOHMAN, 2009) e estruturas humanas agrícolas, industriais e urbanas (WALSH, 2005; LUTHER et al., 2008). Lotspeich (1980) defende que uma bacia hidrográfica deve se caracterizar pelos usos múltiplos, com isso, os problemas ambientais de poluição devem ser tratados considerando toda bacia como um ecossistema único, não apenas a água diretamente afetada pelo uso da terra, independentemente do tamanho da bacia. A composição da paisagem é um importante fator na estruturação da biodiversidade ecossistêmica, principalmente, nos ambientes lóticos, que sofrem forte influência do uso e ocupação do solo na bacia de drenagem (VERAS, et al., 2018). As condições ecológicas dos riachos estão fortemente ligadas ao uso da terra, as modificações antrópicas das bacias hidrográficas causam modificações geológicas e químicas no corpo hídrico, afetando a biota associada (HEPP & SANTOS, 2008)

Durante milênios, a água doce de rios e lagos foi importante para o estabelecimento da espécie humana, que faz uso do recurso para consumo, irrigação, drenagem e descarte de efluentes, produção industrial e extração de alimentos, com isso fixaram as casas, fazendas e

industrias sempre em locais de proximidade com cursos d'água (STRAYER & DUDGEON, 2010). As bacias que sofreram alterações humanas geralmente exibem uma diversidade reduzida devido à mudança de manchas naturais heterogêneas com gradientes de ecótonos para unidades de terras com transições abruptas (DELONG & BRUSVEN, 1998). A biota pode reagir de maneira diferente às paisagens modificadas pelo ser humano, algumas espécies são incapazes de sobreviver em habitats não naturais; animais grandes, táxons especialistas em habitat e espécies endêmicas têm maior probabilidade de serem impactados pela cobertura da terra alterada para uso humano (LUTHER et al., 2008).

Os riachos componentes de uma bacia, têm conexão com todo o ambiente em que está inserido, e suas condições, em especial as biológicas, e refletem as consequências das ações humanas no sistema ecológico (KARR, 1998). Os córregos, riachos e lagoas são o produto integrado das bacias hidrográficas, portanto, qualquer que seja a classificação ecossistêmica destes é atribuída à suas respectivas bacias (LOTSPEICH, 1980; ODUM, 2004). Alterações na paisagem em zonas úmidas, cobertura de lagoas e cabeceiras modulam a estrutura das assembleias de peixes, modificam a composição do substrato, alteram o fluxo do canal e a composição da vegetação marginal afetando seriamente a qualidade e disponibilidade de habitat para a ictiofauna, reduzindo a biodiversidade (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997; BRAZNER, 2004; HUMPL & PIVNICKA, 2006). Entendemos que as avaliações locais por vezes podem ser inadequadas para justificar alterações na composição biológica da ictiofauna em rios e córregos, utilizar a escala da paisagem permite a identificação de estruturas que atuam na estruturação das comunidades de peixes.

2.3 Vegetação Ripária

A vegetação ripária é conhecida como a mata ciliar de corpos hídricos, Beschta & Ripple (2016) conceituam-a como a vegetação ciliar transicional entre os ambientes terrestres e aquáticos. Essa estrutura vegetal ripária atua como filtro biogeográfico, sua presença influencia vários aspectos da biologia dos peixes em escala local, regional e global, resultando em homogeneização da fauna (CASATTI et al., 2009). Além dessa característica, a zona ripária atua ainda na remoção do excesso de nutrientes e poluentes provenientes do escoamento superficial e dos processos de erosão (DILLAHA, 1989). O resultado das alterações na faixa ripária é o aumento da carga de nutrientes em lagos, reservatórios e estuários abastecidos pelos córregos (PAUL & MEYER, 2001).

De acordo com Karr (1998), a retirada da cobertura vegetal ripária compromete a saúde dos riachos, causando danos e diminuindo a capacidade de recuperação do corpo

hídrico. Além desta função de barreira protetora do corpo hídrico contra processos físicos e químicos, a vegetação ripária é fator importante na composição da ictiofauna, o que em estudo de Bojsen & Barriga (2002) foi evidenciado pela maior diversidade beta para os ambientes florestados em comparação aos desflorestados, indicando maior heterogeneidade com a presença da vegetação. Isso é reforçado nos resultados de Teresa e Casatti (2010) onde a vegetação marginal contribuiu diretamente para o aumento da riqueza da ictiofauna.

De acordo com Marhetti & Moyle (2001) e Casatti et al. (2009), alterações na estrutura ripária, principalmente supressão da vegetação nativa, atuam potencialmente na estruturação das assembleias e na qualidade química dos corpos hídricos. Com todas estas características, fica claro que a manutenção da vegetação ripária é um fator ambiental determinante, devendo ser avaliada quanto a sua integridade em processos de monitoramento ambiental em riachos.

2.4 Avaliação da Paisagem em Bacias Hidrográficas

As avaliações espaciais ou de paisagem são metodologias que se propõem a quantificar as características que estão atuando na qualidade ambiental (LIGEIRO et al., 2013; FRISHKOFF et al., 2019). As análises em escala de paisagem são instrumentos necessários para avaliação, planejamento e desenvolvimento de políticas públicas na gestão de bacias hidrográficas, sendo possível observar efeitos cumulativos do uso da terra nos corpos hídricos, sendo geralmente apresentados em valores indicadores ou índices (STEIN et al., 2002). Um índice pode ser definido como um número derivado de uma fórmula, usado para caracterizar um conjunto de dados, ou um número que representa a mudança no valor ou outra quantidade mensurável em comparação com um número de referência (PAPAS et al., 2008). Ainda de acordo com os conceitos de Papas et al. (2008) um índice produzido para avaliação da paisagem em redes de drenagem é um modelo matemático que fornece um valor numérico para caracterizar o ambiente.

Atualmente os softwares de geotecnologias, sensoriamento remoto e imagens de satélites podem oferecer diversas informações do ambiente terrestre, de forma rápida e muitas vezes gratuita. Por esse motivo, as geotecnologias podem ser bastante úteis em estudos ambientais em paisagens de bacias/microbacias, o que segundo Batista et al. (2009) permite a obtenção de informações de uma determinada área, sem haver contato direto com o fenômeno estudado. Com a disponibilidade recente de imagens comerciais multiespectrais de sensoriamento remoto de alta resolução, é possível identificar elementos em diversas escalas (SHACKELFORD & DAVIS, 2003). Assim, obtemos dados importantes para análises

temporais e espaciais do uso e ocupação do solo de maneira rápida e menos onerosa (MASHIKI & CAMPOS, 2013) que podemos utilizar como base para os processos de tomada decisórios. As geotecnologias vêm dando contribuições na identificação dos problemas ambientais, dando base para o planejamento e criação de políticas voltadas à preservação do meio (BATISTA et al., 2009). Com isso, estudos têm investigado, com uso das geotecnologias, os impactos da composição da paisagem e uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas (RAWER JOST et al., 2004; LIGEIRO et al., 2013; MAGESH et al., 2013). Outros estudos mensuram os impactos do uso e ocupação em bacias hidrográficas mediante o cálculo de índices de integridade ou perturbação ambiental com softwares de geotecnologias (STEIN et al., 2002; LIGEIRO et al., 2013; MACEDO et al., 2016).

Os softwares computacionais são chamados de sistemas de informação geográfica (SIG) e considerados por Magesh et al. (2013) como ferramenta poderosa para avaliação de vários parâmetros da cobertura da terra, fornecendo ambiente flexível para determinação, interpretação e análise de informações espaciais relacionadas às bacias hidrográficas. Com a utilização dos SIG's tem se tornado operacionalmente simples e fácil avaliar e identificar perturbações em escalas maiores em redes de drenagem (LIGEIRO et al., 2013). As recentes ferramentas de monitoramento espacial, são rápidas e possuem alta qualidade gerando dados importantes para tomada de decisões nas questões ambientais (MACHADO et al., 2017).

Estas avaliações com uso de imagens espaciais são feitas a partir da interpretação dos elementos que compõem as imagens e posterior classificação destes elementos em categorias, para isso são utilizados dois tipos de abordagens na interpretação, por pixel ou objetos. De acordo com Shackelford & Davis (2003) classificações espaciais da cobertura da terra podem ser feitas com abordagens baseadas em pixels ou baseadas em objetos, de modo que: a classificação baseada em pixels trabalha com informações espectrais, identificando a classe de cada pixel nas imagens e comparando o vetor de dados dimensionais para cada pixel com o vetor de protótipo para cada classe; já as abordagens baseadas em objetos levam em consideração a forma e textura em objetos que consistem em muitos pixels que foram agrupados de maneira significativa pela segmentação da imagem. A problemática, ao realizar uma classificação por pixel para fins de mapeamento da cobertura vegetal em escala comunitária, é a heterogeneidade espectral em uma determinada cobertura do solo que pode levar a pixels classificados incorretamente (WHITESIDE et al., 2011).

Para escalas muito grandes, a classificação baseada em objetos é menos precisa que a classificação baseada em pixels pelo impacto de erros de sub-segmentação (LIU & XIA, 2010). A classificação baseada em objetos incorpora informações espaciais ao procedimento

de classificação, esta é consistente com a perspectiva da ecologia de paisagens, sendo preferível trabalhar em um objeto significativo que represente o verdadeiro padrão espacial, em vez de um pixel uniforme (WANG et al., 2004). Um dos benefícios do uso de objetos é que, além das informações, eles têm vários recursos geográficos e geométricos atribuídos a eles, como forma, comprimento e entidades topológicas (WHITESIDE et al., 2011)

A integração dos estudos de monitoramento ambiental com técnicas de interpretação de imagens espaciais em SIG's evidencia as mudanças no ambiente natural, integrando a estruturação física com as propriedades químicas e biológicas (COLLIER et al., 2015). Conforme a visão clássica do comprometimento do fluxo, os processos humanos que operam em escala múltipla podem alterar padrões do hábitat natural, levando a modificações com prejuízo nas assembleias biológicas (LIGEIRO et al., 2013). No contexto ecológico Macedo et al. (2016) correlaciona negativamente a pressão antropogênica na paisagem da bacia hidrográfica com índices de qualidade biológica baseado na composição de macroinvertebrados e na presença ou ausência da cobertura vegetal natural da bacia hidrográfica. Esses resultados confirmam que a vegetação na paisagem é fator importante para a conservação, pela sua relação inversa com a descarga de sedimentos e poluentes no corpo hídrico.

Os rios são influenciados pelo uso da terra em escalas regionais e da bacia, com isso as condições de perturbação da zona ripária podem ocasionar a degradação da qualidade da água (PINTO et al., 2006). Outro problema que o uso de imagens espaciais pode ajudar na resolução, são os limiares ecológicos que definem os gradientes de estudo, consideramos que a partir do avanço das geotecnologias podemos traçar os limites para categorização dos gradientes ambientais sem os problemas decorrentes de escalas distintas. Os limiares ecológicos podem ser particularmente relevantes no contexto de gradientes ambientais, esses podem representar novas condições físicas e químicas diferentes às condições experimentadas pelas espécies no tempo evolutivo, configurando respostas das espécies às pressões humanas no ecossistema (BAKER & KING, 2010; DALLA-CORTE et al., 2020). O uso de gradiente contínuo de distúrbio pode ser mais vantajoso para a classificação dos locais avaliados (LIGEIRO et al., 2013). Portanto, o uso de imagens espaciais, é importante para a análise do uso e ocupação do solo, dos recursos naturais e são incorporadas no monitoramento ambiental de bacias ou microbacias hidrográficas (BATISTA et al., 2009). Dessa forma, entendemos que a avaliação ambiental pela interpretação de imagens espaciais pode ser adequada tanto na categorização de áreas de estudo, como também no monitoramento ambiental, justificando

possíveis alterações químicas e biológicas que não estejam relacionadas a escala local e ripária.

2.5 Estrutura e Qualidade do Hábitat e Físico

Como discutido, as redes de drenagem são alteradas por atividades humanas podendo ser caracterizadas pelo aumento ou diminuição da diversidade estrutural das características físicas do hábitat (DELONG & BRUSVEN, 1998). O homem, desde sua existência, mantém relação de interação com o ambiente a sua volta modificando-o à sua maneira para atender suas necessidades, atividades como a urbanização, pecuária e agricultura são principais causadoras da degradação ambiental, pois necessitam de espaço físico e geram resíduos que chegam aos corpos hídricos (CARVALHO et al., 2014).

Para entender como essas modificações do ambiente natural atuam na degradação dos ecossistemas é necessário o desenvolvimento de técnicas de manejo e monitoramento ambiental. Muitas discussões em torno de técnicas de avaliação ambiental giram em torno de suas implicações financeiras e temporais e metodologias técnicas que facilitem o trabalho e atendam a demanda de maneira rápida e eficaz, sem ignorar o rigor científico, e a partir desta necessidade foram propostos por Barbour et al. (1999) os protocolos rápidos de bioavaliação. A aplicação de protocolos rápidos de avaliação do hábitat é utilizada para descrever a qualidade do ambiente físico e, a partir da observação direta de vários atributos no ecossistema e medidas ambientais, classifica-los em uma escala de valores quanto a sua conservação ou degradação (HANNAFORD et al., 1997; BARBOUR et al., 1999; CALLISTO et al., 2001; CASATTI et al., 2006).

A avaliação da qualidade física do hábitat com estes protocolos, é baseada na visualização e medida de um conjunto de características ou descritores físicos do corpo hídrico e da composição da terra marginal, que configura valores para o Índice de Integridade Física do Hábitat – PHI (BARBOUR et al., 1999). Avaliar a qualidade física de um corpo hídrico pode parecer demandar muitos esforços e equipamentos complexos, contudo, uma avaliação preliminar por meio de protocolos rápidos vem constituindo-se em uma ferramenta de fácil aplicação e eficaz na quantificação das condições naturais de um determinado rio (DILLENBURG, 2007). Em riachos, uma abordagem abrangente para avaliar a estrutura do hábitat inclui uma avaliação da variedade e qualidade do substrato, morfologia do canal, estrutura do banco e vegetação ripária (BARBOUR et al., 1999). Nessimian et al. (2008) incluiu entre os descritores físicos para avaliação da Integridade do Hábitat, uso da terra,

largura da vegetação marginal, dispositivos de retenção, sedimentos do canal, estrutura do barranco, leito do rio, vegetação aquática e detritos.

Marchetti & Moyle (2001) indicaram como fatores ambientais influenciadores na composição da ictiofauna, a quantidade e disponibilidade de hábitat, combinações de poços e corredeiras, a cobertura vegetal marginal e a velocidade do fluxo. Nessimian et al. (2008) correlacionou a riqueza e abundância de macroinvertebrados usados em avaliações ambientais com as características físicas do hábitat na porção ripária. Casatti (2005) correlaciona a notável abundância da ordem siluriforme em um riacho de primeira ordem às características físicas do hábitat, especialmente áreas de corredeira e vegetação marginal submersa. Buisson et al. (2008) observaram variações na composição das comunidades de peixes relacionadas à estrutura do hábitat em trechos de riacho. A avaliação de Casatti et al. (2009) confirma que a vegetação marginal é responsável pelas condições de diversidade de substrato e de hábitat, e ocorrência de elevado assoreamento. Souza et al. (2011) relacionou diferenças biológicas de riqueza e abundância de macroinvertebrados com a categorização de hábitat em Conservado, Alterado e Degradado, a categorização foi possível partir da aplicação do Índice de Integridade de Hábitat proposto por Nessimian et al. (2008).

Uma avaliação da qualidade do hábitat é fundamental para qualquer avaliação de integridade ecológica, devendo ser realizada no momento da amostragem biológica, pois em geral hábitat e biodiversidade têm ligação íntima (BARBOUR et al., 1999). Em ambientes lóticos com presença de vegetação marginal íntegra, a diversidade de hábitats mais complexos indica melhores condições para a manutenção da biodiversidade aquática, reforçando a ligação entre o ecotóno e o leito do rio (CASATTI et al., 2009). A aplicação desses protocolos fornece informação sobre a composição estrutural do habitat, com isso, associando aos descritores biológicos, podemos inferir como a composição física do ambiente impactará a qualidade ecológica do ecossistema.

2.6 Qualidade Físico-Química da Água em Riachos

A integridade da qualidade de águas superficiais é definida por suas características físico-químicas, sendo determinadas em sua maior parte por análises laboratoriais e análises de campo (MEDEIROS & PINTO, 2017). No Brasil esta qualidade é avaliada seguindo a resolução CONAMA 357/2005, que estabelece os valores limites dos elementos físico-químicos que definem a qualidade ambiental e enquadramento de um corpo hídrico (BRASIL, 2005). A legislação brasileira lista entre os parâmetros para qualidade da água: oxigênio dissolvido, turbidez, pH, nitrogênio total e fósforo total. Em riachos e córregos urbanos a

elevada presença de nitrogênio e fósforo na água é atribuído aos esgotos domésticos e descarte de produtos químicos (BETEMPS et al., 2014).

A análise dos parâmetros físico-químicos do corpo hídrico indica as condições de uma bacia hidrográfica, avaliando as propriedades ambientais do sistema de drenagem, em especial, principalmente frente às interferências antrópicas no momento de avaliação não exercendo confiabilidade em uma análise a longo prazo, com isso torna-se fundamental a associação dessas características aos impactos físicos e ecológicos da influência humana no ambiente. (RUARO, 2012; MEDEIROS & PINTO, 2017).

Nos córregos inseridos em drenagens urbanas, os resíduos são ricos em matéria orgânica provocando reações químicas e bioquímicas que resultam em alto consumo de oxigênio, diminuição de pH e o aumento do teor de nutrientes, elevando a toxicidade da água que afeta a biota aquática (HEPP & SANTOS, 2008). Nesse tipo de drenagem, há também o aumento da condutividade elétrica, que segundo Betemps et al. (2014), relaciona-se com a quantidade de sais presentes na coluna d'água, portanto é uma medida indireta da concentração de poluentes (BETEMPS et al., 2014).

Do ponto de vista ecológico, a importância do monitoramento das características físico-químicas se dá pelo fato destes elementos atuarem na estruturação e composição da fauna. Ferreira & Casatti (2006) encontraram maior diversidade e equitabilidade em trechos com baixa turbidez e ausência de óleo e espumas e em dois outros trechos com aumento da turbidez e presença de óleos e espumas ocorreu dominância de espécies. Em seu estudo Marchetti & Moyle (2001) relacionaram a maior ocorrência de espécies nativas a uma menor condutividade elétrica da água, com o aumento deste parâmetro as espécies locais deram lugar às exóticas. Hepp & Santos (2008) atribuíram os baixos valores nas métricas biológicas aos altos valores de condutividade elétrica nos córregos.

Em termos de avaliação ambiental, Godefroid et al. (2015) aponta que a qualidade ambiental de um córrego pode ser determinada pela relação da biologia das espécies encontradas com as características físicas e químicas no momento da amostragem. Portanto, torna-se cada vez mais necessário entender a relação das espécies de peixes com a qualidade química dos corpos hídricos.

2.7 Assembleias de Peixes de Riachos e Atributos Biológicos

O termo assembléia é usado para representar um subconjunto filogenético de uma comunidade, enquanto uma comunidade é todo o componente biológico de um ecossistema (HUGHES et al., 1998). Um ecossistema é definido por Grimm et al. (2000) como um

território de qualquer tamanho onde haja interações bióticas e abióticas, Odum (2004) define como qualquer unidade que inclua a interação entre organismos e ambientes físicos inertes ao seu redor. A estrutura e composição das comunidades lóicas dependem de diversos fatores e processos físicos, com isso a disponibilidade de hábitat é regulada pelas condições e distúrbios no ambiente (KONRAD & BOOTH, 2005). Ecossistemas de água doce fornecem recursos importantes para os seres humanos e é o hábitat de uma biota rica, com grande taxa de endemismo e sensibilidade as mudanças (STRAYER & DUDGEON, 2010). Rios, córregos e estuários são os ecossistemas aquáticos mais intensamente afetados pelos efeitos da degradação ambiental, acarretando uma preocupação quanto aos impactos das ações humanas no ambiente aquático (MOYA et al., 2011).

Os indicadores ecológicos são definidos como o conjunto de parâmetros biológicos que se baseiam nas características quantitativas e qualitativas de populações e comunidades em ecossistemas e que permitem monitoramento e detecção de mudanças no ambiente ao longo do tempo (METZGER & CASATTI et al., 2006). As comunidades de peixes foram consideradas por Karr (1998) como sentinelas do ecossistema, por refletirem os impactos causados na qualidade ambiental dos rios. A saúde do ecossistema tem importante relação com a qualidade de vida humana (KO et al., 1998), os peixes são fáceis de coletar e identificar até o nível taxonômico de espécie e a estrutura das comunidades oferece resposta rápida sobre a qualidade ambiental (BARBOUR et al., 1999). A relação direta e indireta da ictiofauna com os impactos antrópicos, reforçam a escolha deste grupo taxonômico como indicador biológico de qualidade ambiental (OTERO et al., 2006). Segundo Karr (1998) as metodologias de monitoramento convencionais, avaliam apenas parâmetros químicos ou tamanhos da população de espécies alvos. No entanto, Ferreira (2010) indica que a estrutura das comunidades de peixes sofre alterações na composição de acordo com a qualidade do riacho e da utilização do ecotóno, além da presença ou não de mata ripária, sendo fundamental integrar avaliações biológicas no momento do monitoramento.

As ações humanas têm influência direta nos recursos alimentares e de habitats, com reflexos na diversidade, abundância, reprodução e sobrevivência de espécies. A modificação de córregos afeta a comunidade de peixes, exemplos como as alterações no Rio Sena para conter enchentes, atingiram significativamente as espécies, com o desaparecimento de habitats adequados (PAUL & MEYER, 2001). Outro fator impactante na biota aquática, é a contaminação orgânica e química pelo lançamento de esgoto doméstico não tratado nos leitos, que afetam o ecossistema atingindo a comunidade de peixes (CASATTI et al., 2006).

Lappalainen & Soininen (2006) mostraram em seus resultados que a estrutura da ictiofauna está relacionada com um conjunto de fatores ambientais variando da química e temperatura da água as características físicas como a área e profundidade do corpo hídrico. Bojsen & Barriga (2002) identificaram relação da riqueza de espécies com a composição do substrato, sendo maior em fundos moles (areia) em comparação aos duros. Otero et al. (2006) afirma que a mortalidade em massa de peixes pode ser resultante de atividades humanas que depreciam a integridade biótica do hábitat. Melhores padrões de diversidade e equitabilidade em trechos heterogêneos em substrato e vegetação marginal, e valores mais baixos para diversidade e equitabilidade em trechos homogêneos para estas características físicas foram encontrados por Ferreira & Casatti (2006). De acordo com Grown et al. (2003) a vegetação marginal atua ativamente na composição da assembleia, segundo o autor, espécies diferentes compõe assembleias de peixes encontradas em trechos com vegetação marginal arbórea comparados a trechos com vegetação marginal de gramíneas. Os padrões de comunidades de peixes têm sido relacionados às influências ambientais do hábitat, em ambientes conservados a variabilidade de hábitats favorece a diversidade biótica (WALRATH et al., 2016). Inversamente, hábitats alterados são marcados por homogeneização da fauna de peixes e presença de espécies exóticas (GUO et al., 2020). As espécies da ordem Cyprinodontiformes são exemplos comuns em ambientes degradados por serem tolerantes às condições de modificações ambientais (ARAÚJO, 1998).

Biologicamente, a introdução de espécies exóticas é outro fator apontado por Miranda (2012) que atua na diminuição e desaparecimento de nativas, justificado pelas relações de competição e predação, além da destruição do hábitat e locais de desova. Humpl & Pivnicka (2006) lista o escape de espécies exóticas comercializáveis mantidas em lagoas artificiais construídas para o represamento de água de rios, como um dos motivos contribuintes do desaparecimento das nativas. Espécies exóticas, em geral, tem melhor adaptação a condições de degradação do hábitat, baixo fluxo e pouca variabilidade de hábitats, as espécies nativas tendem a se concentrar em trechos com menor perturbação ambiental, maior qualidade da água e hábitats complexos (MARCHETTI & MOYLE, 2001). O domínio e grande abundância de espécies exóticas é uma forte característica ecossistemas impactados, a alteração nos canais e uniformização dos hábitats as favorecem em detrimento das nativas (PAUL & MEYER, 2001).

Embora os efeitos gerais das ações humanas não sejam uniformemente claros para todas as espécies, é possível associar as alterações nas comunidades aos processos de atividades antrópicas. Dessa forma, Strayer & Dudgeon (2010) argumentam que o

ecossistema é intimamente dependente da riqueza e composição da comunidade, no entanto, a identidade taxonômica das espécies depende do tamanho e natureza das alterações do ambiente que refletem nas perdas e ganhos de espécies nas assembleias. Para Moya et al. (2011) entender e monitorar os efeitos das atividades humanas na biota é fundamental no desenvolvimento de ferramentas que integrem uma abordagem biológica na avaliação da qualidade ambiental. Isso é reforçado por Carvalho et al. (2017) justificando que a estruturação da ictiofauna responde aos impactos ambientais. Deste modo, o comportamento e composição das comunidades de peixes em ambientes lóticos fornece dados para definição de estratégias de monitoramento e manejo ambiental para riachos e córregos.

2.8 Curva de abundância e Biomassa (ABC) na Avaliação Ambiental de Corpos Hídricos

Warwick (1986) descreveu um método para diagnosticar os efeitos da poluição em comunidades bentônicas marinha, utilizando da relação gráfica da Curva de Abundância e Biomassa (ABC). Este método propõe que ambientes com grande degradação a curva de abundância se sobreponha a biomassa por espécies. Ambientes com degradação moderada as curvas tendem a se cruzar em algum ponto. Por fim em ambientes preservadas a biomassa tende a se sobrepor a curva de abundância das espécies. O comportamento da curva ABC é explicado por Warwick et al (1987) com os conceitos de espécies k-estrategistas e r-estrategistas. Onde, em ambientes conservados há presença das espécies de estratégia K, com tamanho corporal grande e crescimento lento e dominantes em biomassa. Em ambientes degradados, há espécies de estratégia R, ou seja, generalistas e oportunistas, pequenas, de reprodução e crescimento rápido que dominam em abundância que com o desaparecimento das espécies de estratégia K, fazem com que a curva de abundância se sobreponha à biomassa, com isso a análise permite classificar os ambientes aquáticos quanto a perturbação ambiental (WARWICK, 1986; WARWICK et al., 1987).

Estudos recentes de avaliação de qualidade ambiental e da água em córregos e regiões estuarinas tem levado em consideração as informações relacionadas a biota aquática (CARVALHO et al., 2013; WALRATH et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; MEDEIROS et al., 2018; GUO, et al., 2020). A análise da composição e estrutura da comunidade de peixes e o conhecimento do comportamento das espécies podem dar uma resposta rica quanto à qualidade ambiental do riacho. Apesar de ter sido desenvolvido para ambientes marinhos, diversas pesquisas com a curva ABC, têm sido realizadas em córregos, rios, reservatórios e

estuários (OTERO et al., 2006; GALVES et al., 2007; CARVALHO et al., 2013; MEDEIROS et al., 2018).

Carvalho et al. (2013) obteve resultados importantes com o método de curva ABC aplicado em comunidade de invertebrados da ordem Odonata (Insecta) em associação com córregos preservados e impactados classificados quanto a presença de vegetação marginal e Índice de Integridade de Hábitat - IIH. Já na avaliação da ordem Anisoptera, o resultado não esteve de acordo com a premissa do método ABC, estando a curva de biomassa sobreposta a abundância em locais alterados, contudo a abertura do dossel favoreceu o resultado em virtude das características de termorregulação e escolha do hábitat da ordem. Medeiros et al. (2018) aplicou o método ABC com a utilização da comunidade macrobentônica, no entanto seus resultados se mostraram opostos ao descrito, com a abundância se sobrepondo à biomassa em ambientes impactados, o autor associou os resultados a presença da espécie exótica *Corbicula largilloti*, que forneceu ganho nos valores para biomassa da comunidade.

No entanto, Otero et al. (2006) e Carvalho et al. (2013) recomendam que o método seja utilizado em associação com índices de integridade física e química ou outros indicadores, para uma caracterização coerente e precisa. Em seus argumentos, sugere que qualquer metodologia que utilize isoladamente atributos biológicos não fornecerá uma resposta consistente. Acreditamos que a abordagem com a curva ABC e os valores de W estão associadas com as características ambientais, de modo que sua utilização fornece informações gerais da estruturação das assembleias nos rios e córregos.

2.9 Valor Indicador de Espécies – IndVal na Caracterização Ambiental

A análise de espécies indicadoras (IndVal) foi proposta por Dufrene & Legendre (1997). Trata-se de um método usado para determinar as espécies características de grupos específicos de locais que podem refletir as condições ambientais inerentes a esses grupos amostrais, combinando informações sobre a abundância e ocorrência no conjunto amostral (TRINDADE & CARVALHO, 2018). O método identifica espécies indicadoras para tipologias de locais obtidas por qualquer procedimento de classificação hierárquica ou não hierárquica, seu uso é independente do método de classificação (DUFRENE & LEGENDRE, 1997). A análise IndVal baseia-se na especificidade, que é a probabilidade condicional de um valor preditivo positivo de uma determinada espécie como um indicador do grupo-alvo, e na sensibilidade (ou fidelidade), que é a probabilidade condicional de que a espécie seja encontrada em um novo ambiente pertencente ao mesmo grupo, produzindo um

valor de indicador de porcentagem (IndVal) para cada espécie (TRYJANOWSKI & MORELLI, 2017).

O valor de IndVal, como sugerido originalmente, é o produto de dois termos, o primeiro referente ao desempenho da espécie em termos de abundância em todos os grupos e o outro referente ao desempenho da mesma espécie em termos de presença - ausência em cada local (PODANI & CSÁNI, 2010). A abundância média de cada espécie para cada local do grupo, comparados a todos os grupos do estudo, é multiplicada pela frequência relativa de ocorrência de espécies nos locais do grupo, assim o IndVal é o valor indicativo do agrupamento de espécies em cada grupo de hábitat, podendo ser multiplicado por 100 para transformar em porcentagem (DUFRENE & LEGENDRE, 1997).

O IndVal é máximo (100%) quando todos os indivíduos de uma espécie são encontrados em um único grupo de locais e quando a espécie ocorre em todos os locais desse grupo (PENCZAK, 2009). Dufrene & Legendre (1997) pressupõe que uma espécie característica esteja presente em pelo menos 50% de um grupo de locais, e que sua abundância relativa no grupo atinja pelo menos 50%. Se um dos dois valores atingir 100%, o outro será sempre maior ou igual a 25%. Portanto, pode-se dizer que uma boa espécie de indicador tem ocorrência exclusiva para um grupo e ocorre em todas as unidades amostrais deste grupo (TRINDADE & CARVALHO, 2018).

Como as espécies indicadoras atribuem significado ecológico a grupos de locais, esse método fornece critérios para comparar tipologias e apontar os principais níveis em uma classificação hierárquica dos locais (DUFRENE & LEGENDRE, 1997). A detecção de espécies que melhor caracterizam um conjunto de locais (unidades de amostragem) é importante para avaliações em biologia da conservação e ciências ambientais que nunca devem ser priorizadas espécies que melhor reflitam a qualidade ambiental, diferindo de estudos puramente descritivos, nos quais a medição do poder explicativo das espécies pode ser o único objetivo (PODANI & CSÁNI, 2010).

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., MORAES GONÇALVES, J.L., SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. v. 22, n. 6, p. 711 – 728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANTROP, M. Landscape change and the urbanization process in Europe. **Landscape and Urban Planning**. V. 67, n. 1, p. 9 – 26, 2004.
- ANA, Agência Nacional das Águas. **Plano de Ações e Gestão Integrada do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM)**. 2006. Disponível em: www3.ana.gov.br. acesso em 28, mai. 2019
- ARAUJO, F. G. Adaptações do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes do Rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 58, n. 4, p. 547 – 558, 1998. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000400002>
- ARAÚJO, M. S. L. C.; CALADO, T. C. S. Bioecologia do Caranguejo-Uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus) no Complexo Estuarino Lagunar Mundáu/Manguaba (CELMM), Alagoas, **Brasil Revista de Gestão Costeira Integrada – Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 8, n. 2, p. 169 – 181, 2008. [10.5894/rgci141](https://doi.org/10.5894/rgci141)
- ALVIM, T. B.; BRUNA, G. C.; KATO, V. R. C. Políticas ambientais e urbanas em áreas de mananciais: interfaces e conflitos. **Cadernos Metr pole**. V. 1, n. 19, p. 143 – 164, 2008.
- BAKER, M. E.; KING, R. S.; A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. **Methods in Ecology and Evolution**. v. 1, n. 1, p. 25 – 37, 2010. [10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x](https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x)
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic, macroinvertebrates and fish. **USEPA, Washington**. 1999.
- BATISTA, A. N. C.; ALMEIDA, N. V.; MELO, J. A. B. Utilização de imagens CBERS no diagnóstico do uso e ocupação do solo na microbacia do riacho Maracajá, Olivedos, PB. **Caminhos de Geografia**. v. 10, n. 32, p. 235 – 244, 2009.

BETEMPS, G. R.; KERSTNER, T; SANCHEZ FILHO, P. J. Caracterização físico química e determinação de metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn) no sedimento do riacho Arroio do Padre (Arroio do Padre, Brasil/RS). **Revista Thema**. v. 11, n. 4, p. 4 – 20, 2014. <http://dx.doi.org/10.15536/thema.11.2014.4-20.229>

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of Deforestation on Fish Community Structure in Ecuadorian Amazon Streams. **Freshwater Biology**. v. 47, p. 2246 – 2260, 2002. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00956.x>

BORSATO, F. H.; MARTONI, A. M. Estudo da fisiografia das bacias hidrográficas urbanas no município de Maringá, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**. v. 26, n. 2, p. 273 – 285, 2004. <https://doi.org/10.4025/actascihumansoc.v26i2.1391>

BRASIL, Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução Conama 357/2005: Qualidade Ambiental e enquadramento dos corpos hídricos**. Brasília, 2005. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf. Acesso 14 de ago de 2020.

BRAZNER, J. C. Landscape character and fish assemblage structure and function in Western Lake Superior Stream: General relationships and identification of thresholds. **Environmental Management**. v. 33, n. 6, p. 855-875, 2004. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-3031-0>

BRESCHTA, R. L.; RIPPLE, W. J. Riparian vegetation recovery in Yellowstone: the first two decades after wolf reintroduction. *Biological Conservation*. v. 198, n. 1, p. 93 – 103, 2016.

BROCANELI, P. F.; STUERME, M. M. Renaturalização de rios e córregos no município de São Paulo. **Exacta**. v. 6, n. 1, p. 147 – 156, 2008.

BUISSON, L.; BLANC, L.; GRENOUILLET, G. Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. **Journal Ecology of Freshwater Fish**. v.17, p. 244 – 257, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00276.x>

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **RBRH Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 6, n. 1, p. 71 – 82, 2001. [10.21168/rbrh.v6n1.p71-82](https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82)

CARVALHO, D. R.; LEAL, C. G.; JUNQUEIRA, N. T.; CASTRO, M. A.; FAGUNDES, D. C.; ALVES, C. B. M.; HUGHES, R. M.; POMPEU, P. S. A fished-based multimetric index for Brazilian savanna streams. **Ecological Indicators**. v. 77, n.1, p. 386 – 396, 2017.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.032>

CARVALHO, E. M.; BENTOS, A. B.; PEREIRA, N. S. Avaliação rápida da diversidade de habitats em um ambiente lótico. **Interbio**. v.8, n. 1, p. 45 – 55, 2014.

CARVALHO, F. G.; OLIVEIRA JUNIOR, J. M. B; FARIA, A. P. J.; JUEN, L. Uso da Curva ABC para detectar o efeito de modificação antropogênica sobre assembleia de Odonata (insecta). **Interciencia**. v. 38, n. 7, p. 516 – 522, 2013

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: Longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropical**. v. 5, n. 1, p. 75 – 83, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000100009>

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 66, n. 2b, p. 681 – 696, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture rivers basins. **Hydrobiologia**. v. 632, n. 1, p. 273 – 283, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>

COHEN, A. Rescaling environmental governance: watersheds as boundary objects at the intersection of science, neoliberalism, an participation. **Environmental and Planning**. v. 44, n. 9, p. 2207 – 2224, 2012. <https://doi.org/10.1068/a44265>

COLLIER, C. A.; ALMEIDA NETO, M. S.; ARETAKIS, G. M. A.; SANTOS, R. E.; OLIVEIRA, T. H.; MOURÃO, J. S.; SEVERI, W.; DEIR, A. C. A. Integrated approach to the understanding of the degradation of a urban river: local perceptions, environmental parameters and geoprocessing. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**. v. 11, n 15, p. 69 – 82, 2015. <https://doi.org/10.1186/s13002-015-0054-y>

CHRISTENSEN, A. A.; BRANDT, J.; SVENNINGSEN, S. R. Landscape ecology. In: Richardson, D., CASTREE, N.; GOODCHILD, M. F.; KOBAYASHI, A.; LIU, W.; MARSTON, R. A. (Eds). **The international encyclopedia of geography**. John Wiley & Sons. 2017 p. 1 – 10. <https://doi.org/10.1002/9781118786352.wbieg1168>

DALLA-CORTE, R. B.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; MARTINS, R. T.; CUNICO, A. M. et al. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**. v. 1, p. 1 – 12, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>

DA SILVA, D. F.; SOUZA, F. A. S. Proposta de Manejo Sustentável para o Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba (AL). **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 1, n. 2, p. 78 – 94, 2008. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v1.2.p78-94>

DELONG, M. D.; BRUSVEN, M. A. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. **Environmental Management**. v. 22, n. 3, p. 445 – 457, 1998. <https://doi.org/10.1007/s002679900118>

DILLAHA, T. A.; RENEAU, R. B.; MOSTAGHIMI, S.; LEE, D. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. **American Society of Engineers Agricultural**. v. 32, n. 2, p. 513 – 519, 1989. [10.13031/2013.31033](https://doi.org/10.13031/2013.31033)

DILLENBURG, A. K. A importância do monitoramento ambiental na avaliação da qualidade de um rio – estudo de caso – Mercedes, PR. **Revista Urutágua**. v. 12, n. 1, p. 1 – 10, 2007.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**. v. 67, n. 3, p. 345 – 366, 1997. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)

ELMQVIST, T.; REDMAN, C. L.; BARTHEL, S.; CONSTANZA, S. History of urbanization and the missing ecology. In: ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GODNESS, J.; GUNERALP, B.; MARCOTULLIO, P.; MCDONALD, R.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K. C.; WILKINSON, C. (Eds.). **Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities**. New York: Springer Open. 2013. p. 13 – 30.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 23, n. 3, p. 642 – 651, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000300006>

FERREIRA, C. P. **Estrutura da ictiofauna e integridade biótica de riachos em fragmentos biótica de riachos em fragmentos florestais remanescentes no Noroeste Paulista**. 2010. 167p. Tese (Mestrado em Biologia Animal) –Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2010.

FRISHKOFF, L. O.; MAHLER, D. L.; FORTIN, M. J. Integrating over uncertainty in spatial scale of response within multispecies occupancy models yields more accurate assessments of community composition. **Ecography**. V. 42, n. 1, p. 2132 – 2143, 2019.

GALVES, W.; JEREP, F. C.; SHIBATTA, O. A. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata do Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Pan American Journal of Aquatic Sciences**. v. 2, n. 1, p. 55 – 65, 2007.

GODEFROID, R. S.; FONSECA, L. S.; SILVA, R. C. Utilização dos peixes do rio Bacacheri como indicadores da qualidade ambiental. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**. v. 8, n. 4, p. 100 – 114, 2015.

GRIMM, N. B.; GROVE, J. G.; PICKETT, S. T.; REDMAN, C. L. Integrated approaches to Long-Term studies of Urban Ecological Systems. **BioScience**. v. 50, n. 7, p. 571 – 584, 2000. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0571:IATLTO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0571:IATLTO]2.0.CO;2)

GROWNS, I.; GEHRKE, P. K.; ASTLES, K. L.; POLLARD, D. A. A comparisson of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury – Nepean River system. **Fisheries Management and Ecology**. v. 10, p. 209 – 220, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00337.x>

GUIMARÃES JUNIOR, S. A. M.; NASCIMENTO, M. C.; SILVA, D. J. R. P. Impactos do uso da terra no complexo estuarino lagunar Mundaú - Manguaba – Alagoas – Brasil. **Revista Contexto Geográfico**. v. 2, n. 3, p. 86 – 99, 2017. <http://dx.doi.org/10.28998/contegeov2i3.6137>

GUO, C.; CHEN, Y.; GOZLAN, R. E.; LIU, H.; LU, Y.; QU, X.; XIA, W.; XIONG, F.; XIE, S.; WANG, L. Patterns of fish communities and water quality in impounded lakes of China's south-to-north water diversion project. **Science the Total Environment**. v. 713, n.1, p. 136515, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136515>

HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of the stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 6, n. 4, p. 853 – 860, 1997. <https://doi.org/10.2307/1468176>

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of stream related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**. v. 157, n. 1, p. 305 – 318, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0536-7>

HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; HERLIHY, A. T.; KINCAID, T. M.; REYNOLDS, L.; LARSEN, D. P. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. v. 55, n. 7, P. 1618 – 1631, 1998. <https://doi.org/10.1139/f98-060>

HUMPL, M; PIVNICKA, K. Fish assemblages as influenced by environmental factors in stream in protected areas of the Czech Republic. **Ecology of Freshwater Fish**. v. 15, p. 96 – 103, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00126.x>

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas populacionais dos municípios em 2019**. 2019. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/> acesso em 11 jun. de 2020.

KARR, J. R. Rivers as sentinels: Using the biology of river to guide scape landscape management. In: NAIMAM, R. J.; BILBY, R. E. (Ed). **River Ecology and Management Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion**. New York: Springer-Verlag, 1998. p. 502 – 528.

KO, J. Y.; HALL, C. A. S.; LEMUZ, L. G. L. Resource use rates and efficiency as indicators of regional sustainability: An examination of five countries. **Environmental monitoring and assessment**, v. 51, n. 1-2, p. 571 – 593, 1998. <https://doi.org/10.1023/A:1006095822024>

KONRAD, C. P.; BOOTH, D. B. Hydrological changes in urban streams and their ecological significance. **American Fisheries Society**. v. 47, v. 1, p. 155 – 177, 2005.

LAPPALAINEN, J.; SOININEM, J. Latitudinal gradients in niche breadth and position – regional patterns in freshwater fish. **Naturwissenschaften**. v. 93, n. 5, p. 246 – 250, 2006.

[10.1007/s00114-006-0093-2](https://doi.org/10.1007/s00114-006-0093-2)

LAUDON, H.; SJÖBLOM, V.; BUFFAM, I.; SEIBERT, J.; MORTH, M. The role of catchment scale and landscape characteristic runoff generation of Boreal Streams. **Journal of Hydrology**. v. 344, n. 3, p 198 – 209, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.07.010>

LEBERFINGER, K.; BOHMAN, I. Grass, Mosses, Algae, our Leaves? Food preference among shredders from open-canopy streams. **Aquatic Ecology**. v. 44, p. 195 – 203, 2010.

<https://doi.org/10.1007/s10452-009-9268-1>

LIGEIRO, R.; HUGHES R. M.; KAUFMANN, P. M.; MACEDO, D. R.; FIRMIANO, K. R.; FERREIRA, W. R.; OLIVEIRA, D.; MELO, A. S.; CALLISTO, M. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrates taxa richness. **Ecological Indicators**. v. 25, p. 45 – 57, 2013.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.004>

LIU, D.; XIA, F. Assessing object-based classification: advantages and limitations. **Remote Sensing Letters**. v. 1, n. 4, p. 187 – 194, 2010. <https://doi.org/10.1080/01431161003743173>

LOTSPEICH, F. B. Watersheds as the basic ecosystem: this conceptual framework provides a basis for a natural classification system. **Water Resources Bulletin**. v. 16, n. 4, p. 581 – 586, 1980. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1980.tb02434.x>

LUTHER, D.; HILTY, J.; WEISS, J.; CORNWALL, C.; WIPF, M.; BALLARD, G. Assessing the impact of local habitat variables and landscape context on riparian birds in agricultural, urbanized, and native landscapes. **Biodiversity Conservation**. v. 17, n. 8, p. 1923 – 1935, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9332-5>

MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; FERREIRA, W. R.; FIRMIANO, K. R.; SILVA, D. R. O.; LIGEIRO, R.; KAUFMANN, P. H.; CALLISTO, M. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. **Ecological Indicators**. v. 64, p. 132 – 141, 2016.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.019>

MACHADO, T. C. E.; CAMPOS, M. C. C.; PAGANI, C. H. P.; CUNHA, J. M.; SOARES, M. D. R.; Avaliação do uso e ocupação das áreas de preservação permanente nos anos de 2008 e 2013 na zona urbana de Humaitá, Amazonas. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**. v. 15, n. 2, p. 744 – 750. 2017.

MAGESH, N. S.; JITHESHLAL, K. V.; CHANDRASEKAR, N.; JINI, K. V. Geographical information system-based morphometric analysis of Bharathapuzha river basin, Kerala, India. **Applied Water Science**. v. 3, n. 2, p. 467 – 477, 2013. <https://doi.org/10.1007/s13201-013-0095-0>

MARCHETTI, M. P.; MOYLE, P. B. Effects of flow regime on fish assemblage in a regulated California stream. **Ecological Applications**. v. 11, n. 2, p. 530 – 539, 2001. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0530:EOFROF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0530:EOFROF]2.0.CO;2)

MARQUES, J. G. W. **Aspectos ecológicos da etnoictiologia dos pescadores no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas**. 1991. 296p. Tese (Doutorado em Ciências) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. Disponível em: <http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/315947>. Acesso em: 13 jul. 2018.

MASHIKI, M. Y.; CAMPOS, S. Influência do uso e ocupação do solo na temperatura aparente da superfície no município de Botucatu/SP. **Revista Energia na Agricultura**. v. 28, n. 3, p. 143 – 149, 2013. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2013v28n3p143-149>

MATOS, F. C.; TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W. Análise temporal da expansão urbana no entorno do igarapé Tucunduba, Belém, PA, Brasil. **Revista Biociências**. V. 17, n. 1, p. 7 – 16, 2011.

MEDEIROS, C. R.; AZEVEDO, E. D. L.; BARBOSA, J. E. D. L.; MOLOZZI, J. Effectiveness of abundance and biomass curves in detecting environmental alterations in semi-arid regions reservoirs. **Biota Neotropica**. v. 18, n. 2, p. 2 – 9, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0423>

MEDEIROS, R. B.; PINTO, A. L. Avaliação da influência do uso, cobertura e manejo da terra na qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do Córrego da Moeda, Três Lagoas / MS. In: BOIN, M. N., MARTINS, P. C. S.; MIRANTE, H. P. M. (Org.). **Geotecnologias aplicadas às questões do meio ambiente**. Tupã, SP: ANAP, 2017.

MELO-MAGALHÃES, E. M., MEDEIROS P. R. P., LIRA, M. C. A., KOENING, M. L., & MOURA, A. N. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brasil, through studies of the phytoplanktonic community. **Brazilian Journal Biology**. V. 62, n. 2, p. 271 – 280, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000200006>

MENEZES, A. P. D., ARAÚJO, M. L. S. C., CALADO, T. C. S. Bioecologia de *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) (Decapoda, Grapsidae) do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas, Brasil. **Natural Resources**. v. 2, n. 2, p. 38 – 49, 2012. <https://doi.org/10.6008/ESS2237-9290.2012.002.0004>

METZGER, J. P.; CASATTI, L. Do diagnóstico a conservação da biodiversidade: O estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. **Biota Neotropica**. v. 6, n. 2, p. 1 – 23, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032006000200002>

MIRANDA, J. C. Ameaças aos peixes de riachos da Mata Atlântica. **Natureza on line**, v. 10, n. 3, p. 136 – 139, 2012.

MOYA, N.; HUGHES, R. M.; DOMINGUEZ, E.; GIBON, F. M.; GOITIA, E.; OBERDOFF, T. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 840 – 847, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.10.012>

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. **Annual of Reviews of Ecology and Systematics**. v. 28, n. 1, p. 621 – 658, 1997. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>

NAZARIO, M. G. **Origem e destino da matéria orgânica do sistema Lagunar Mundaú/Manguaba – Al, Brasil: sinais da cana de açúcar**. 2008. 104p. [Dissertação Mestrado em Geociências]. Universidade Federal Fluminense, Niterói, SP.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; MARCO JUNIOR, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**. v. 614, n. 1, p. 117 – 131, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>

ODUM, E. **Fundamentos de Ecologia**. 6ª ed. Editora Fundação Calouste Gulbenkian, 2004. 820p.

OTERO, M. E. B.; SPACH, H. L.; QUEIROZ, G. M. L. N.; SANTOS, C.; SILVA, A. L. C. O. Uso de atributos das assembleias de peixes para avaliar a integridade biótica em habitats rasos das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. **Acta Biológica**. v. 35, n. 1, p. 69 – 82, 2006.

<http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v35i0.6875>

PAPAS, P.; LYON, S.; HOLMES, J. **Development of a wetland catchment disturbance index**. Arthur Rylah Institute for Environment Research. Department of Sustainability and Environment. Heidelberg, Victoria Government. 2008.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematic**. v. 32, n. 1, p. 333 – 365, 2001.

<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G.; HUGHES, R. M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**. v. 556, n. 1, p. 69 – 83, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-9009-y>

PENCZAK, T. Fish assemblage compositions after implementation of the IndVal method on the Narew River System. **Ecological Modelling**. v. 220, n. 3, p. 419 – 423, 2009.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.005>

PODANI, J.; CSÁNI, B. Detecting indicator species: some extensions of the IndVal measure. **Ecological Indicators**. v. 10, n. 6, p. 1119 – 1124, 2010.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.010>

RAWER-JOST, C.; ZENKER, A.; BÖHMER, J. Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna. **Limnologica**. v. 34, n.1, p. 390 – 397, 2004. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80008-2](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80008-2)

RUARO, R. **Avaliação da integridade biótica em riachos: um protocolo para a identificação de locais de referência e escolha de métricas**. 2012. 42p. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

SATHLER, D.; MONTE-MOR, R.; CARVALHO, J. A. M. As redes para além dos rios: Urbanização e desequilíbrios na Amazônia brasileira. **Nova Economia**. V. 19, n. 1, p. 11 – 39, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-63512009000100002>

SCHNEIDER, R. M.; FREIRE, R.; COSSICH, E. S.; SOARES, P. F.; FREITAS, F. H. Estudo da influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de dois córregos na Bacia Hidrográfica do rio Pirapó. **Acta Scientiarum. Technology**. V. 33, n. 3, p. 295 – 303, 2011.

SHACKELFORD, A. K.; DAVIS, C. H. A combined fuzzy pixel-based and object-based approach for classification of high-resolution multispectral data over urban areas. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v. 41, n. 10, p. 2354 – 2364, 2003. [10.1109/TGRS.2003.815972](http://dx.doi.org/10.1109/TGRS.2003.815972)

SOUZA, H. M. L.; CABETTE, H. S. R.; JUEN, L. Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) em córregos do Cerrado Matossense sob diferentes níveis de preservação ambiental. **Iheringia Serie Zoologia**. v. 103, n. 3, p. 181 – 190, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212011000200005>

SILVA, D. F.; SILVA, D. F.; SOUZA, F. A. S. Degradação ambiental, ocupação irregular e manejo sustentável no Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba, estado de Alagoas (AL). **Revista Engenharia Ambiental**. v. 5, n. 3, p. 152 – 170, 2008.

SILVA, D. F.; SOUZA, F. A. S. Tópicos para minimização de impactos e conflitos ambientais do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú Manguaba/AL. **Qualitas Revista Eletronica**. V. 8, n. 2, p. 1 – 20, 2009. <http://dx.doi.org/10.18391/qualitas.v8i2.329>

SOUZA, R. C.; REIS, R. S.; FRAGOSO JUNIOR, C. R.; SOUZA, C. F. Uma análise da dragagem do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú Manguaba em Alagoas através de um modelo numérico hidrodinâmico bidimensional – Resultados Preliminares. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. V. 9, n. 4, p. 21 – 31, 2004. [10.21168/rbrh.v9n4.p21-31](http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v9n4.p21-31)

STEIN, J. L.; STEIN, J. A.; NIX, H. A. Spatial analysis of anthropogenic river disturbance at regional and continental scales: identifying the wild rivers of Australia. **Landscape and Urban Planning**. v. 60, n. 1, p. 1 – 25, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00048-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00048-8)

STRAYER, D. L.; DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 29, n. 1, p. 344 – 358, 2010. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>

TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DINIZ, H. N.; DIAS, N. W.; MATOS, F. C. Urbanização e escoamento superficial na bacia hidrográfica do igarapé Tucunduba, Belém, PA, Brasil. **Ambiente & Água**. V. 7, n. 2, p. 120 – 142, 2012. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.905>

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Panamerican Journal of Aquatic sciences**. v. 5, n. 3, p. 444 – 453, 2010.

TRINDADE, V. S. F.; CARVALHO, M. A. Paleoenvironment reconstruction of Parnaíba Basin (north, Brazil) using indicator species analysis (IndVal) of Devonian microphytoplankton. **Marine Micropaleontology**. v. 140, n. 1, p. 69 – 80, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2018.02.003>

TRYJANOWSKI, P.; MORELLI, F. Case Study 3. Using Indicator Species Analysis IndVal to Identify Bird Indicators of HNV in Farmlands from Western Poland. In: TRYJANOWSKI, P.; MORELLI, F. Eds. **Birds as Useful Indicators of High Nature Value Farmlands**. Springer, 2017. p. 107 – 114.

VERAS, D. S.; FRANÇA, L. C. M.; AZEVEDO, C. A. S. Heterogeneidade espaço temporal ambiental de igarapés em um ecotóno cerrado-caatinga. **Acta Brasiliensis**. v. 2, n. 3, p. 84 – 88, 2018. <https://doi.org/10.22571/2526-433875>

WALRATH, J. D.; DAUWALTER, D. C.; REINKE, D. Influence of stream condition on habitat diversity and fish assemblage in an impaired Upper Snake River Basin watershed. **Transactions of the American Fisheries Society**. v. 145, n. 4, p. 821 – 834, 2016. <https://doi.org/10.1080/00028487.2016.1159613>

WALSH C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN, R. P. The Urban Stream Syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of The North American Benthological Society**. V. 24, n. 3, p. 706 – 723, 2005. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>

WALTERS, D. M.; LEIGH, D. S.; BEARDEN, A. B. Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. In: Kronvag, B. (Ed.). **The Interactions between Sediments and Water**. Dordrecht: Springer, 2003. p. 5 – 10. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3366-3_2

WANG, L.; SOUSA, W. P.; GONG, P. Integration of object-based and pixel-based classification for mapping mangroves with IKONOS imagery. **International Journal of Remote Sensing**. v. 25, n. 24, p. 5655 – 5668, 2004.

<https://doi.org/10.1080/014311602331291215>

WARWICK, R. M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. **Marine Biology**. v. 92, n. 1, p. 557 – 562, 1986.

<https://doi.org/10.1007/BF00392515>

WARWICK, R. M.; PEARSON, T. H.; RUSWAHYUNI. Detection of pollution effects on marine macrobenthic: further evaluation of the species abundance/biomass method. **Marine Biology**. v. 95, n. 1, p. 193 – 200, 1987. <https://doi.org/10.1007/BF00409005>

WHITESIDE, T. G.; BOGGS, G. S.; MAYER, S. W. Comparing object-based and pixel-based classifications for mapping savannas. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**. v. 13, n. 6, p. 884 – 893, 2011.

<https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.06.008>

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINH, A. A.; CARAMASCHI, E. P. Fish Ecology in Tropical Streams. In: **Tropical Stream Ecology**. Academic Press, 2008. P. 107 – 126.

4. CAPÍTULO I
FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA EM CÓRREGOS
DO COMPLEXO ESTUARINO LAGUNAR MUNDAÚ-MANGUABA – CELMM/AL¹

¹Artigo elaborado seguindo as normas da Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH). Disponível em: <<https://www.abrhydro.org.br/>>. QUALIS CAPES em Ciências Ambientais: A3

**Ferramentas de Avaliação Ambiental Integrada em Córregos Inseridos no Complexo
Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM/AL**

Robert Germano Alves da Silva

Instituto Federal de Alagoas

Resumo: O presente estudo se propõe a aplicar, comparar e desenvolver índices de qualidade ambiental para riachos inseridos em um complexo estuarino tropical. A partir da investigação local e da paisagem de 24 riachos foi aplicado o Índice de Integridade Física do Hábitat (PHI) que utiliza atributos estruturais físicos do canal numa escala local (80 m). Com estes mesmos pontos focais foi adaptado e aplicado o Índice de Integridade da Paisagem (IIP), que incorpora uma avaliação da paisagem a partir do ponto de coleta (1,6 km) através da categorização e ponderação das porcentagens de uso e ocupação do solo. Posteriormente, por meio da combinação destes dois indicadores foi desenvolvido um índice que integra as duas escalas de análise. Para entender as respostas biológicas aos valores dos índices calculados, foram registrados dois parâmetros ecológicos, riqueza de espécies e porcentagem de abundância de *Poecilia reticulata* na comunidade de peixes. A capacidade discriminatória dos índices e estimadores na descrição das características físicas locais e espaciais foi avaliada e seguiram os resultados dos estimadores biológicos das comunidades de peixes para cada grupo de uso do solo. A proposta de índice com escalas integradas (IQHI) possibilitou uma discriminação mais apurada corrigindo as distorções dos índices aplicados na diferenciação de riachos inseridos nos córregos estuarinos amostrados, conforme os três grupos de uso e ocupação do solo.

Palavras-chave: Qualidade do Hábitat; Avaliação da Paisagem; Drenagem Estuarina; Qualidade Ambiental

Abstract: The present study proposes to apply, compare and develop environmental quality indexes for streams inserted in a tropical estuarine complex. From the local investigation and the landscape of 24 streams, the Habitat Physical Integrity Index (PHI) was applied, which uses physical structural attributes of the channel on a local scale (80 m). With these same focal points, the Landscape Integrity Index (IIP) was adapted and applied, wich incorporate an assessment of the landscape from the collection point (1.6 km) through the categorization and weighting of the percentages of land use and occupation. Subsequently, through the combination of these two indicators, an index was developed that integrates the two scales of analysis. To understand the biological responses to the calculated index values, two ecological

estimators were recorded, species richness and percentage of abundance of *Poecilia reticulata* in the fish community were evaluated. The discriminatory capacity of the indexes and estimators in the description of the local and spatial physical characteristics was evaluated and the results of the biological parameters of the fish communities for each group of land use followed. The proposed index with integrated scales (IQHI) enabled a more accurate discrimination, correcting the distortions of the indices applied in the differentiation of streams inserted in the sampled estuarine streams, according to the three groups of land use and occupation.

Keywords: Habitat quality; Spatial Evaluation; Estuarine drainage; Environmental Quality

Introdução

Os ecossistemas apresentam uma variedade de respostas aos diversos tipos de uso e ocupação do solo, isso é esperado porque as modificações humanas variam com diversos fatores como topografia, clima, cultura e atividades econômicas (Meyer et al., 2005). Ecossistemas de água doce fornecem recursos importantes para os seres humanos e são o hábitat de uma biota rica, com grande taxa de endemismo e sensibilidade às mudanças ambientais (Strayer & Dudgeon, 2010). A compreensão da ligação dos ambientes lóticos com as alterações nos atributos físicos que compõem a paisagem dos rios e as respostas biológicas relacionadas às pressões destas modificações, pode ajudar na elaboração de estratégias para melhorar a qualidade ambiental dos córregos antropizados, bem como dos corpos hídricos receptores.

Entre os atributos que atuam na determinação da qualidade ambiental de ambientes lóticos destaca-se a transformação física interna e da área marginal, ocasionada principalmente pela supressão da vegetação e modificação dos córregos, resultando em maior incidência de luz, aumento da temperatura, eutrofização e assoreamento dos cursos d'água (Gregory et al., 1991; Naiman & Décamps, 1997; Hepp & Santos, 2008; Casatti et al., 2009).

Para avaliar a qualidade física ambiental a partir destes descritores, são conhecidas diversas técnicas e metodologias, entre essas técnicas, estão os protocolos rápidos de bioavaliação, metodologias já consolidadas para analisar os fatores abióticos do habitat local. Estes não demandam complexidade logística e de equipamentos, reduzem os custos em avaliações ambientais produzindo resultados rápidos para processos decisórios, sem ignorar o rigor técnico e científico (Krupek, 2010). O uso dos protocolos rápidos, consiste na observação direta dos descritores físicos locais do habitat e aferição de medidas ambientais,

classificando os corpos hídricos em uma escala de valores e caracterizando-os em um nível de conservação ou degradação (Hannaford et al., 1997). Dessa forma, os elementos abióticos avaliados contribuem com informações relacionadas ao ambiente físico de uso geral da biota aquática e sobre como estas características do ambiente podem afetar a qualidade biológica do ecossistema (Barbour et al., 1999).

Um dos protocolos mais utilizados para caracterização dos parâmetros estruturais de ambientes lóticos é o índice de integridade física do hábitat (*Physical Habitat Index* – PHI), que avalia um conjunto de descritores físicos do corpo hídrico e da composição da cobertura marginal do canal. O PHI foi proposto por Barbour et al., (1999) e adaptado para utilização no Brasil por Casatti et al., (2006a), os valores do índice refletem a qualidade física do hábitat permitindo categorizar o corpo hídrico quanto a qualidade ambiental do habitat.

Além dos fatores abióticos que atuam na porção marginal, junto com a interferência antrópica é iniciado um processo acelerado na modificação dos elementos da paisagem nas redes de drenagem, com substituição da cobertura natural por atividades humanas, ocasionando impactos físicos no solo com reflexos no ambiente aquático (Ligeiro et al., 2013). A composição da paisagem que engloba o ecossistema aquático e a porção de terra drenada, diretamente afeta ou é afetada pelo fluxo das águas (Gregory et al., 1991; Naiman & Décamps, 1997). Os ecossistemas de riachos apresentam um padrão de heterogeneidade na paisagem e essas variações tendem a acontecer temporalmente por mecanismos de sucessão ecológica ou pressão antrópica (Veras et al., 2018). Com isso, quando a paisagem natural é modificada pelas atividades humanas, as relações físicas e biológicas nos córregos são afetadas de forma negativa (Roth et al., 1996).

Para entender a paisagem nos ambientes lóticos, ferramentas para estudos incluem abordagens em bacias e microbacias hidrográficas em que as medições são simplificadas e o ecossistema é definido como a área de terra drenada (Grimm et al., 2000). A análise visual dos objetos na paisagem tornou-se uma importante ferramenta para detectar problemas em diferentes escalas, estas formas e texturas configuram os atributos da paisagem dando formas ao uso e ocupação do solo que são utilizados em estudos de qualidade ambiental (Rawer Jost et al., 2004; Laudon et al., 2009; Ligeiro et al., 2013; Shen et al., 2015).

No ponto de vista ecológico, a manutenção da integridade dos atributos físicos na porção ripária da paisagem em riachos é notadamente importante para a composição biótica. De modo que, baixos valores em avaliações físicas do habitat resultam geralmente em aumento das populações de espécies generalistas e redução ou desaparecimento de táxons especialistas (Teresa & Casatti, 2011). O comportamento das comunidades de peixes e sua

relação com os atributos abióticos do ambiente devem ser considerados no desenvolvimento de estratégias para avaliação, monitoramento, recuperação e conservação ambiental. As assembleias de peixes geralmente incluem diversidade de espécies e tendem a acumular os distúrbios do ambiente físico. Assim, a fauna de peixes reflete a saúde ambiental integrada, sendo então consideradas como sentinelas do ambiente (Karr, 1998; Barbour et al., 1999).

Com isso, entendemos que estudar a relação dos atributos físicos, espaciais e biológicos que compõe o ambiente lótico pode fornecer parâmetros para avaliar os impactos antrópicos do uso e ocupação do solo na ictiofauna, criando e consolidando ferramentas práticas de diagnóstico ambiental em córregos estuarinos tropicais. Os riachos analisados refletem um gradiente heterogêneo de degradação-conservação, de forma que o teste e aplicação de ferramentas de análise ambiental permitirá uma avaliação consistente dos ambientes lóticos. Neste estudo, avaliamos se a qualidade do habitat e da paisagem variam de acordo com o contexto ambiental em que os riachos são inseridos, bem como a resposta biológica da ictiofauna. Objetivamos executar a caracterização ambiental em duas escalas, local (80 m) e da paisagem (1,6 Km), com a aplicação de índices descritos e adaptados para uso em riachos de um sistema estuarino tropical com alta heterogeneidade de uso e ocupação do solo na drenagem, localizado no estado de Alagoas, região nordeste do Brasil. Os resultados dos índices foram relacionados a dados biológicos extraídos das comunidades de peixes. Propõe-se uma proposta de integração de índices de qualidade ambiental avaliando sua capacidade de descrever os trechos, segundo o uso e a ocupação do solo no *buffer* ripário.

Material e Métodos

Local de Estudo

Situado na faixa central do litoral alagoano, abrangendo áreas dos municípios de Maceió, Marechal Deodoro, Pilar, Rio Largo, Satuba, Santa Luzia do Norte e Coqueiro Seco, o Complexo Estuarino Lagunar Mundaú Manguaba - CELMM abriga grande biodiversidade e variedade de ecossistemas (ANA, 2006; Guimarães Junior et al., 2017) e ampla ocupação de atividades urbanas, agrícolas e industriais na paisagem (Cotovicz Junior et al., 2012; Menezes et al., 2012). O estudo foi realizado na época seca dos anos 2017 e 2018 em 24 córregos inseridos na drenagem do CELMM, escolhidos de modo a contemplar a heterogeneidade ambiental da região. Posteriormente, os riachos foram categorizados em três grupos de uso de solo predominante (raio de 1,6 km): i) dez riachos estão inseridos em grupos de uso e ocupação do solo arbórea (vegetação nativa de porte arbóreo); ii) sete gramíneas (vegetação

arbustiva, gramíneas, pastagem); iii) sete solos expostos (solo sem cobertura vegetal, presença de ocupações humanas urbanas ou rurais), (Figura 1, Figura, 2, Tabela 1).

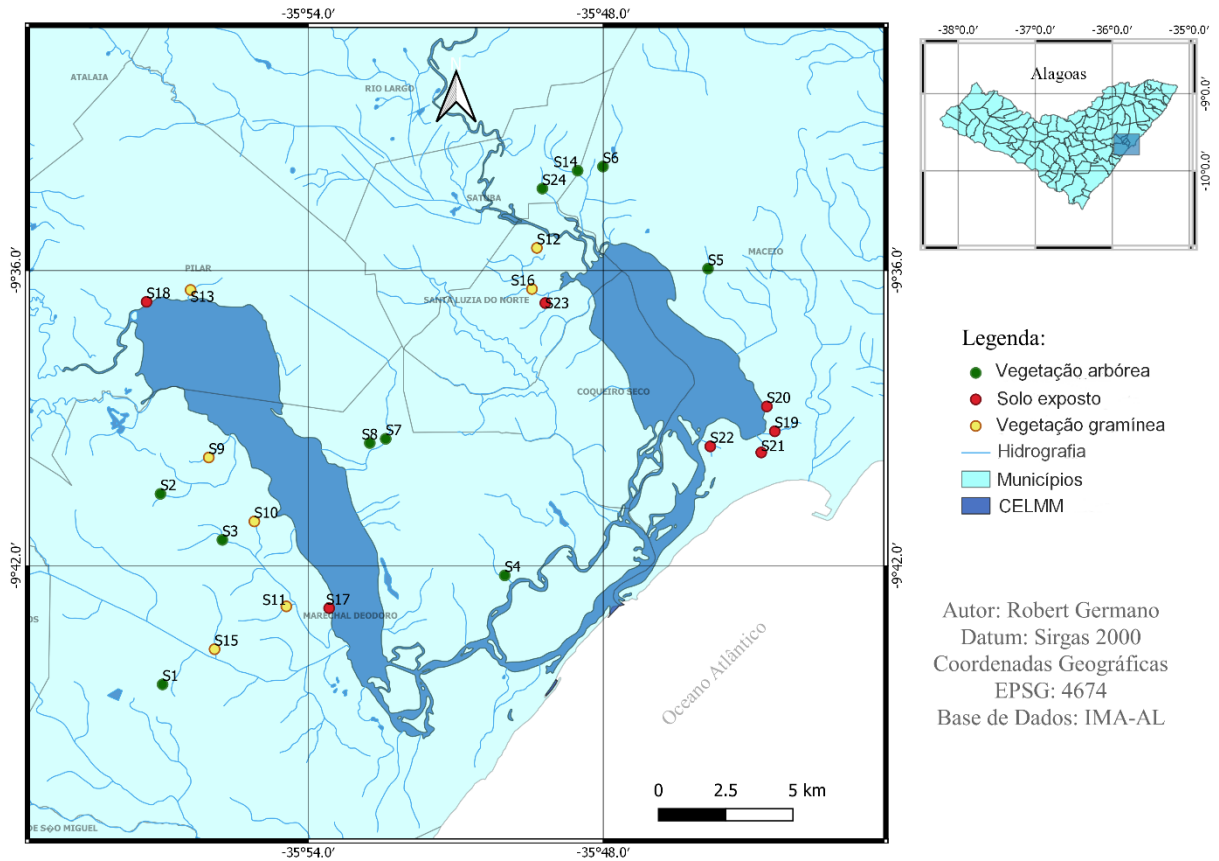


Figura 1. Localização dos trechos amostrados no Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM.

Os córregos foram selecionados seguindo critérios de ordem de magnitude (ordens 1 e 2), de perenidade, semelhança entre os trechos, e exequibilidade das coletas (profundidade máxima até 1,3 m), os córregos e o uso do solo e ocupação podem ser observados na Figura 2.



Figura 2. Registro fotográfico dos córregos demonstrando o uso do solo e ocupação do solo nos trechos amostrados.

Índice da Integridade Física do hábitat (PHI)

Em cada ponto amostral, em um trecho de 80 metros, foi aplicado o protocolo de avaliação da integridade física do hábitat (*Physical Habitat Integrity* - PHI) desenvolvido por Barbour et al. (1999) e adaptado por Casatti et al. (2006a) para uso no Brasil. A avaliação *PHI* permite avaliar a escala local e possibilita a pontuação de um conjunto de descritores físicos do corpo hídrico e da margem do canal (Barbour et al., 1999).

O PHI foi aplicado partir de observação direta dos descritores abióticos estruturais do habitat e aferição das medidas ambientais dos riachos amostrados. No protocolo foram avaliados os seguintes componentes do ecossistema lótico: hidrológicos (largura do canal, profundidade, combinações poço-corredeira, velocidade do fluxo); físicos internos (estabilidade e composição do substrato, deposição de sedimentos e resíduos no fundo, raízes finas ou grossas em rede, presença de oléos, espumas ou odores); físicos do ecótono (alterações no canal, canalização e solo marginal, composição e estabilidade da cobertura vegetal ripária), de acordo com o protocolo de Casatti et al. (2006a). Para obter o PHI são atribuídas pontuações que variam entre 0-180, enquadrando os riachos em quatro categorias: Muito Degradado (0-45), Degradado (46-90), Regular (91-135) e Bom (136-180).

Índice de Integridade da Paisagem (IIP)

Para avaliação da paisagem em riachos, Ward (1989) define quatro dimensões de abordagem (lateral, longitudinal, vertical e temporal), utilizamos a abordagem da dimensão lateral e abordagem de *Riverscape*, descrita por Allan (2004).

A classificação do uso e ocupação do solo na paisagem dos córregos foi feita com utilização dos softwares *Google Earth Pro 7.3* e *Qgis 3.4 Madeira*. A área delimitada foi um círculo de 1,6 km de raio a partir do ponto de coleta, distância adaptada a partir de Roth et al. (1996). O Índice de Integridade da Paisagem (IIP) permite a avaliação da paisagem do ponto de coleta. Através do *software Google Earth Pro 7.3* foi realizada a vetorização manual do uso e ocupação do solo, tomando como base a categorização feita por Roth et al. (1996) com adaptações para inclusão de novas categorias, totalizando cinco formas de uso: agricultura; pasto; vegetação arbustiva ou gramíneas; vegetação arbórea; e uso urbano ou solo exposto. Após a vetorização, foi criado um arquivo em formato *kml* com os polígonos representando os usos e ocupações do solo, este arquivo foi carregado no *software QGis 3.4 Madeira* e realizado o cálculo da porcentagem de área ocupada por cada tipo de uso e ocupação do solo nos trechos amostrados.

Os dados obtidos a partir da vetorização do IIP foram usados para aplicar e adaptar as metodologias propostas por Rawer-Jost et al. (2004) e Ligeiro et al. (2013) para a inclusão das três categorias de uso e ocupação do solo: Gramíneas, Arbustivas e Vegetação Arbórea. Para as cinco categorias foram atribuídos pesos ponderados, como em Ligeiro et al. (2013), de acordo ao nível de impacto da ocupação do solo, começando do uso de solo que notadamente tem maior impacto na ictiofauna para o uso de solo característico de ambiente preservado que refletirá ausência de distúrbios na comunidade de peixes, da seguinte forma: urbano e solo

exposto (0x); agricultura (1x); pasto (2x); gramíneas e arbustivas (3x); e vegetação arbórea (4x), sendo calculado da seguinte forma:

$$IIP = \frac{(\%sol.urb.exp \times 0 + \%agric \times 1 + \%past \times 2 + \%gram.arbu \times 3 + \%arbor \times 4)}{4}$$

O índice proposto varia de 0 a 400, sendo o valor de 0 o cenário mais impactado com 100% de solo ocupado pela urbanização. O valor de 400 é atribuído aos mais preservados com drenagens sem impactos e área 100% ocupada por vegetação arbórea. Valores intermediários representam uma combinação entre os diferentes usos de ocupação do solo.

Índice de Qualidade Física Integrado (IQIH)

Para integrar os índices PHI e IIP foi seguida a metodologia descrita em Ligeiro et al. (2013), com as devidas mudanças para índices utilizados, e usado o teorema de Pitágoras para o cálculo do índice composto para a obtenção de uma escala intermediária que respondesse às duas escalas de avaliação (local e da paisagem):

$$IQIH = \sqrt{\left[\left(\frac{PHI}{180}\right)^2 + \left(\frac{IIP}{400}\right)^2\right]}$$

Com isso, foi obtido um Índice de Qualidade Integrada do Hábitat (IQIH), os valores do índice variam entre 0 e 1,4 e refletem a avaliação local dos riachos e da paisagem, permitindo classificar os riachos em três categorias: habitat com elevada perturbação ambiental na drenagem (0-0,46), habitat moderadamente perturbados (0,47-0,92) e habitat com boas condições de integridade ambiental na drenagem (0,93-1,4).

Coleta de Dados Biológicos

Para coleta dos espécimes de peixes, foi utilizado um equipamento de pesca elétrica (220V AC corrente, 50-60 Hz, 3.4-4.1 A, 1000 W) durante 45 minutos em trecho delimitado de 80 metros de extensão, sendo que cada trecho foi amostrado uma única vez. Os espécimes coletados foram anestesiados com eugenol (CONCEA, 2013), fixados em formol a 10%, e posteriormente, após 48 horas, preservados em etanol 70%.

As identificações dos peixes foram conferidas por especialistas, todos os indivíduos foram contabilizados para registro da abundância e riqueza de espécies, posteriormente foram

depositados na Coleção de Peixes da Universidade Estadual Paulista, campus de São José do Rio Preto (DZSJRP 21208-21315; 22719-22721). A coleta e o transporte dos peixes foram autorizados pelo IBAMA-SISBIO (licenças nº 60910-1, 26 / out / 2017).

Para entender a resposta da ictiofauna às categorias do uso e ocupação do solo, foram utilizados os dados de riqueza de espécies (S) como preditor de boa condição ambiental e a abundância percentual da espécie *Poecilia reticulata* como preditor de degradação ambiental. O estimador riqueza é considerado por Margurran (2013) como o mais simples e intuitivamente mais satisfatório, sendo definido como o número de táxons em uma determinada assembleia. De acordo com Casatti et al. (2006b), a abundância maior que 50% de *P. reticulata* em trechos de riachos indica condições de degradação.

Análises Estatísticas

Para avaliar se há diferença entre os valores dos índices nos diferentes contextos de uso e ocupação do solo, foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido do teste *post hoc* de Dunn ($p=0,05$) com o *software Past*. O teste de Kruskal-Wallis é uma prova estatística não paramétrica que avalia as diferenças entre as medianas de três ou mais grupos amostrados independentemente em uma única variável contínua não normalmente distribuída (McKnighth & Najab, 2010). O teste *post hoc* de Dunn, permite avaliar se há diferenças significativas entre pares de grupos em uma variável, um $p<0,05$ é considerado significativamente diferente (Dittrich et al., 2012). Para entender a relação das escalas de caracterização ambiental, os resultados dos índices local e da paisagem, foram submetidos a uma análise de regressão linear e plotado gráfico com linha de tendência, para relacionar os índices físicos com os dados biológicos foi utilizado o modelo de regressão polinomial, estas análises foram executadas com o *software Past*.

Para todas as amostragens mencionadas acima, foram realizados registros fotográficos e geográficos dos riachos, com o auxílio de Câmera Fotográfica Nikon D-5200 e um aparelho GPS marca GARMIN modelo Start 660.

Resultados

Os resultados dos índices local (PHI) e da paisagem (IIP) mostram que todos os córregos apresentam algum nível de perturbação, ao menos no raio de 1,6 km analisado. Mesmo os riachos inseridos no grupo arbóreo (altos valores de PHI e IIP) foram afetados por pequenas manchas de urbanização ou atividade agropecuária, ocasionando distúrbios ecológicos na drenagem, que não necessariamente se refletem nos valores de corte dos

índices. O cálculo do índice integrado (IQIH) corrige uma boa parte destas distorções (Tabela 2).

Com o índice PHI, foi possível diferenciar os três tipos de uso e ocupação do solo pela estrutura do hábitat local, contudo, neste descritor, os riachos S14 e S24, apresentaram baixos valores quando comparados aos demais do grupo arbóreo, apresentando valores mais próximos aos dos grupos denominados gramíneas e solo exposto, respectivamente. Os resultados para o PHI apresentaram diferenças significativas entre os grupos de uso e ocupação do solo ($p=0,0006$), entretanto, apenas o agrupamento dos riachos inseridos em mata se diferenciou do grupo com solo exposto ($p=0,0001$) (Figura 3, Tabela 3).

Na análise da paisagem utilizando o Índice de Integridade na Paisagem (IIP), os maiores valores foram obtidos nos trechos de vegetação arbórea, no entanto, o riacho S14 apresentou valor similar aos dos pontos classificados pelo uso e ocupação como gramíneas. O grupo denominado solo exposto apresentou resultados que expressam haver elevado grau de perturbação ambiental, exceto o riacho S23, que apresentou resultados intermediários.

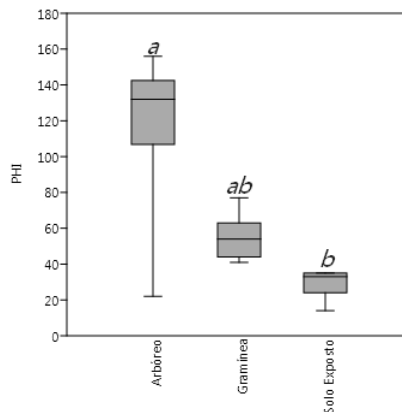


Figura 3: Boxplot do Índice de Integridade Física do Hábitat (PHI) segundo o uso e ocupação do solo. As médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo teste *post hoc* de Dunn.

Os resultados para o IIP apresentaram diferenças significativas entre os grupos ($p=0,0002$), contudo, dois agrupamentos de uso do solo, arbórea e gramínea, foram iguais entre si e significativamente diferentes do solo exposto ($p=0,00005$ e $p=0,03$) (Figura 4, Tabela 3).

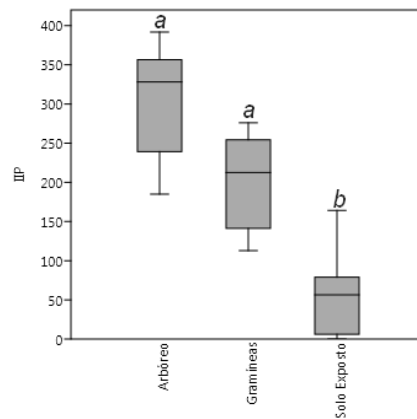


Figura 4. Boxplot do Índice de Integridade na Paisagem (IIP) segundo o uso e ocupação do solo. As médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo teste *post hoc* de Dunn.

Com o Índice de Qualidade Integrada do Habitat – IQIH é possível equalizar as distorções e identificar os resultados de boa integridade no habitat dos trechos inseridos na arbóreos, e os distúrbios apresentados pelos riachos S14 e S24, para o PHI e o IIP, respectivamente, são corrigidos na integração das escalas. Os ambientes com vegetação gramínea e arbustiva todos foram classificados com perturbação moderada. Todos os riachos urbanos apresentaram valores que evidenciam alto grau de perturbação ambiental. Os resultados para o IQIH apresentaram diferenças significativas entre os grupos ($p=0,0001$), e todos os agrupamentos foram significativamente diferentes entre si ($p=0,04$, $p=0,00003$ e $p=0,04$) (Figura 5, Tabela 3).

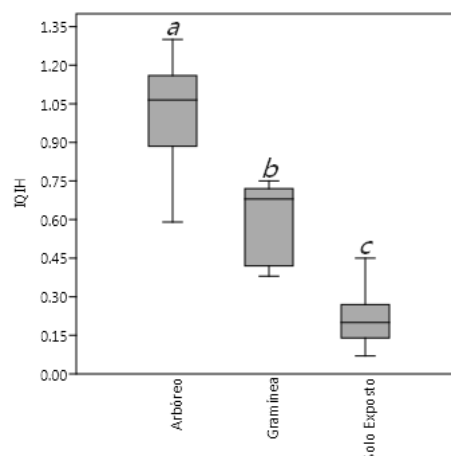


Figura 5. Boxplot do Índice de Qualidade Integrada do Habitat (IQIH) segundo o uso e ocupação do solo. As médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo teste *post hoc* de Dunn.

Os dados de riqueza de espécies diferiram significativamente entre os grupos de usos do solo ($p=0,0008$), contudo, os grupos de vegetação arbórea e gramínea foram iguais entre si, mas significativamente diferentes do grupo solo exposto ($p=0,04$ e $p=0,002$), nas comparações grupo a grupo, de acordo com o teste de dunn (Figura 6, Tabela 3).

O indicador biológico usado para degradação ambiental, abundância percentual de *P. reticulata*, demonstrou sensibilidade aos usos urbanos do solo. Nesse grupo, seis dos riachos tiveram abundância de *P. reticulata* maior que 50%. No grupo de vegetação arbórea, um riacho (S5) foi caracterizado pela alta abundância de *P. reticulata* (97%), caracterizando um alto nível de distúrbio ambiental. Embora a caracterização física não aponte para a degradação, o trecho está inserido em um vale dentro de uma unidade de conservação que tem recebido efluentes urbanos localizados a jusante.

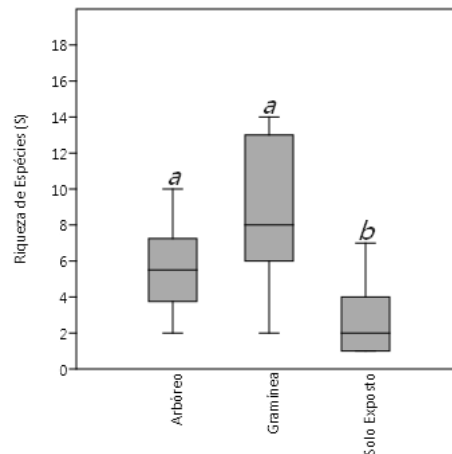


Figura 6. Boxplot do estimador riqueza de espécies (S) segundo o uso e ocupação do solo. As médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo teste *post hoc* de Dunn.

A porcentagem de *P. reticulata* apresentou diferença significativa entre os grupos de usos e ocupação do solo ($p=0,0006$), com vegetação arbórea e gramínea iguais entre si e diferentes do grupo solo exposto ($p=0,002$ e $p=0,002$) (Figura 7, Tabela 3).

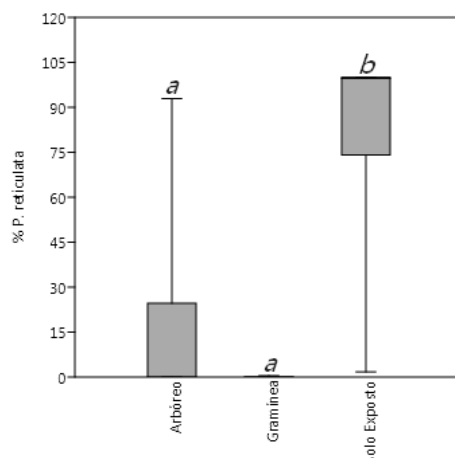


Figura 7. Boxplot da porcentagem de abundância de *P. reticulata* segundo o uso e ocupação do solo. As médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo teste *post hoc* de Dunn.

Tabela 3. Resultados do teste de Kruskal-Wallis e do teste *post hoc* de comparações múltiplas de Dunn entre os grupos de uso e ocupação do solo para cada variável.

Variável	Kruskal-Wallis (p)	Arbóreo - Gramínea	Arbóreo - Urbano	Gramínea-Urbano
PHI	0,000635	0,07508	0,000128*	0,05867
IIP	0,000273	0,07932	0,00005113*	0,03429*
IQIH	0,000184	0,04951*	0,00003513*	0,04511*
S	0,008749	0,2099	0,04077*	0,002348*
<i>P. reticulata</i>	0,000642	0,3296	0,002904*	0,000268*

O resultado da regressão linear explica a tendência de melhora do IIP quando o PHI aumenta, com isso, nos córregos com influência das estruturas urbanas os pontos foram plotados abaixo da linha de tendência demonstrando que estes ambientes estão fortemente relacionados a distúrbios ambientais ($r^2 = 0,75$) (Figura 8).

Na interpretação ecológica os dados refletem modelos gráficos polinomiais respondendo a uma linha de tendência em forma de parábola no decorrer do gradiente, com os ambientes conservados apresentando alta riqueza, com impactos moderados há a adição de novas espécies aumentando um pouco os valores de riqueza, e com o ambiente degradado a riqueza baixa consideravelmente mantendo apenas os táxons tolerantes. Essa tendência pode ser observada nos gráficos de regressão polinomial dos índices PHI ($r^2=0,0,32$) e IIP ($r^2=0,39$), a tendência da curva é ainda mais evidente quando analisada com o índice integrado IQIH ($r^2=0,45$). (Figura 9, Figura 10, Figura 11).

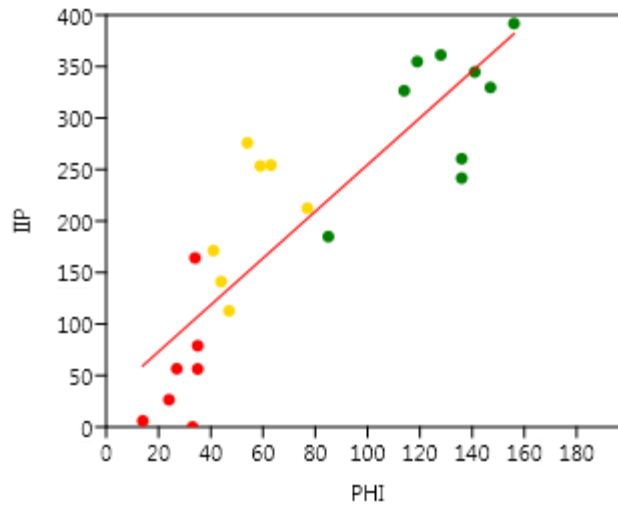


Figura 8. Gráfico de regressão linear. IIP = índice de integridade na paisagem; PHI = índice de integridade física do habitat; pontos vermelhos = solo exposto; pontos amarelos = vegetação gramínea; e, pontos verdes = vegetação arbórea.

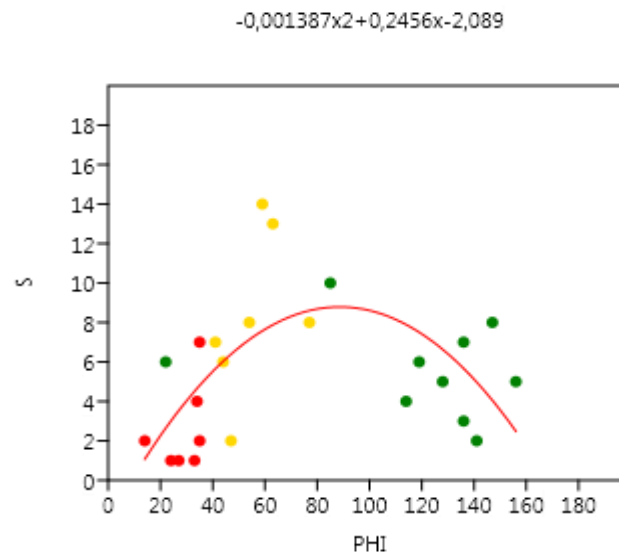


Figura 9: Gráfico de regressão polinomial das variáveis riqueza e PHI. S = riqueza de espécies; PHI = índice de integridade física do habitat; pontos vermelhos = solo exposto; pontos amarelos = vegetação gramínea; e, pontos verdes = vegetação arbórea.

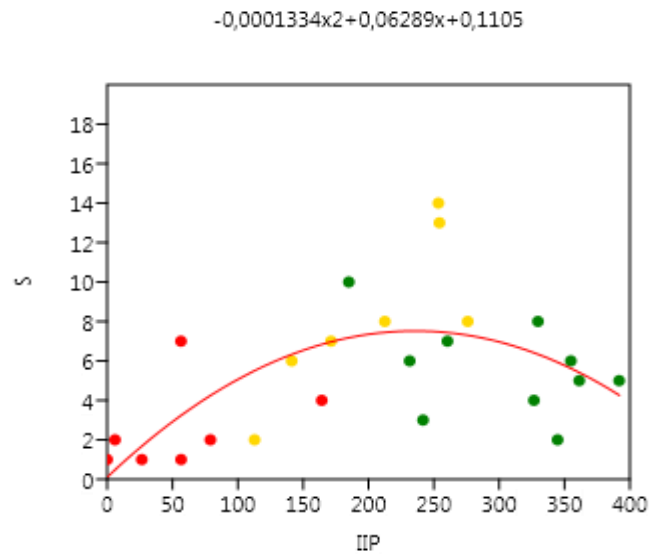


Figura 10: Gráfico de regressão polinomial das variáveis riqueza e IIP. S = riqueza de espécies; IIP = índice de integridade na paisagem; pontos vermelhos = solo exposto; pontos amarelos = vegetação gramínea; e, pontos verdes = vegetação arbórea.

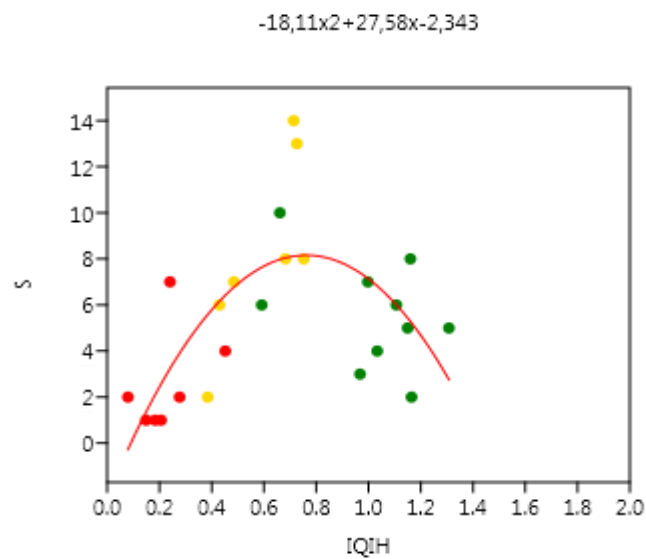


Figura 11: Gráfico de regressão polinomial das variáveis riqueza e IQIH. S = riqueza de espécies; IQIH = índice de qualidade integrada do habitat; pontos vermelhos = solo exposto; pontos amarelos = vegetação gramínea; e, pontos verdes = vegetação arbórea.

Discussão

Os dados gerados na classificação do uso e ocupação do solo são fundamentais para o monitoramento ambiental, atividades humanas em ambientes lóticos podem apresentar

reflexos importantes na biota aquática. Foi possível perceber que a qualidade do habitat representada pelos índices físicos, atua na estruturação biótica dos córregos. Com os resultados obtidos, foi possível caracterizar o impacto físico do uso e ocupação do solo ocasionado pelo processo de urbanização e seus reflexos na composição da ictiofauna, evidenciados pelos baixos valores nos índices PHI, IIP, IQIH, baixa riqueza de espécies e valores de abundância de *P. reticulata* maiores que 50 % no grupo de uso e ocupação do solo caracterizado por solo exposto. A preocupação com os recursos hídricos vem da íntima ligação destes com impactos ambientais associados a ocupação do solo, remoção de matas ciliares, uso indiscriminado da água, sedimentação, construção de barragens, dentre outros fatores que tem contribuído para o desaparecimento de rios e lagos (Araújo et al., 2009).

Os resultados evidenciam a importância da cobertura vegetal na margem do canal e no buffer ripário para a qualidade ambiental dos riachos, visto que os melhores resultados de PHI, IIP, IQIH e Riqueza de Espécies foram observados em riachos que mantinham vegetação na paisagem (arbórea e gramínea). Dentro destes dois grupos apenas um riacho apresentou abundância maior que 50% para *P. reticulata*. Estudos preveem que a mudança do uso da terra, e conseqüente degradação do hábitat por atividades humanas, é o fator que terá maior impacto no declínio da biodiversidade e conseqüente extinção de espécies para os próximos 100 anos (Sala et al., 2000). A biota nativa mantém um sistema biológico equilibrado, os seres humanos modificam paisagens e córregos, comprometendo a integridade biológica com a degradação do hábitat físico, como conseqüência, há o declínio da diversidade de peixes (Karr, 1998). Estimativa recente no Brasil aponta para uma perda de espécies de 5,4% a 7,6% com a supressão da vegetação nativa para um buffer ripário de até 100 m (Dalla-Corte et al., 2020).

A importância da cobertura vegetal ripária para a manutenção da saúde ambiental de diversos habitats e, conseqüentemente, para a conservação das espécies, incluindo os peixes, já é conhecida. Neste sentido, Marchetti & Moyle (2001) e Casatti et al. (2009) afirmam que a manutenção da vegetação ripária é um importante fator ambiental contribuinte na qualidade ambiental, promovendo diversificação do hábitat e estruturação das assembleias de peixes em riachos. Neste estudo, os ambientes com vegetação ciliar arbórea apresentam valores de PHI altos quando comparados ao grupo gramínea, e ainda mais altos que os de solo exposto, resultados que são encontrados em outros estudos em biomas e regiões, de clima, geografia e formação vegetal distintos do CELMM (Callisto et al., 2001; Casatti et al. 2006; Krupek, 2010), reforçando a utilidade e validando este índice como ferramenta para monitoramento e

manejo em riachos estuarinos tropicais, como os que compõem o CELMM, minimizando as perdas bióticas ocasionadas pela degradação do hábitat.

Com o protocolo PHI não é possível identificar impactos fora desta escala que atuam na qualidade dos riachos e estruturação biótica, por isso foi proposto e aplicado o IIP para avaliação da paisagem. A avaliação nesta escala favorece as comparações entre locais e destacam o papel da ocupação do solo no monitoramento (Taddeo & Dronova, 2020). Os valores na avaliação da paisagem, obtidos pela aplicação do IIP, corroboram com os resultados bióticos, assim como os obtidos em estudo de Ligeiro et al., (2013) onde o índice de distúrbio na drenagem (CDI) avaliado junto a riqueza de macroinvertebrados conseguiu explicar os valores biológicos quando a avaliação ripária não foi capaz. Além disso, foi possível, com a aplicação do IIP, inferir que alterações antrópicas na paisagem natural produzem respostas ecológicas negativas em trechos com boa avaliação ripária pelo PHI, como observado nos pontos S4 e S5. O primeiro está inserido a jusante de um balneário recreativo que faz barramento da água para abastecimento de piscinas. Estudos demonstram que assembleias de peixes são sensíveis ao barramento do fluxo de rios e a interrupção da conectividade hidrológica causa homogeneização da fauna (Li et al., 2013), a obstrução funciona como barreira biogeográfica que fragmenta o hábitat impedindo a recolonização e ocasionando perda de espécies (Franssen, 2011), portanto, mesmo com as boas condições ambientais, atribuímos a baixa riqueza de espécies no trecho ao barramento do riacho, que impede a colonização a jusante. O segundo localiza-se geograficamente em um fundo de vale, que recebe uma alta carga de efluentes urbanos com alteração na qualidade da água e apresentou alta abundância percentual de *P. reticulata*. A alta abundância de *P. reticulata* é comumente associada aos impactos urbanos em córregos, a espécie apresenta comportamento generalista, oportunista e altamente tolerante às condições de degradação intensa do hábitat (Casatti et al., 2006b; Cruz & Pompeu, 2020; Ganassin et al., 2020). De acordo com Gomes-Silva et al. (2020) a abundância de *P. reticulata* aumenta proporcionalmente ao nível de poluição da água, com isso deduzimos que o trecho é afetado pela descarga de efluentes urbanos.

Com a tentativa de equalizar as distorções e integrar os resultados das duas escalas (local e paisagem), foi aplicado o IQIH, eliminando divergências que ocorrem nos índices quando aplicados separados, e que refletem significativamente na estruturação das comunidades de peixes em um modelo polinomial com uma curva gráfica em forma de parábola para a riqueza de espécies, a qual segue o gradiente de conservado ao degradado. Este padrão evidencia processos relacionados aos pressupostos da teoria neutra, em que a

variabilidade e perturbação ambiental atuam na dinâmica das espécies, nessa perspectiva as diferenças reais entre as espécies não resultam em uma estrutura previsível da comunidade (Alonso et al. 2006). Uma estrutura previsível causaria um padrão ecológico linear no decorrer do gradiente. O padrão de parábola no comportamento da riqueza avançando os gradientes segue a hipótese do distúrbio intermediário (Connell, 1978), ou seja, no ambiente em transição de uma situação de conservação para degradação há acréscimo de espécies no meio da curva, para posterior redução e homogeneização. Nesta situação o ambiente tende a apresentar maior diversidade levando a uma interpretação falha de boa condição ambiental, a partir disso podemos inferir que o aumento da riqueza no gradiente intermediário deste estudo não significa necessariamente boas condições ambientais.

Com isso, uma escala para o conjunto de descritores locais e outra para o conjunto de descritores da paisagem para descrever o padrão observado em uma escala integrada robusta, o IQIH, é possível discriminar estatisticamente diferenças significativas entre os grupos de uso e ocupação do solo e fornecer subsídios mais adequados para o entendimento da estruturação biótica, o que não foi possível com os índices PHI e IIP isoladamente. Segundo Martines & Toppa (2018), o uso conjunto das escalas local e de paisagem no monitoramento ambiental é essencial para a conservação, especialmente na região de mata atlântica, onde há grande variedade de usos e ocupação do solo. Portanto, pode-se inferir que essa abordagem integrada de escalas auxilia na equalização de avaliações na rede de drenagem do complexo. Com isso, a proposta de integração das escalas local (PHI) e de paisagem (IIP), mostrou resultados relevantes para equalizar as distorções individuais de cada uso e ocupação do solo. Levin (1992) afirma que integrar descritores que atuam em diferentes escalas é importante para solucionar problemas de distorções cada vez mais complicados, envolvendo amplas faixas de escalas que remontem o ecossistema explicando os impactos na composição ecológica.

Com os dados obtidos é possível deduzir que as condições ecológicas nos riachos do CELMM estão fortemente ligadas ao uso da terra. Sendo confirmado por estudo de Hepp e Santos (2008) que afirmam que as modificações antrópicas nas bacias hidrográficas causam alterações geológicas e químicas no corpo hídrico que atingem a biota. No objeto de estudo CELMM, são evidentes diversas alterações na paisagem que de acordo com Souza et al. (2004) alteram o equilíbrio ecológico ocasionando distúrbios ambientais como a redução da riqueza de espécies. Na interpretação dos resultados fica claro que ambientes com cobertura vegetal (arbórea ou gramínea), têm maior riqueza de espécies e os ambientes com influência de efluentes urbanos tem alta abundância percentual de *P. reticulata*. Floyd et al. (2013)

observou que ambientes com habitats mais complexos refletem aumento na riqueza de espécies da ictiofauna, comparados aos ambientes degradados, Casatti et al. (2006b) relaciona a espécie *P. reticulata* a condições de degradação. Estes estimadores biológicos não evidenciam as mudanças na composição taxonômica, pois não se concentram nas espécies que estão formando a comunidade. A riqueza observa o número de táxons diferentes na comunidade, no entanto a maior diversidade relaciona-se a melhores condições ecológicas.

Com tudo isso, entendedemos que para melhorar os resultados biológicos no CELMM, é fundamental a restauração de fragmentos florestais e proteção dos corpos hídricos que atuam nesta unidade hidrográfica. A cobertura vegetal na bacia hidrográfica provoca mudanças estruturais e funcionais na condição da drenagem atuando na recuperação do ecossistema (Dyste & Valett, 2019), a restauração ambiental de riachos influencia positivamente a comunidade de peixes em geral (Floyd et al., 2013). Além disso, a presença de vegetação ripária diminui a velocidade do escoamento superficial, estabiliza o solo, preservando a qualidade da água, esses efeitos positivos das manchas de vegetação não dependem apenas de formações naturais, mas, em áreas desflorestadas, podem ser recuperados por processos de restauração ambiental (Monteiro et al., 2016).

Conclusões

O presente trabalho contribui para consolidação de métodos de avaliação ambiental local e da paisagem da qualidade do habitat em rios e córregos costeiros de 1ª e 2ª ordem. Os dados da avaliação ripária (PHI) e da paisagem (IIP) se relacionam aos resultados ecológicos justificando que a composição ripária e a ocupação do solo na microbacia têm influência na diversidade biótica, sobretudo os córregos com domínio de vegetação têm melhores resultados biológicos comparados aos ambientes com ocupação humana. Para os ambientes com cobertura vegetal arbórea e gramínea, os resultados biológicos não indicaram diferença nos testes estatísticos, reforçando a importância de algum tipo de vegetação ripária na manutenção do habitat físico e das comunidades ícticas.

Os dados da caracterização física dos riachos inseridos em diferentes tipos de uso e do solo na paisagem do CELMM, endossam a preocupação crescente com o monitoramento da qualidade ambiental de ambientes lóticos estuarinos (córregos e rios), nesta escala. Com isso, a ferramenta IIP como proposta de avaliação da paisagem de riachos, apresenta-se como um promissor instrumento aplicável no monitoramento ambiental, dado que sua aplicação não exige complexidade de softwares e hardwares e apresenta resultados satisfatórios, os quais são coerentes com a literatura. Na integração de escalas, o cálculo do IQIH como proposta para

correção de distorções dos protocolos aplicados mostrou sensibilidade para distinguir os diferentes usos e ocupações do solo, apresentando diferença significativa entre os grupos, podendo ser utilizado como ferramenta para definição dos gradientes avaliados, o que não acontece com os índices local e da paisagem separadamente.

No contexto ecológico, concluímos que os dados de riqueza de espécie estão relacionados aos habitats, de modo que o distúrbio intermediário oferece novas oportunidades antes de eliminar os habitats já estabelecidos, adicionando novas espécies que exploram o novo habitat em conjunto com as já existentes. Em ambientes preservados os táxons competidores mais eficientes se sobrepõem para cada nicho fixando-se na comunidade diminuindo o valor de riqueza, mas mantendo a diversidade da comunidade equilibrada. A princípio os dados brutos de riqueza por gradientes nos oferece uma interpretação equivocada de que um ambiente com certo grau de impacto aumenta a diversidade, no entanto, de acordo com as relações gráficas obtidas, esse é um indicador de que o ambiente enfrenta um distúrbio que futuramente resultará em perda de espécies e homogeneização da fauna. O estimador utilizado percentual de abundância da espécie *P. reticulata* foi sensível no apontamento dos trechos onde a degradação ambiental está relacionada aos usos urbanos, apontando a importância ecológica desta espécie como bioindicador dos efeitos da urbanização em córregos, inclusive aqueles inseridos em ambientes de mata com aporte de efluentes urbanos.

Referências Bibliográficas

Allan J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic**. 35, 257 – 284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>

Alonso, D. Etienne, R. & Mckane, A. (2006). The merits of neutral theory. **Trends in Ecology and Evolution**. 21(8), 451 – 457. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.03.019>

ANA, Agência Nacional das Águas. (2006). **Plano de Ações e Gestão Integrada do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba (CEMMM)**. Disponível em: www3.ana.gov.br. acesso em 28, mai. 2019

Araújo, L. E., Souza, F. A. S., Moraes Neto, J. M., Souto, J. S. & Reinaldo, L. R. L. R. (2009). Bacias hidrográficas e impactos ambientais. **Qualitas Revista Eletrônica**. 8(1), 1 – 18. <http://dx.doi.org/10.18391/qualitas.v8i1>

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling, J. B. (1999). **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic, macroinvertebrates and fish.** (Vol. 339). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water.

Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **RBRH Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** 6(1), 71 – 82. Doi: [10.21168/rbrh.v6n1.p71-82](https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82)

Casatti, L., Langeani, F., Silva, A. M. & Castro, R. M. C. (2006a) Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology.** 66(2), 681 – 696. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>.

Casatti, L., Langeani, F., Ferreira, C. P. (2006b). Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management.** 38(6), 974 – 982. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0212-4>

Casatti, L., Ferreira, C. P. & Carvalho, F. R. (2009) Grass dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture rivers basins. **Hydrobiologia.** 632, p. 273 – 283. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>

CONCEA, Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal. (2013). **Diretrizes da prática de eutanásia do CONCEA.** Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Disponível em: https://www.mctic.gov.br/mctic/export/sites/institucional/institucional/concea/arquivos/legislacao/resolucoes_normativas/Resolucao-Normativa-n-37-Diretriz-da-Pratica-de-Eutanasia_site-concea.pdf. Acesso em 22 de abr. de 2019

Connel, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science.** 199(24), 1302 – 1310. [10.1126/science.199.4335.1302](https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302)

Cotovicz Junior, L. C., Brandini, N., Knoppers, B.A., Souza, W.F.L. & Medeiros, P.R.P. 2012. Comparação de modelos de índice de estado trófico do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba, (AL). **Geochimica Brasiliensis.** 26(1), 7 – 18. <http://dx.doi.org/10.21715/gb.v26i1.353>

Cruz, L. C. & Pompeu, P. S. (2020). Drivers of fish assemblage structures in a neotropical urban watershed. **Urban Ecosystems**. 23, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00968-6>

Dalla-Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., Pes, A. M., Magalhães, A. L. B., Godoy, B. S., Leal, C. G., Monteiro Júnior, C. S., Stenert, C., Castro, D. M. P., Macedo, D. R., Lima Júnior, D. P., Gubiani, E. A., Massariol, F. C., Teresa, F. B., Becker, F. G., . . . Roque, F. O. (2020) Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>

Dittrich, S., Hauck, M. Jacob, M., Rommerskirchen, A. & Leuschner, C. (2012). Response of ground vegetation and epiphyte diversity to natural age dynamics in a central European mountain spruce forest. **Journal of Vegetation Science**. 24(4), 675 – 687. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01490.x>

Dyste, J. M. & Valett, H. M. (2019). Assessing stream channel restoration: the phased recovery framework. **Restoration Ecology**. 27(4), 850 – 861. <https://doi.org/10.1111/rec.12926>

Floyd, M. A., Harrel, S. L., Parola, A. C., Hansen, C., Harrel, J. B. & Merrill, D. K. (2013). Restoration of stream habitat for blackside dace, *Chrosomus cumberlandensis*, in Mill Branch, Knox County, Kentucky. **Southeastern Naturalist**. 12(4), 129 – 142. <https://doi.org/10.1656/058.012.s408>

Franssen, N. R. (2011). Anthropogenic habitat alteration induces rapid morphological divergence in a native stream fish. **Evolutionary Applications**. 4(6), 791 – 804. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2011.00200.x>

Ganassin, M. J. M., Frota, A., Muniz, C. M., Baumgartner, M. T. & Hahn, N. S. (2020). Urbanization affects the diet and feeding selectivity of the invasive guppy (*Poecilia reticulata*). **Ecology of Freshwater Fish**. 29(2), 252 – 265. <https://doi.org/10.1111/eff.12511>

Gomes-Silva, G., Cyubahiro, E., Wronski, T., Riesch, R., Apio, A. & Plath, M. (2020). Water pollution affects community structure and alters evolutionary trajectories of invasive guppies (*Poecilia reticulata*). **Science of the Total Environment**. 730(1) 1 – 41. <https://doi.org/10.1111/eff.12511>

- Gregory, S. V., Swanson, F. J., Mckee, W. A. & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**. 41(8), 540 – 551. Doi: [10.2307/1311607](https://doi.org/10.2307/1311607)
- Grimm, N. B., Grove, J. G., Pickett, S. T. & Redman, C. L. (2000). Integrated approaches to Long-Term studies of Urban Ecological Systems. **BioScience**. 50(7), 571 – 584. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0571:IATLTO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0571:IATLTO]2.0.CO;2)
- Guimarães Junior, S. A. M., Nascimento, M. C. & Silva, D. J. R. P. (2017). Impactos do uso da terra no complexo estuarino lagunar Mundaú - Manguaba – Alagoas – Brasil. **Revista Contexto Geográfico**. 2(3) 86 – 99. <http://dx.doi.org/10.28998/contegeo.v2i3.6137>
- Hannaford, M. J., Barbour, M. T. & Resh, V. H. (1997). Training reduces observer variability in visual-based assessments of the stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**. 6(4), 853-860. <https://doi.org/10.2307/1468176>
- Hepp, L. U. & Santos, S. (2008). Benthic communities of stream related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**. 157(1), 305 – 318. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0536-7>
- Karr, J. R. (1998). Rivers as sentinels: Using the biology of river to guide scape landscape management. In: Naiman, R. J. & Bilby, R. E. (Eds.), **River Ecology and Management Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion**. (pp. 502 – 528). New York, Springer-Verlag.
- Krupek, R. A. (2010). Análise comparativa entre duas bacias hidrográficas utilizando um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats. **Ambiência**. 6(1), 147 – 158.
- Laudon, H., Sjöblom, V., Buffam, I., Seibert, J., Morth, M. (2009). The role of catchment scale and landscape characteristic runoff generation of Boreal Streams. **Journal of Hydrology**. 344(3), 198 – 209. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.07.010>
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**. 76(6), 1943 – 1967. <https://doi.org/10.2307/1941447>
- Ligeiro, R., Hughes R. M., Kaufmann, P. M., Macedo, D. R., Firmiano, K. R., Ferreira, W. R., Oliveira, D., Melo, A. S. & Callisto, M. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrates taxa richness. **Ecological Indicators**. 25(1), 45 – 57. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.004>

- Li, J., Dong, S., Peng, M., Yang, Z., Liu, S., Li, X. & Zhao, C. (2013). Effects of damming on the biological integrity of fish assemblages in the middle Lancang-Mekong River basin. **Ecological Indicators**. 27(1), 94 – 102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.016>
- Meyer J. L., Paul, M. J. & Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**. 24(3), 602 – 612. <https://doi.org/10.1899/04-021.1>
- Martines, M. R. & Toppa, R. H. (2018). Detecting Stepping-Stones for connectivity planning in local-regional scale. **Revista do Departamento de Geografia da USP**. 35(1), 51 – 57. <https://doi.org/10.11606/rdg.v35i0.137804>
- Marchetti, M. P. & Moyle, P. B. (2001). Effects of flow regime on fish assemblage in a regulated California stream. **Ecological Applications**. 11(2), 530 – 539. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0530:EOFROF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0530:EOFROF]2.0.CO;2)
- Marguran, A. E. (2013). **Medindo a Diversidade Biológica**. (D. M. Vianna, Trad.). Editora UFPR.
- Mcknight, P. E. & Najab, J. (2010). Kruskal-Wallis test. In: Weiner, I. B. & Craighead, W. E. (Eds.). **The Corsini encyclopedia of psychology**. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9780470479216.corpsy0491>
- Menezes, A. P. D., Araújo, M.L.S.C. & Calado, T.C.S. 2012. Bioecologia de *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) (Decapoda, Grapsidae) do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas, Brasil. **Natural Resources**. 2(2), 37 – 49. <https://doi.org/10.6008/ESS2237-9290.2012.002.0004>
- Monteiro, J. A. F., Kamali, B., Srinivasan, R., Abbaspour, K. & Gucker, B. (2016). Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment. **Ecohydrology**. 9(7), 1289 – 1303. <https://doi.org/10.1002/eco.1726>
- Naiman, R. J. & Décamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. **Annual of Reviews of Ecology and Systematics**. 28(1), 621 – 658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>

Rawer-Jost, C., Zenker, A. & Böhmer, J. (2004). Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna. **Limnologica**. 34(1), 390 – 397. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80008-2](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80008-2)

Roth, N. E., Allan, D. Erickson, D. L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**. 11(3) 141 – 156. <https://doi.org/10.1007/BF02447513>

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Sanwald, E. Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sikes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & Leemans, R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, 287(5459), 1770 – 1774. [10.1126/science.287.5459.1770](https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770)

Shen, Z., Hou, X., Li, W., Aini, G., Chen, L., Gong, Y. (2015) Impact of landscape pattern at multiple scales on water quality: a case study on typical urbanized watershed in China. **Ecological Indicators**. 48(1), 417 – 427. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.019>

Strayer, D. L. & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **Journal of the North American Benthological Society**. 29(1), 344 – 358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>

Taddeo, S. & Dronova, I. (2020). Landscape metrics of post restoration vegetation dynamics in wetland ecosystems. **Landscape Ecology**. 35(2), 275 – 292. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00946-0>

Teresa, F. B. & Casatti, L. (2010). Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan American Journal of Aquatic Sciences**. 5(3), 444 – 453.

Veras, D. S., França, L. C. M. & Azevedo, C. A. S. (2018). Heterogeneidade espaço temporal ambiental de igarapés em um ecótono cerrado-caatinga. **Acta Brasiliensis**. 2(3), 84 – 88. <https://doi.org/10.22571/2526-433875>

Ward, J. V. (1989). The four dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**. 8(1), 2 – 8. <https://doi.org/10.2307/1467397>

Material Suplementar:**Tabela 1.** Descrição dos riachos amostrados.

Riacho	Compartimento do CELMM	Uso e ocupação do solo	Latitude S (WGS84)	Longitude O (WGS84)	Altitude (m)	Município	Data (d/m/a)
S1	Lagoa Manguaba	Arbórea	9°44'24.40"	35°56'57.90"	21	Marechal Deodoro	29/11/17
S2	Lagoa Manguaba	Arbórea	9°40'31.93"	35°56'59.81"	52	Marechal Deodoro	29/11/17
S3	Lagoa Manguaba	Arbórea	9°41'28.30"	35°55'44.90"	32	Marechal Deodoro	02/12/17
S4	Canais conectores	Arbórea	9°42'11.63"	35°50'0.30"	10	Marechal Deodoro	04/12/17
S5	Lagoa Mundaú	Arbórea	9°35'57.9"	35°45'52.3"	35	Maceió	14/12/17
S6	Lagoa Mundaú	Arbórea	9°33'53.50"	35°48'0.50"	23	Maceió	05/12/17
S7	Lagoa Manguaba	Arbórea	9°39'25.20"	35°52'25.60"	14	Marechal Deodoro	01/12/17
S8	Lagoa Manguaba	Arbórea	9°39'30.30"	35°52'45.00"	16	Marechal Deodoro	01/12/17
S09	Lagoa Manguaba	Gramíneas	9°39'47.89"	35°56'1.49"	17	Marechal Deodoro	11/12/17
S10	Lagoa Manguaba	Gramíneas	9°40'48.30"	35°55'19.00"	30	Marechal Deodoro	02/12/17
S11	Lagoa Manguaba	Gramíneas	9°42'49.29"	35°54'26.84"	20	Marechal Deodoro	11/12/17
S12	Lagoa Mundaú	Gramíneas	9°35'32.60"	35°49'21.10"	11	Santa Luzia do Norte	04/12/17
S13	Lagoa Manguaba	Gramíneas	9°36'23.80"	35°56'23.70"	7	Pilar	12/12/17
S14	Lagoa Mundaú	Arbórea	9°33'58.50"	35°48'31.40"	52	Satuba	05/12/17
S15	Lagoa Manguaba	Gramíneas	9°43'41.50"	35°55'54.40"	16	Marechal Deodoro	12/12/17
S16	Lagoa Mundaú	Gramíneas	9°36'22.66"	35°49'27.14"	23	Santa Luzia do Norte	14/12/17
S17	Lagoa Manguaba	Solo Exposto	9°42'51.5"	35°53'34.6"	3	Marechal Deodoro	24/10/18
S18	Lagoa Manguaba	Solo Exposto	9°36'38.3"	35°57'17.4"	8	Pilar	01/11/18
S19	Lagoa Mundaú	Solo Exposto	9°39'16.0"	35°44'30.8"	4	Maceió	08/11/18
S20	Lagoa Mundaú	Solo Exposto	9°32'45.7"	35°44'40.5"	3	Maceió	11/11/18
S21	Lagoa Mundaú	Solo Exposto	9°39'41.8"	35°44'47.8"	6	Maceió	13/12/18

S22	Lagoa Mundaú	Solo Exposto	9°39'34,4"	35°45'49,5"	3	Maceió	05/12/18
S23	Lagoa Mundaú	Solo Exposto	9°36'40,5"	35°49'10,8"	3	Santa Luzia do Norte	05/12/18
S24	Lagoa Mundaú	Arbórea	9°34'20,3"	35°49'14,4"	8	Satuba	12/12/18

Tabela 2. Comparativo dos resultados dos índices de integridade física do hábitat (PHI), de integridade da paisagem (IIP), de índice de qualidade integrado hábitat (IQIH) por riacho amostrado.

Riacho	PHI	IIP	IQIH
S1	156	391,82	1,30
S2	136	241,69	0,96
S3	136	260,43	0,99
S4	141	344,71	1,16
S5	114	326,55	1,03
S6	147	329,65	1,16
S7	128	361,27	1,14
S8	119	354,84	1,10
S9	77	212,46	0,68
S10	47	112,78	0,38
S11	44	141,25	0,42
S12	41	171,35	0,48
S13	59	253,44	0,71
S14	85	184,87	0,66
S15	54	275,93	0,75
S16	63	254,29	0,72
S17	35	79,00	0,27
S18	35	56,43	0,24
S19	33	0,00	0,18
S20	27	56,60	0,20
S21	14	5,98	0,07
S22	24	26,52	0,14

S23	34	164,18	0,45
S24	22	231,47	0,59

5. CAPÍTULO II
ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES NA DETECÇÃO DE
PERTURBAÇÃO AMBIENTAL EM RIACHOS INSERIDOS NA DRENAGEM DO
COMPLEXO ESTUARINO-LAGUNAR MUNDAÚ-MANGUABA – CELMM,
ALAGOAS²

²Artigo elaborado seguindo as normas da Revista Neotropical Ichthyology. Disponível em: <<https://www.sbi.bio.br/ni/>>. QUALIS CAPES em Ciências Ambientais: A4

Estrutura da comunidade de peixes na detecção de perturbação ambiental em riachos inseridos na drenagem do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba - CELMM, Alagoas.

Robert Germano Alves da Silva

Instituto Federal de Alagoas

Resumo: A sobreexploração dos recursos naturais pelas atividades humanas causam impactos ambientais negativos nos ecossistemas, sobretudo nos aquípticos. Em Alagoas, a região do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba - CELMM sofre intensa pressão antrópica, justificando estudos que elucidem as respostas bióticas às pressões das atividades humanas no complexo. Com esse objetivo, foi realizado o levantamento de descritores físicos, químicos e biológicos de córregos inseridos no CELMM e analisada a sua relação com a estruturação das comunidades de peixes. Foi testada a aplicação da curva de abundância e biomassa (ABC) e estatística W para detecção de perturbação ambiental nos córregos em nível biológico na ictiofauna. Além disso, foi aplicada a análise de espécies indicadoras (IndVal) para descrever quais as espécies que caracterizam os grupos de uso e ocupação do solo. Por fim, foi realizada uma análise de redundância (RDA) com os principais componentes abióticos para quantificar a importância relativa dos descritores químicos e físicos como as variáveis que mais explicam a estruturação das comunidades de peixes por trechos. Os gráficos ABC e os valores de W foram sensíveis à perturbação ambiental nos trechos, inclusive naqueles que apresentam margens com cobertura vegetal. O IndVal aponta a espécie *Anablepsoides bahianus* relacionada aos solos cobertos por vegetação arbórea; *Geophagus brasiliensis*, *Leporinus piau* e *Prochilodus brevis* aos cobertos por vegetação gramínea; e *Poecilia reticulata* e *Oreochromis niloticus* aos riachos com influência urbana. Pela RDA, os trechos foram separados em três eixos: o primeiro representado pelos solos de cobertura arbórea, onde as espécies *A. bahianus* e *Astyanax cf. bimaculatus* foram associadas com os descritores substrato rocha e oxigênio dissolvido. O segundo eixo, representado pelos trechos com cobertura de gramíneas, onde as espécies *Serrapinus piaba* e *G. brasiliensis* estiveram associadas aos descritores profundidade do canal e substrato areia. O terceiro eixo, representado pelos trechos de solo exposto, onde as espécies *P. reticulata* e *O. niloticus* estão relacionadas com as variáveis bioquímicas nitrato, mercúrio e coliformes. No mesmo eixo, a espécie *Poecilia vivipara* estava relacionada ao ferro. As metodologias utilizadas foram capazes de descrever diferenças ambientais de cada uso do solo relacionando a estruturação física e química dos córregos com a ictiofauna.

Palavras-chave: Curva ABC; Espécies Indicadoras; Qualidade Química; Avaliação de Córregos; Gradientes de Perturbação

Abstract: Overexploitation of natural environments by human activities causes negative environmental disturbances. In Alagoas, the Mundaú-Manguaba Estuarine Lagoon Complex – MMELC region is affected by intense anthropic pressure, justifying studies in the region that integrate the biotic responses to the physical and chemical pressures of human activities in the complex. With this objective, was carried out a survey of physical, chemical and biological descriptors of streams inserted in MMELC and their relationship with the structuring of fish communities was analyzed. We tested the application of the Abundance Biomass curve (ABC) and W statistics in the biological assessment to detect environmental disturbance in the streams, was also applied the analysis of indicator species (IndVal) to describe what species characterize each group the use and occupation of the soil and finally was performed a Redundancy Analysis (RDA) with the main abiotic components to quantify the relative importance of chemical and physical descriptors that explain the variation in species composition. The ABC graphs and the W values were sensitive to environmental disturbance in the stretches, including those that have vegetation cover on the margins. IndVal showed that the species *Anablepsoides bahianus* related is at the use and occupation of arboreal soil; *Geophagus brasiliensis*, *Leporinus piau* and *Prochilodus brevis* to the use and occupation of grassy soil; and *Poecilia reticulata* and *Oreochromis niloticus* to streams inserted in urban environments. The RDA separated the stretches into three axes: the first axis was represented by the stretches with tree cover where the species *A. bahianus* and *Astyanax cf. bimaculatus* were associated with the physical descriptors substrate rock and dissolved oxygen; the second axis was represented by stretches with grass cover where the species *Serrapinus piaba* and *G. brasiliensis* were associated with the descriptors channel depth and substrate sand; and the third axis was represented by stretches of exposed soil where the species *P. reticulata* and *O. niloticus* was related to the biochemical variables, nitrate, mercury and coliforms, on the same axis the specie *Poecilia vivipara* was related to iron. The evaluation methodologies used were able to discriminate the differences in the environments of each land use and occupation and relate the physical and chemical structuring of the streams to the ichthyofauna.

Keywords: ABC curve; Indicator species; Chemical Quality; Streams Evaluation; Disturbance Gradients

Introdução

Durante milênios a água doce foi um importante recurso para o estabelecimento da espécie humana, que faz uso do recurso para consumo, irrigação, drenagem e descarte de efluentes, produção industrial e extração de alimentos, com isso, casas, fazendas e indústrias sempre foram estabelecidas em locais próximos a corpos hídricos (Strayer, Dudgeon, 2010). As modificações humanas são comuns na maioria das paisagens do mundo e muitos lugares foram modificados por centenas de anos (Ligeiro et al., 2013), como experimentado pelos ecossistemas presentes em toda zona costeira brasileira.

Um ecossistema é definido por Odum (2004) como qualquer unidade que inclua a interação entre organismos e ambientes físicos inertes ao seu redor. Em rios e córregos há interações bióticas com os fatores e processos físicos, como as condições da cobertura ripária e de substrato, regimes de fluxos, redes alimentares e variáveis químicas da água, que estruturam o hábitat físico (Karr, Yoder, 2004), caracterizando assim os ecossistemas lóticos. De acordo com Utz et al. (2010) as modificações humanas de uso da terra atuam de diferentes formas, principalmente na perda de espécies nos ecossistemas. Em geral há um consenso de que a utilização dos ecossistemas naturais pelas populações humanas provoca perda de biodiversidade e os distúrbios homogeneizam a fauna, favorecendo a dominância de espécies de hábito generalista (Walters et al., 2003). Em ecossistemas aquáticos, a posição dos córregos na paisagem torna estes ambientes vulneráveis a impactos, afetando a manutenção do ecossistema (Walsh et al., 2005; Alvim et al., 2009).

Neste contexto, existe uma relação de dependência e degradação dos recursos aquáticos pelas populações humanas, de modo que a presença de atividades antrópicas pode atuar, possivelmente, de forma negativa, na estruturação da biota aquática. Segundo Karr (1998) os riachos têm conexão com todo o ambiente ao qual está inserido, e a biota aquática reflete as consequências das ações humanas no sistema ecológico. Para Vari, Malabarba (1998), a compreensão da diversidade da ictiofauna presente em rios e córregos é uma importante ferramenta de avaliação que pode prever e, possivelmente, minimizar os efeitos das interferências humanas nos ecossistemas aquáticos.

A análise dos parâmetros físico-químicos do corpo hídrico indicam as condições abióticas do rio ou riacho, avaliando as propriedades ambientais do sistema de drenagem, em especial, às interferências antrópicas, com isso torna-se fundamental a associação dessas características aos impactos físicos da paisagem e ecológicos da influência humana no ambiente (Medeiros, Pinto, 2017). Em termos de avaliação ambiental, Godefroid et al. (2015) aponta que a qualidade ambiental de um córrego pode ser determinada pela relação da

biologia das espécies encontradas com as características físicas e químicas no momento da amostragem. Portanto, evidencia-se mais ainda a necessidade de entender o relacionamento da biota com as características ambientais.

No caso da biota aquática, os peixes são historicamente conhecidos como indicadores, pois respondem melhor as modificações físicas e químicas dos rios e riachos, por este motivo foram considerados por Karr (1998) como “sentinelas do ambiente”. Otero et al. (2006) reforçam a utilização deste grupo como indicador biológico de qualidade ambiental, pela relação direta e indireta das comunidades de peixes com os impactos da alteração na paisagem do leito de rios e estuários. Os indicadores biológicos são o conjunto de parâmetros que se baseiam nas características quantitativas e qualitativas de populações e comunidades bióticas em ecossistemas que permitem monitoramento e detecção de mudanças no ambiente ao longo do tempo (Metzger, Casatti et al., 2006).

Embora não sejam claras e unânimes as discussões a cerca dos efeitos gerais das ações humanas para todas as espécies, é possível associar as alterações nas comunidades, como troca e perda de táxons aos processos antrópicos. Dessa forma, Strayer, Dudgeon (2010) apontam que o ecossistema é intimamente dependente da riqueza e composição da comunidade, no entanto, a identidade taxonômica das espécies depende do tamanho e natureza das alterações do ambiente, que refletirão nas perdas e ganhos de espécies nas assembleias. Para Moya et al. (2011) a compreensão dos reflexos das atividades humanas na biota é fundamental no desenvolvimento de ferramentas que integrem a abordagem biológica em avaliações de qualidade ambiental. Deste modo, o comportamento estrutural e composição das comunidades de peixes em ambientes lóticos fornecerão dados para definição de estratégias de monitoramento e manejo ambiental para riachos e córregos. Rios e riachos em regiões neotropicais, como os amostrados neste estudo, segundo Winemiller et al. (2008), concentram o maior número de espécies de peixes na Terra, com estimativas por volta de 25% do total global da riqueza da ictiofauna. Acentuando a importância para estudos que ampliem o conhecimento da ictiofauna desta região e que subsidiem a tomada de decisões estratégicas para conservação dos ecossistemas tropicais.

No estado de Alagoas, situado no nordeste brasileiro, tem destaque o estuário tropical do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM, região de notável relevância ambiental, marcada por processos históricos de ocupação humana em suas margens, impulsionados pela proximidade à capital e às zonas de produção agrícola e industrial (Marques, 1991; Guimarães Junior et al., 2017). No entanto, segundo Melo-Magalhães et al. (2009) e Cotovicz Junior et al. (2012), essas características regionais e

produtivas, que motivaram a ocupação na região, pressionam o estuário com impactos sob seus recursos ambientais. Por isso, o sistema apresenta uma ampla heterogeneidade de usos do solo em sua paisagem, refletindo em diversos impactos em sua rede de drenagem (Araújo, Calado 2008, Menezes et al., 2012, Cotovicz Junior et al., 2012). Ficando evidente que a relação das atividades humanas com o CELMM e o surgimento de problemas ambientais justificam estudos na região.

Portanto entendemos com isso, que integrar metodologias que avaliam variáveis físicas e químicas com parâmetros biológicos se constitui em um importante instrumento de diagnóstico ambiental para o monitoramento e manejo de impactos em rios e córregos de estuários tropicais de forma a prever e minimizar perturbações nestes ecossistemas lóticos. A partir do levantamento das variáveis, componentes físico-químicos de riachos e a composição da comunidade de peixes, pretendemos avaliar como as características relacionadas à conservação e degradação ambiental atuam na estruturação da ictiofauna de riachos inseridos na drenagem de um complexo estuarino tropical.

Material e Métodos

Local de estudo.

O Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM é uma região estuarina tropical do nordeste brasileiro, situada na faixa central do litoral de Alagoas ao sul da capital Maceió, na região dos tabuleiros costeiros entre as coordenadas 9°35' S a 9°45' S e 35°44' W a 35°58' W (Souza et al. 2004; Araújo et al., 2011). A porção baixa do CELMM abrange, além da capital, os municípios de Santa Luzia do Norte, Coqueiro Seco, Pilar, Satuba e Marechal Deodoro (Guimarães Junior et al., 2017). A região, composta pelas lagunas Mundaú (27 km²), Manguaba (42 km²) e por uma região de canais conectores (12 km²) (Menezes et al., 2012) sendo um dos principais ecossistemas aquáticos do estado, com grande extensão espacial, diversidade ecossistêmica e alta relevância econômica regional (Souza et al., 2004). A bacia hidrográfica tem uma altitude máxima de 1.000 m (Ribeiro et al., 2011) e é caracterizada por um clima quente úmido com temperatura média anual de 24°C (Silva, Souza, 2008) com duas estações bem definidas, uma chuvosa de março a agosto e uma seca de setembro a fevereiro (Araújo, Calado, 2012; Menezes et al., 2012).

No CELMM há uma paisagem diversificada com presença de manchas urbanas, existência de um polo cloroquímico, atividades industriais, extração e processamento de minerais, e a intensa atividade agropecuária ao longo de toda rede de drenagem do complexo. Além disso, existem Unidades de Conservação do bioma mata atlântica, sendo elas: Área de

Proteção Ambiental do Catolé, Área de Proteção Ambiental de Santa Rita, Reserva Ecológica do Saco da Pedra e o Parque Municipal de Maceió (Guimarães Junior et al., 2017). Esses fatores configuram o amplo gradiente da paisagem na bacia formando mosaicos heterogêneos de uso e ocupação do solo com potenciais impactos, que chegam direta ou indiretamente aos corpos hídricos.

Neste estudo foram selecionados 24 riachos costeiros participantes da drenagem do CELMM, seguindo critérios de ordem (1ª e 2ª ordens apenas), de perenidade, acessibilidade, semelhança entre os trechos e exequibilidade das coletas (profundidade máxima até 1,3 m). Posteriormente, os estes corpos d'água foram classificados pelo tipo de cobertura do solo de maior porcentagem de ocupação na paisagem em um raio de 1,6 Km. Os dados da paisagem dos riachos foram obtidos com as ferramentas Google Earth e Qgis, de forma a produzir três categorias relacionadas ao uso e ocupação do solo. Foram identificados dez riachos com uso do solo predominante de vegetação com porte arbóreo, sete riachos inseridos em área com vegetação de porte arbustivo e gramíneas, doravante denominado de grupo gramínea, e sete riachos inseridos em áreas com predominância de ocupação urbana e solo exposto, denominado neste estudo de solo exposto (Figura 1, Figura 2, Tabela 1). Todas as amostragens ocorreram no período seco, os riachos S1 a S16 foram amostrados em dezembro de 2017 e os riachos S17-S24 em novembro e dezembro de 2018.

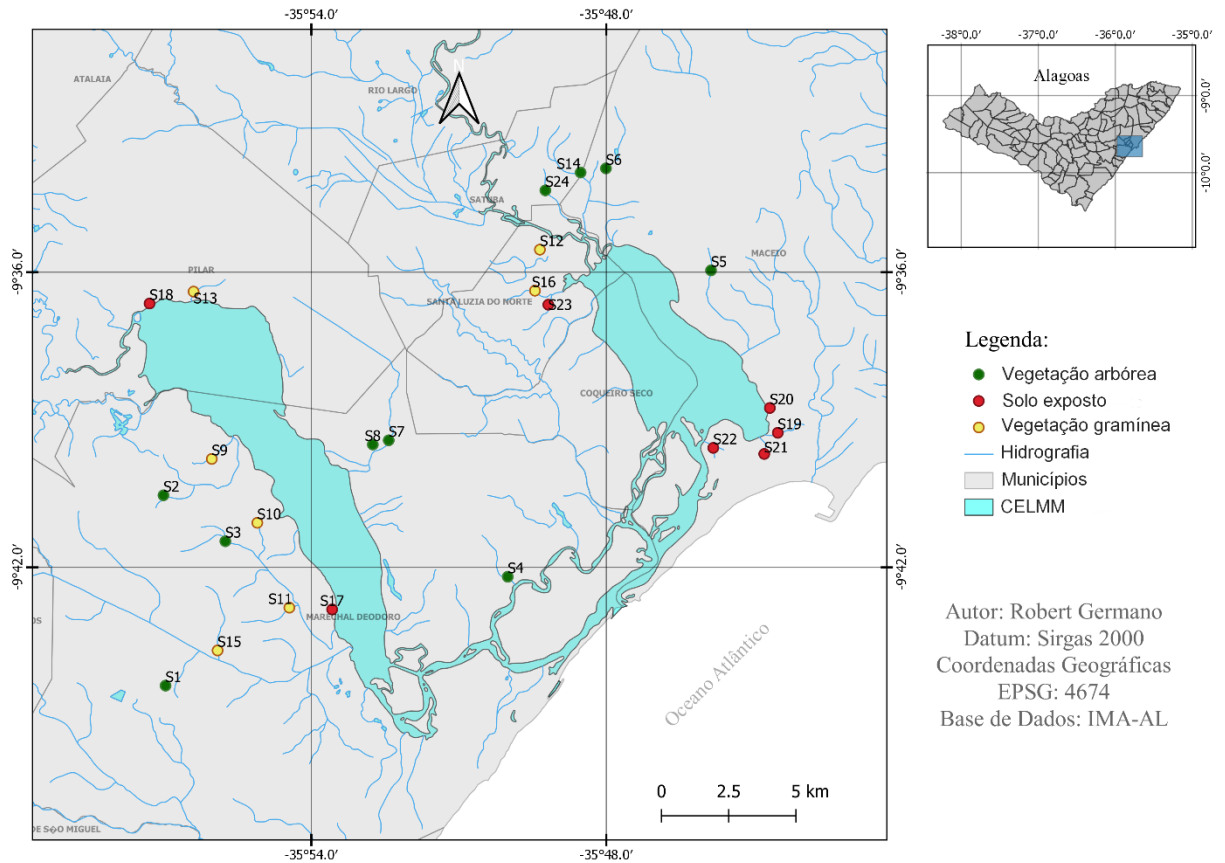


Figura 1. Localização geográfica dos pontos amostrais.



Figura 2. Registro fotográfico dos trechos amostrais demonstrando o uso e ocupação do solo marginal.

Amostragem das variáveis físico-químicas

Foram amostrados trechos de 80 metros de riacho, os mesmos foram divididos em transectos transversais a cada 20 metros para a caracterização dos descritores hidrológicos de largura do canal (cm), profundidade (cm) e velocidade do fluxo (m/s). Em cada um dos transectos, parâmetros estruturais internos também foram quantificados de acordo com o percentual ocupado no leito (laje, seixo, rocha, cascalho, silte, areia, material em

decomposição, litter fino, litter grosso, galhos e troncos) e no ecótono (raiz fina em rede, raiz grossa em rede, gramíneas, angiospermas arbustivas, angiospermas arbóreas, cana, bambu e barranco nu) por meio de observação direta dos componentes.

Amostragem de variáveis químicas

Foram analisados *in loco* os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, temperatura (°C), condutividade ($\mu\text{m/cm}$) e oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), com utilização dos aparelhos Phmetro METROHM (826 pH) e oxímetro portátil HANNA (HI 9146), respectivamente. Para a determinação de coliformes termotolerantes realizou-se a coleta de água em um ponto fixo do trecho, com frascos plásticos com 250 mL, estéreis e autoclaváveis, sendo preservados sob refrigeração a $4 \pm 2^\circ\text{C}$ (APHA, 2017) e posteriormente analisados pelo método de contagem do número mais provável de coliformes termotolerantes em 100mL “SMEWW 23nd 2017 9221 B / E” *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Para as demais variáveis físico-químicas, foi coletada uma amostra composta (mistura de várias subamostras dos quatro transectos delimitados do trecho) em um balde de plástico com capacidade de 20 litros que, em seguida, foram transferidas para subamostras em garrafas PET de 1,0 litros de capacidade, com seus respectivos conservantes para as análises laboratoriais. Tais garrafas, antes de receberem a amostra, foram homogeneizadas com água do próprio trecho para ambientá-las. Depois de preenchidas as garrafas, as mesmas foram preservadas em caixas térmicas e transportadas ao laboratório.

As amostras foram encaminhadas para processamento no laboratório de análises ambientais da Qualitex Engenharia e Serviços, onde os parâmetros foram analisados. As análises obedeceram às metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Os parâmetros analisados em laboratório foram: Sólidos totais, óleos e graxas, clorofila a nitrogênio amoniacal, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, dureza total, nitrato, salinidade, cloretos, cor verdadeira, sólidos dissolvidos totais, sulfato total, alcalinidade total, fósforo total, mercúrio, alumínio e ferro.

Amostragem dos dados biológicos

Para coleta dos espécimes de peixes, foi utilizado equipamento de pesca elétrica (220V AC corrente, 50-60 Hz, 3.4-4.1 A, 1000 W) durante 45 minutos em trecho delimitado de 80 metros, cada trecho foi amostrado uma única vez. Os espécimes coletados foram anestesiados com eugenol (CONCEA, 2013), fixados em formol a 10%, e posteriormente,

após 48 horas, preservados em etanol 70%. As identificações dos peixes foram conferidas por especialistas (Prof. Dr. Fernando Rogério Carvalho - UFMS e Prof. Dr. Francisco Langeani Neto – UNESP-SJRP), tiveram a biomassa auferida, foram contabilizados e conservados posteriormente em álcool a 70%. Os espécimes coletados foram depositados na Coleção de Peixes da Universidade Estadual Paulista, campus de São José do Rio Preto (DZSJRP 21208-21315; 22719-22721). A coleta e o transporte de peixes foram autorizados pelo IBAMA (licenças SISBIO nº 60910-1, 26 / out / 2017).

Análises Estatísticas

Por meio do levantamento de dados quanto à identificação taxonômica dos peixes, abundância relativa e biomassa foi possível extrair parâmetros que, segundo Magurran (2013), permitem caracterizar estruturalmente a comunidade (i.e. dominância, riqueza, padrões de distribuição e relações com o ambiente físico).

A relação gráfica comparativa da curva abundância biomassa (ABC) utilizado no presente estudo foi proposto por Warwick (1986) para diagnóstico de poluição em ambientes marinhos. Este método utiliza os conceitos de espécies *r-estrategistas* (generalistas de pequeno porte com maturação sexual, reprodução e crescimento rápidos) e *k-estrategistas* (especialistas de grande porte e com maturação sexual, reprodução e crescimento lentos), onde ecossistemas degradados, as espécies *r-estrategistas*, dominantes em abundância são mais presentes, influenciando a sobreposição da curva de abundância no gráfico; e em ambientes conservados, há dominância das espécies *k-estrategistas* que atuam no gráfico elevando a curva de biomassa. Além do padrão gráfico, o método fornece o valor de W, possibilitando classificar o ambiente a partir desse valor, que varia de -1 a 1, valores negativos indicam perturbação ambiental e os positivos indicam ausência de perturbação ambiental (Warwick, 1986; Warwick et al., 1987).

Para obter os gráficos ABC com valores de W, os dados bióticos de abundância e biomassa foram inseridos em matrizes e transformados com a raiz quarta, posteriormente foram plotados em gráficos ABC para cada trecho amostrado, utilizando o *software Primer 6.0* (Clarke, Gorley, 2006). Os gráficos das curvas ABC foram utilizados para associação da resposta ecológica da comunidade aos atributos físicos do hábitat local em cada grupo de uso e ocupação do solo. Com os valores da estatística W obtidos na curva ABC foi plotado gráfico comparativo de barras por pontos com o *software Past*.

O valor indicador de espécies (IndVal) é um método utilizado em ecologia e biogeografia e consiste no levantamento de dados em campo para descrever locais ou hábitats

que são caracterizados estatisticamente pela ocorrência de uma ou várias espécies para cada hábitat (Dufrene, Legendre, 1997). O IndVal foi calculado para os locais amostrados com utilização do *software R*, com o pacote “indicspecies” para obtenção das espécies que caracterizam cada grupo de hábitat: Grupo 1 – arbóreo, Grupo 2 – gramíneas e Grupo 3 – solo exposto.

Para detectar gradientes na composição das variáveis entre os tipos de usos e ocupação do solo e as relações espécie-variável, foi realizada uma Análise de Redundância (RDA) com o *software R*, usando o pacote “vegan” para estimar a importância relativa das variáveis ambientais na composição da assembléia de peixes por tipo de uso e ocupação do solo. Este método extrai e resume a relação entre variáveis respostas e variáveis explicativas. A abordagem RDA gera uma ordenação no espaço definido pela matriz de variáveis de resposta e outra no espaço definido pela matriz de variáveis explicativas (Legendre, Legendre, 1998). Durante o processo, todas as 44 variáveis foram normalizadas e plotadas em matriz de similaridade com o *software Primer 6.0*. As variáveis que tiveram correlação superior a 65% foram comparadas uma a uma, sendo escolhida a mais importante para avaliação ambiental, conforme os resultados obtidos da RDA. No total, foram filtradas 21 variáveis, que foram submetidas ao procedimento *forward selection*, proposto por Blanchet et al (2008), no *software R*. O procedimento seleciona as variáveis que mais explicam a variação dos dados analisados, após a *forward selection* foram definidos 13 preditores para as variáveis respostas.

Resultados

No total, foram coletados 33.191 exemplares de peixes, pertencentes a nove ordens, 17 famílias, 22 gêneros e 24 espécies (Figura 3, Figura 4, Tabela 2).

Nos riachos de uso e ocupação de solo arbórea foram coletados 1.997 peixes, distribuídas em 14 famílias, pertencentes a 19 espécies, duas delas sendo exclusivas neste grupo (*Parotocinclus* aff. *jumbo* e *Anablepsoides bahianus*). Não houve espécie dominante nos riachos de arbóreos, os ambientes foram caracterizados por maiores valores de diversidade e riqueza da ictiofauna, com exceção do riacho S5, que apresentou alta abundância da espécie *P. reticulata*, fortemente relacionada com ambientes degradados. Nos córregos do grupo gramínea foram coletados 1.694 exemplares de peixes, distribuídas em 15 famílias, com 21 espécies, sendo cinco delas exclusivas deste uso e ocupação do solo (*Serrapinnus piaba*, *Awaous tajasica*, *Hyphessobrycon eques*, *Microphis lineatus* e *Eleotris pisoni*). Nos córregos do grupo solo exposto foram coletados 29.500 peixes, distribuídos em

oito espécies, pertencentes a oito famílias, nenhuma espécie apresentou exclusividade neste agrupamento. A ordem Cyprinodontiformes dominou em abundância os córregos de solo exposto, com destaque para a espécie *P. reticulata*, que esteve presente em todos os córregos deste grupo, com alta abundância em seis deles. A única exceção foi o riacho S23, com alta abundância de *Poecilia vivípara*, outra espécie de Cyprinodontiforme. Das espécies coletadas, seis estiveram presentes nos três grupos de uso e ocupação do solo amostrados, *Astyanax* cf. *bimaculatus*, *Hoplias* cf. *brasiliensis*, *Callichthys callichthys*, *Rhamdia* aff. *quelen*, *P. reticulata*, *P. vivípara* e *Synbranchus* aff. *madeira*.

Tabela 2. Abundância de espécies de peixes do CELMM de acordo com as três classificações espaciais de uso e ocupação do solo. Arbo - solo com vegetação arbórea, Gram - solo com vegetação arbustiva e gramíneas e Exp - solo com estrutura urbana e solo exposto. *espécies não nativas.

Taxon	Arbo	Gram	Exp	Total	Voucher DZSJRP
CHARACIFORMES					
Prochilodontidae					
<i>Prochilodus brevis</i> Steindachner, 1875	2	4		6	21284
Anostomidae					
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	5	9		14	21241
Characidae					
<i>Astyanax</i> cf. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	347	1023	8	1378	21286
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)*		22		22	21274
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)		51		51	21249
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	2	18		20	21250
Erythrinidae					
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	2	16		18	21251
<i>Hoplias</i> cf. <i>brasiliensis</i> (Spix and Agassiz, 1829)	7	15	1	23	21296
Lebiasinidae					
<i>Nannostomus beckfordi</i> Günther, 1872	2	14		16	21218
SILURIFORMES					
Callichthyidae					
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	44	8	1	53	21226
Loricariidae					
<i>Parotocinclus</i> cf. <i>jumbo</i> Britski and Garavello, 2002	4			4	21290
Heptapteridae					
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy and Gaimard, 1824)	14	10	2	26	21291
GYMNOTIFORMES					
Gymnotidae					

Taxon	Arbo	Gram	Exp	Total	Voucher DZSJRP
<i>Gymnotus cf. darwini</i> Campos-da-Paz & de Santana, 2019	4	18		22	21252
CYPRINODONTIFORMES					
Poeciliidae					
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch and Schneider, 1801	11	410	1919	2340	21267
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859*	1451	2	27191	28641	21227
Cynolebiidae					
<i>Anablepsoides bahianus</i> Huber, 1990	19			19	21211
SYNGNATHIFORMES					
Syngnathidae					
<i>Microphis lineatus</i> (Kaup, 1856)		1		1	21280
GOBIIFORMES					
Gobiidae					
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)		2		2	21311
Eleotridae					
<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)		3		3	21312
SYNBRANCHIFORMES					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus aff. madeirae</i> Rosen and Rumney, 1972	9	6	3	18	21299
ANABANTIFORMES					
Osphronemidae					
<i>Trichopodus trichopterus</i> (Pallas, 1770)*	51	2		53	21300
CICHLIFORMES					
Cichlidae					
<i>Cichlasoma orientale</i> Kullander, 1986	4	12		16	21254
<i>Geophagus cf. brasiliensis</i> (Quoy and Gaimard, 1824)	11	48		59	21269
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)*	8		378	386	22719
TOTAL	1997	1694	29500	33191	33191

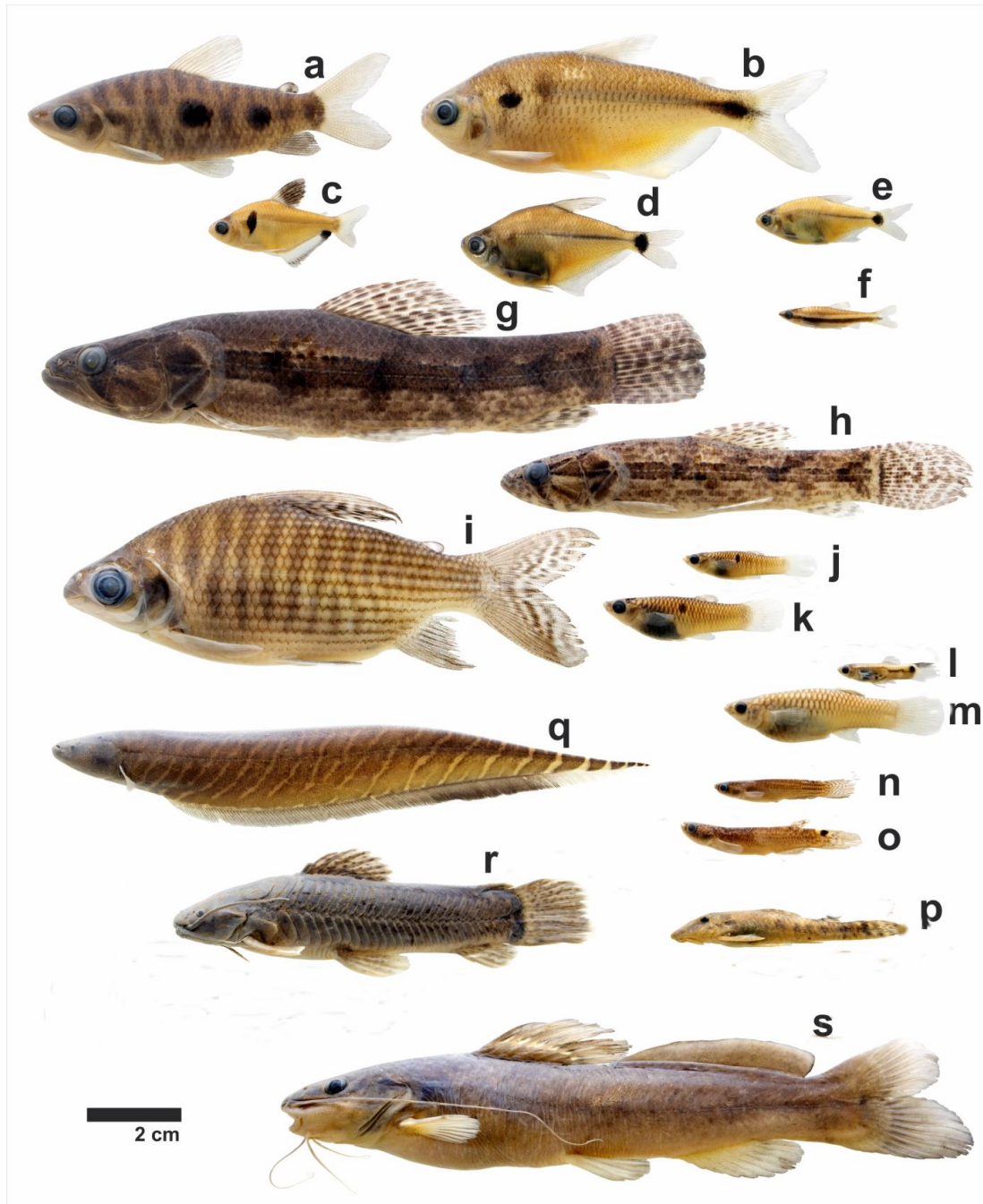


Figura 3. Peixes amostrados nos rios e córregos do CELMM. (a) *Leporinus piau* (63 mm SL); (b) *Astyanax* cf. *bimaculatus* (71 mm SL); (c) *Hyphessobrycon eques* (28 mm SL); (d) *Psellogrammus kennedyi* (39 mm SL); (e) *Serrapinnus piaba* (27 mm SL); (f) *Nannostomus beckfordi* (21 mm SL); (g) *Hoplias* aff. *malabaricus* (121 mm SL); (h) *Hoplias* cf. *brasiliensis* (81 mm SL); (i) *Prochilodus brevis* (91 mm SL); (j) *Poecilia vivipara* (♂, 22 mm SL); (k) *Poecilia vivipara* (♀, 30 mm SL); (l) *Poecilia reticulata* (♂, 16 mm SL); (m) *Poecilia reticulata* (♀, 36 mm SL); (n) *Anablepsoides bahianus*. (♂, 24 mm SL); (o) *Anablepsoides bahianus* (♀, 31 mm SL); (p) *Parotocinclus* cf. *jumbo* (41 mm SL); (q) *Gymnotus* cf. *darwinii* (127 mm SL); (r) *Callichthys callichthys* (74 mm SL); (s) *Rhamdia* aff. *quelen* (128 mm SL).

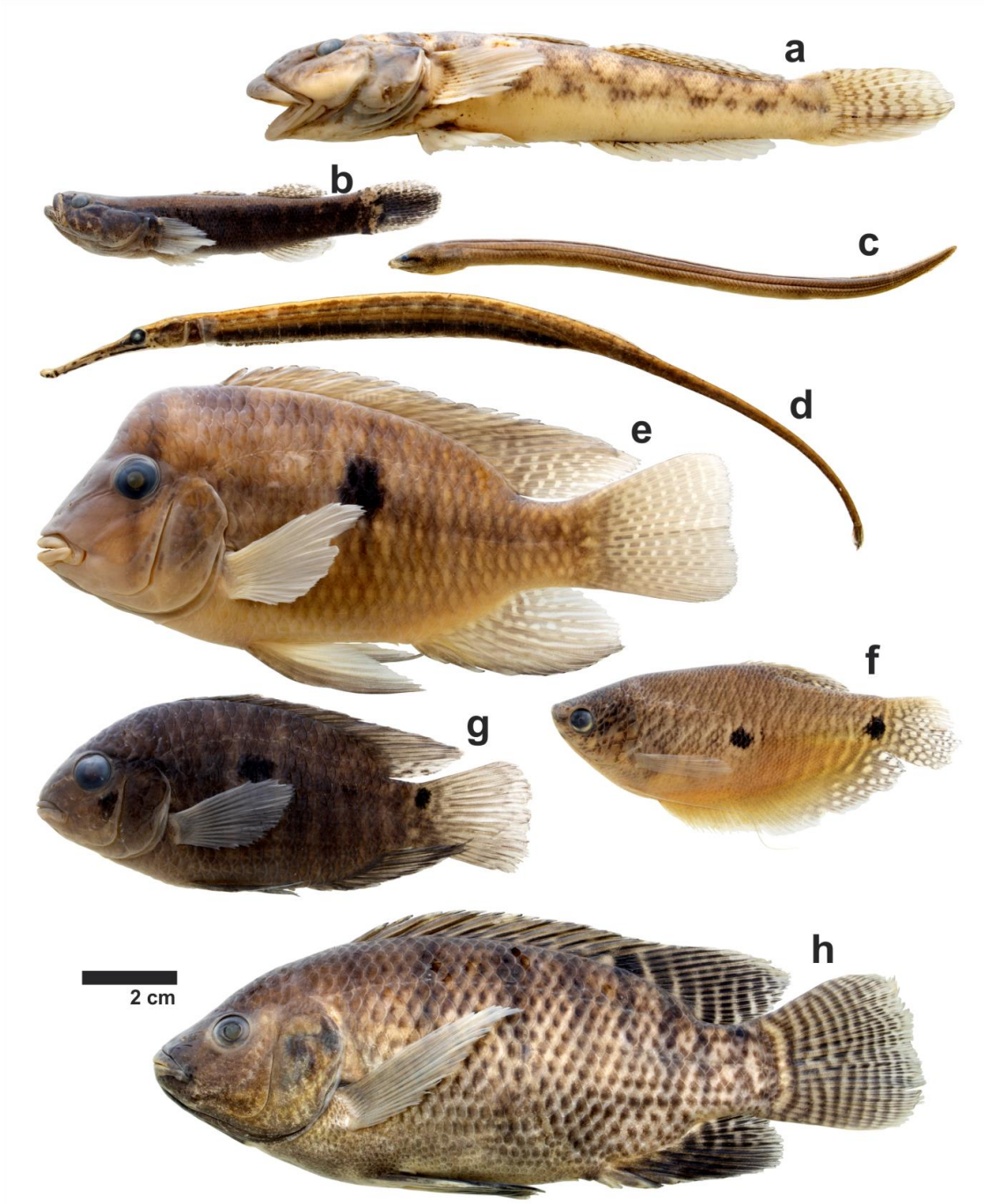


Figura 4. Peixes amostrados nos córregos do CELMM. (a) *Awaous tajasica* (125 mm SL); (b) *Eleotris pisonis* (71 mm SL); (c) *Synbranchus* aff. *madeirae* (118 mm SL); (d) *Microphis lineatus* (152 mm SL); (e) *Geophagus* cf. *brasiliensis* (123 mm SL); (f) *Trichopodus trichopterus* (73 mm SL); (g) *Cichlasoma orientale* (84 mm SL); (h) *Oreochromis niloticus* (141 mm SL).

Com os dados de abundância e biomassa das espécies coletados, as curvas ABC plotadas caracterizaram os ambientes quando a perturbação ambiental, de acordo com a comparação gráfica destes dois parâmetros e os resultados de W em cada ponto amostral. Os

riachos dos grupos de vegetação arbórea (S1, S2, S3, S6, S7, S8, S14 e S24), de vegetação gramínea (S9, S11, S13, S15, S16) e o de solo exposto (S17) foram classificados como ambientes com ausência de perturbação ambiental de acordo com os gráficos ABC e os valores da estatística W positivos. Entretanto, os riachos dos grupos de vegetação arbórea (S4 e S5), gramínea (S10 e S12) e de solo exposto (S18, S19, S20, S21, S22 e S23) foram classificados como ambientalmente perturbados, seguindo o padrão gráfico ABC e os valores negativos do teste estatístico W (Figura 5, Figura 6, Figura 7, Figura 8).

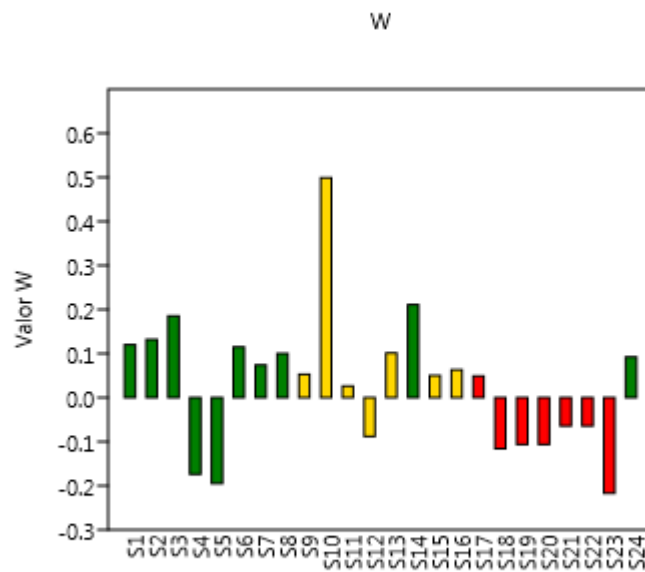


Figura 5: Gráfico de barras para os valores obtidos na estatística W com as curvas ABC. Vegetação arbórea (barras verdes), vegetação gramínea (barras amarelas), solo exposto (barras vermelhas).

Os resultados obtidos a partir da aplicação dos valores indicadores de espécies (IndVal) mostram a importância dos Cyprinodontiformes no diagnóstico ambiental, tendo em vista que se constatou que a espécie *Anablepsoides bahianus* configurou-se como indicadora dos trechos com vegetação arbórea no entorno do riacho, ou seja, mais conservado. Para o grupo dos riachos inseridos em solo com vegetação gramínea, três espécies foram indicadoras dessa condição, *Geophagus cf. brasiliensis*, *Leporinus piau* e *Prochilodus brevis*. Para os riachos inseridos no grupo de solo exposto, as espécies *P. reticulata* e *Oreochromis niloticus* foram indicadoras dessa condição de modificação e degradação dos riachos. *P. reticulata* foi altamente indicativa, com valor de IndVal próximo a 100%. A partir desta análise, também

identificamos as espécies características de uma transição na modificação do uso e ocupação do solo, sendo *Astyanax cf. bimaculatus* indicadora da combinação arbórea - gramínea e *P. vivipara* indicadora da combinação gramínea - solo exposto (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados para os valores indicadores (Stat) de espécies (IndVal) em cada grupo de uso e ocupação do solo e nos grupos transicionais. Nível de significância (P Value). Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

Grupo - Arbóreo		
Espécie	Stat	P Value
<i>Anablepsoides bahianus</i>	0,707	0,026*
Grupo - Gramíneas		
Espécie	Stat	P Value
<i>Geophagus cf. brasiliensis</i>	0,844	0,001***
<i>Leporinus piau</i>	0,714	0,017*
<i>Prochilodus brevis</i>	0,655	0,029*
Grupo - Solo Exposto		
Espécie	Stat	P Value
<i>Poecilia reticulata</i>	0,975	0,001***
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,655	0,030*
Grupo - Arbóreo + Gramíneas		
Espécie	Stat	P Value
<i>Astyanax cf. bimaculatus</i>	0,937	0,001***
Grupo - Gramíneas + Solo Exposto		
Espécie	Stat	P Value
<i>Poecilia vivípara</i>	0,844	0,025*

De acordo com a RDA, as variáveis ambientais foram capazes de explicar as variações das comunidades de peixes para cada tipo de uso e ocupação do solo. Os resultados se alinharam, inclusive, com os obtidos para o IndVal. Os resultados das análises dos elementos químicos nitrato, ferro, mercúrio e nitrogênio, bem como do pH e de coliformes, posicionaram-se no eixo dos córregos classificados como solo exposto, as espécies *P. reticulata* e *Oreochromis niloticus* foram associadas a esses descritores e consideradas indicadoras deste grupo. No eixo oposto do gráfico, os atributos físicos substrato areia e profundidade do canal se associam aos riachos inseridos em ambientes com domínio de gramíneas e as espécies indicadoras dessa condição são *Serrapinus piaba* e *Geophagus cf.*

brasiliensis. A espécie *P. vivipara* posicionou-se em transição deste ambiente para o ambiente urbano, estando associada fortemente às concentrações de ferro. Os riachos com cobertura arbórea do solo estão associados com os descritores rocha no substrato e o oxigênio dissolvido, as espécies indicadoras dessa condição são *Anablepsoides bahianus* e *Astyanax* cf. *bimaculatus*. O resultado da anova para RDA foi significativo ($Pr=0,001$) e o valor de explicativo das variáveis ($r^2=0,59$) (Figura 8, Tabela 4).

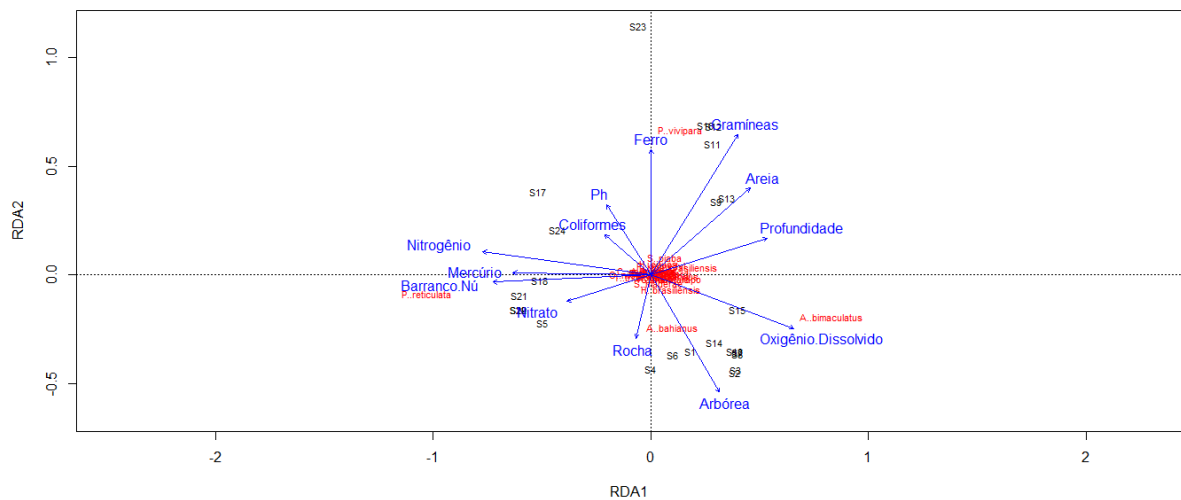


Figura 9. Biplot da Análise de Redundância (RDA). Espécies em vermelho, variáveis ambientais em azul e riachos amostrados em preto.

Tabela 4. Resultado da Análise de Variância (ANOVA) aplicada a Análise de Redundância RDA.

Modelo: RDA (X=variáveis biológicas, Y=variáveis ambientais)				
	Df	Variance	F	Pr(>F)
Model	13	0.51531	3.7535	0.001***
Residual	10	0.11092		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Discussão

O estudo mostrou que a estrutura das comunidades respondeu consideravelmente ao gradiente ambiental, de modo que o ambiente físico prediz as comunidades bióticas, com espécies sendo indicadoras de ambientes preservados, moderadamente impactados e degradados, fornecendo subsídios para biomonitoramento em regiões com sistemas estuarinos lagunares tropicais.

Os córregos com domínio da cobertura arbórea do solo na paisagem foram caracterizados pela maior diversidade e riqueza íctica, sem espécie dominante em abundância. Duas espécies foram exclusivas deste grupo de uso do solo, *Parotocinclus* aff. *jumbo* e *Anablepsoides bahianus*. Estes dados corroboram com outros estudos que levantaram diversidade em ambientes lóticos com vegetação arbórea, confirmando que, riachos com vegetação ripária arbórea têm maior complexidade de habitats (raízes, submersas, detritos lenhosos, folhas caducas), este tipo de vegetação proporciona meso-habitats e micro-habitats que favorecem maior riqueza de espécies ícticas e conservação de espécies raras (Curtean-Banaduc, Banaduc, 2017; Brejão et al., 2018; Virgilio et al., 2018). Neste grupo, apenas o riacho S5 foi exceção com comunidade composta de espécies de hábitos generalistas domínio em abundância de *P. reticulata*.

Os riachos com cobertura por vegetação gramínea foram caracterizados pela alta riqueza de espécies, contudo houve acentuada presença de espécies de hábitos generalistas e oportunistas, com destaque para *A. cf. bimaculatus* e *P. vivipara*, abundantes neste grupo. Cinco espécies foram exclusivas deste grupo: *Hyphessobrycon eques*, *Serrapinnus piaba*, *Microphis lineatus*, *Eleotris pisonis* e *Awaous tajasica*). A espécie alóctone *H. eques* e a nativa *S. piaba* são de hábito alimentar oportunista e generalista com associação a ambientes dominados por gramíneas (Esguícero, Acirfa, 2010; Leal et al., 2011; Fiori et al. 2016; Prado et al., 2016). *M. lineatus* e *E. pisonis* são espécies de águas estuarinas salobras, com forte influência da salinidade marinha (Barrela et al., 2014; Paiva et al., 2014; Quintela et al., 2019). *A. tajasica* é conhecido como peixe de areia devido a sua associação a substratos arenosos, também é registrado em águas salobras (Budney, Hall, 2010; Quintela et al., 2019). Estas três últimas foram encontradas apenas nos córregos S13 e S16, trechos com presença de pastagem e proximidade ao deságue na laguna. Acreditamos que a ocorrência dessas na ictiofauna dos dois trechos, se deve a influência salina da proximidade com o estuário lagunar, propiciando a entrada destas espécies nos córregos.

Nos riachos com influência dos usos urbanos, grupo denominado como solo exposto, houve alta abundância de espécies de hábito generalistas e homogeneização da fauna, com destaque para o táxon *P. reticulata*. Walrath et al. (2016) apontam que a homogeneização e abundância elevada de espécies de hábito generalista são características bióticas associadas às condições de perturbação ambiental. Casatti et al. (2006) atribuem abundância em córregos maior que 50% de *P. reticulata* à degradação ambiental. Em locais degradados, com pouca disponibilidade de recursos alimentares, as espécies com dietas flexíveis são menos vulneráveis aos efeitos da supressão da vegetação (Cruz et al., 2013).

Seis espécies foram amostradas em todos os grupos de uso do solo pelo menos uma vez. Cinco desses táxons possuem registro de hábito generalista e oportunista, dado sua plasticidade trófica ou capacidade de estabelecimento tanto em habitats íntegros quanto degradados. *Astyanax* cf. *bimaculatus* (Oliveira et al., 2009), *P. reticulata* (Camilo et al., 2015), *Rhamdia* aff. *quelen* (Kutter et al., 2009) são consideradas generalistas e oportunistas. As espécies *Callichthys callichthys* e *Synbranchus* aff. *madeirae* possuem adaptações para condições de hipóxia (Lopez, Giraud, 2004; Favorito et al., 2005). Apenas a espécie *Hoplias* cf. *brasiliensis* ocorreu em todos os gradientes e não tem registro no comportamento estratégico generalista e oportunista. Contudo, estudo de Rantin et al. (1992) com indivíduos do gênero *Hoplias* spp., aponta habitats com baixos níveis de oxigênio dissolvido, sugerindo a capacidade de sobrevivência em condições de hipóxia. Consideramos essas características como um fator determinante na ocorrência destas espécies nos diferentes gradientes de ocupação da paisagem.

Os resultados da curva ABC e da estatística W, obtidos nesse estudo, demonstram relevância da composição da paisagem, reforçando a ligação entre o ecótono e a ictiofauna, como abordado em outro estudo de Casatti et al. (2009) onde os autores associam a presença de vegetação ripária em ambientes lóticos com a diversidade e complexidade de habitats, que fornecem melhores condições para a manutenção da biodiversidade aquática. O índice W é a sumarização numérica da curva ABC, medindo diferenças na sobreposição das curvas, em uma escala, de +1 a -1, valores positivos indicam sistemas não perturbados; valores negativos indicam sistemas perturbados (Warwick et al. 1987, Medeiros et al., 2018). Nos trechos avaliados, a curva ABC com a estatística W foi eficiente em perturbações no habitat físico, contudo em ambientes quimicamente impactados o método tem resultados inconsistentes. Casatti et al. (2006) também associa a baixa sensibilidade da relação gráfica para distúrbios na coluna d'água. Os resultados do método ABC, em geral, apontam a perturbação ambiental na resposta ecológica, contudo a representação gráfica não é adequada para locais com apenas uma espécie, sendo necessário observar o valor de W para avaliar se há ou não perturbação ambiental. Outro caso que implica dificuldade ao método ocorre com espécies indicadoras de ambientes perturbados dominam em biomassa, influenciando o resultado da curva e o W positivo, caracterizando ausência de distúrbio ambiental. De acordo com Ingole et al. (2009) a curva ABC, em casos como esse, pode dar uma imagem equivocada quanto ao ambiente, sendo necessário recorrer a outros métodos de avaliação complementar.

A associação entre as espécies que compõe a comunidade e gradientes ambientais pode melhorar a compreensão ecológica da composição física do habitat em escala local e

regional, portanto, podem ser úteis para o manejo ambiental (Pease et al., 2015). Na identificação dos bioindicadores para cada grupo de local, o IndVal demonstrou a importância de táxons caracterizam os grupos de uso e ocupação do solo, categorizando a espécie *A. bahianus* como indicadora dos riachos com cobertura vegetal arbórea. De acordo com Costa (2008) *A. bahianus* não se estabelece em ambientes modificados, sendo altamente especializada em córregos rasos no interior de florestas. Para os riachos com cobertura de vegetação gramínea, três espécies foram indicadoras desta condição, *Geophagus* cf. *brasiliensis*, *Leporinus piau* e *Prochilodus brevis*. Essa indicação do IndVal para o gradiente pode ser justificada pelos hábitos das espécies, *L. piau* tem como item alimentar algumas partes de gramíneas (Montenegro et al., 2011). *G. brasiliensis* é especializada em ambientes fundos e lânticos (Figueiredo et al., 2015), característica dos riachos com cobertura gramínea nesse estudo. *P. brevis* é presente em regiões de vegetação arbustiva e esparsa (Chellappa et al., 2009). As espécies *P. reticulata* e *Oreochromis niloticus* foram indicadoras de riachos de solo exposto. Nesse grupo, os ambientes são afetados pela degradação ambiental urbana, esta associação das espécies à esta condição também foi registrada por Camilo et al. (2015) e Assefa e Getahun (2015), respectivamente. O IndVal caracterizou, inclusive, as espécies em transições entre os gradientes, combinando os grupos de ocupação do solo: *A. bimaculatus* na composição arbórea e gramínea, *P. vivipara* para gramíneas e solo exposto. Ambas, reportadas como peixes de hábito generalista e oportunista (Silva et al., 2014; Oliveira et al., 2019).

A análise gráfica RDA apontou as variáveis que atuam na distinção dos grupos, agrupando os descritores químicos nitrato, nitrogênio, ferro, mercúrio e pH, e o microbiológico coliformes com os riachos do grupo de solo exposto, e as espécies *P. reticulata* e *O. niloticus*, isso indica provável tolerância destes animais aos poluentes. Assim, demonstrando a influência da baixa qualidade ambiental no favorecimento de espécies exóticas de hábito generalista. As atividades humanas aumentam a disposição de compostos nitrogenados, eleva os valores de pH, contaminação por metais e presença de coliformes, e são atribuídos a supressão da vegetação ripária e a descarga de efluentes urbanos (Buda, Dewalle, 2009; Kaushal et al., 2011; Connor et al., 2014; Wang et al., 2014; Crisingiovanni et al., 2020). Além disso, as espécies aloctóneas se beneficiaram de distúrbios antropogênicos, demonstrando possível capacidade de resistência destes indivíduos à contaminação aquática. As espécies *P. reticulata* e *O. niloticus* que estiveram nessas condições, são táxons conhecidos pela sobrevivência em ambientes com altos níveis de contaminação (Yesilbudak, Erdem, 2014; Gomes-Silva et al., 2020).

Em oposição, os descritores ambientais locais substrato de areia e profundidade do canal foram plotados no eixo dos riachos com ocupação do solo por gramíneas e com as espécies *Serrapinus piaba* e *Geophagus brasiliensis*. Casatti et al. (2009) apresentaram resultados que demonstram alta relação entre a composição ripária de gramíneas e o substrato arenoso. A profundidade é um fator abiótico importante para peixes dominantes em biomassa (Souza et al., 2008), o que pode ter sido determinante na relação gráfica ABC e estatística W, avaliada neste grupo. A mudança estrutural de vegetação de porte arbóreo para gramíneas dobra a condutividade hidráulica do solo, aumentando os processos de erosão e assoreamento em riachos (Dill et al. 2004), acreditamos que os processos erosivos nesse grupo, justificam portanto, a composição do substrato arenoso nos riachos com vegetação gramínea. A ictiofauna associada com substratos de areia, geralmente, é de hábitat simplificado, com pouco abrigo e comida disponível, e predominância alimentar de espécies generalistas (Casatti et al., 2009). Corroborando com o que foi observado na estruturação das comunidades de peixes deste tipo de uso do solo. *P. vivipara* esteve em transição desse eixo ao dos riachos de solo exposto, como no indval, e associada a concentrações do metal pesado ferro.

O elemento do hábitat físico, substrato rochoso e o descritor químico oxigênio dissolvido foram plotados junto ao eixo dos riachos com vegetação arbórea e associadas à espécie *A. bahianus*. Entendemos que o substrato rochoso favorece a movimentação da água e incorporação de oxigênio dissolvido, importante na manutenção da biodiversidade. Isso é confirmado por Spiessl et al. (2008) que atribui a importância da velocidade do fluxo em contato com as rochas na incorporação de oxigênio dissolvido na água. O oxigênio dissolvido em riachos é importante na estruturação das assembleias de peixes, em altas concentrações tende a refletir melhores condições do corpo hídrico e da comunidade aquática associada (Agostinho et al., 2007). Além dessas características, Backus-Freer, Pyron (2015) relacionam a composição de substratos com rocha a baixas temperaturas em riachos que favorece a diversidade da ictiofauna. Das espécies associadas a este eixo, o taxón *A. bahianus* é especializado em córregos inseridos no interior de florestas arbóreas íntegras (Costa, 2008). A espécie *A. bimaculatus*, considerada de hábito generalista oportunista (Oliveira et al., 2009), na RDA posicionou-se entre os riachos arbóreos e com vegetação gramíneas.

Interpretações individuais dos dados em alguns trechos podem elucidar dificuldades nas encontradas nas metodologias aplicadas, no riacho S4, foram coletadas duas espécies, resultando em gráfico ABC e valor estatístico W negativo, que de acordo com Warwick (1986) e Warwick et al. (1987) indica distúrbio ambiental. O distúrbio não é evidente na área

que possui características químicas e físicas de ambiente aquático conservado. Contudo, o trecho possui um barramento do fluxo a montante para abastecimento de piscinas em um balneário local, funcionando como barreira biogeográfica e impedindo a migração e colonização de espécies. Segundo Marchetti, Moyle (2001) a operação de barramento do fluxo, tende a espalhar os peixes pela bacia criando comunidades distintas isoladas pela barreira da represa.

No trecho do grupo solo exposto S17, também foram coletadas apenas duas espécies, no córrego havia obstrução intensa do fluxo a montante impedindo a conectância com o corpo hídrico principal, causada por resíduos sólidos urbanos, possivelmente limitando eventos de colonização faunística. Acreditamos que essa característica funciona como barreira para o estabelecimento de espécies. A presença de barreiras promove o isolamento geográfico de habitats e impede a conectância com outros corpos hídricos, assim, corpos d'água com baixo grau de conectividade na bacia têm altas taxas de especiação (Larentis et al., 2016). Neste ponto, foram coletados apenas cinco indivíduos das espécies *P. vivipara* e *P. reticulata*. Como não apresentaram dominância em abundância, característica da ordem cyprinodontiforme, o valor de *W* foi positivo, indicando-o como córrego com ausência de perturbação ambiental, mesmo fisicamente marcado pelas características urbanas de modificação do canal e ocupação do solo.

O riacho S5 apresentou, inclusive, boa avaliação física, é situado no fundo de um vale com mata íntegra, contudo, recebe efluentes urbanos drenados da parte alta da cidade de Maceió, atribuímos a isso a presença e dominância das espécies r-estrategistas dominantes em abundância, comumente associadas aos ambientes degradados, neste caso, a contaminação química. O riacho apresentou alta abundância da espécie *P. reticulata*, notadamente reconhecida como indicadora de condições de degradação (Casatti et al., 2006) e que, de acordo com o valor IndVal, neste estudo, indicadora de impactos urbanos. Deste modo, a relação gráfica ABC e o valor de *W* negativo para o riacho indicaram ambiente com perturbação ambiental, condizente com a qualidade química do trecho. Na RDA, o ponto posicionou-se no eixo dos riachos de solo exposto se relacionado com as concentrações de nitrato na água. Com isso, é possível inferir que os resultados apontam o riacho com comportamento de drenagem urbana.

O riacho S24, inserido em um trecho com predominância de mata íntegra a jusante, recebe o descarte de parte dos efluentes urbanos do município de Satuba. Nesse riacho foram coletadas espécies dominantes em biomassa, que contribuíram para o resultado positivo do valor de *W* e sobreposição da biomassa na curva ABC, caracterizando o ambiente em

ausência de perturbação ambiental. Esse resultado pode ser explicado pelo processo apontado por Peressin e Cetra (2014), onde nas assembleias que estão submetidas a impacto ambiental as espécies são substituídas, alterando a composição da comunidade, mas mantendo uma estrutura comunitária semelhante. Por isso, ao observar a composição da fauna, apontamos para condições de distúrbio no trecho, visto que três espécies do riacho são alóctones e de hábitos generalistas, *P. reticulata*, *Trichopodus trichopterus* e *Oreochromis niloticus*, (Shalloof, Kalifa, 2009; Knight, 2010; Assefa, Getahun, 2015; Camilo et al., 2015). Da mesma forma, as três espécies nativas do trecho, *C. callichthys*, *P. vivipara* e *S. madeirae*, são reconhecidas como indicadoras de habitats perturbados e hipóxicos (Araújo, 1998; Lopez, Giraudo, 2004; Favorito et al., 2005; Silva et al., 2014).

Na análise desses dois últimos trechos (S5 e S24), que são do mesmo grupo de uso do solo e sofrem impacto semelhante, descarte de efluentes urbanos, é evidente a dificuldade da curva ABC e valor W em indicar distúrbios químicos, não sendo possível prever um padrão no método, adequado para trechos similares. Com isso, consideramos que a composição estrutural das assembleias e a biologia das espécies é determinante para identificar distúrbios químicos na coluna d'água, e devem ser observadas na avaliação em ambientes com estes impactos.

Estudos que associam espécies aos gradientes de uso e ocupação do solo levam em conta principalmente o hábito das espécies (generalistas ou especialistas) demonstrando a importância de entender como a estruturação da ictiofauna responde aos gradientes de uso do solo (Allan, 2004; Casatti et al., 2010; Teresa, Romero, 2010; Casatti et al., 2012). Com os dados obtidos neste estudo, é possível afirmar que os cyprinodontiformes respondem aos gradientes de uso e ocupação do solo, com os poecilídeos sendo pouco encontrados nos trechos com boa avaliação física, onde há presença do rivulídeo *Anablepsoides bahianus*. Nos riachos intermediários, só ocorreram poecilídeos, com poucos indivíduos de *P. reticulata* e alta abundância de *P. vivipara*, esta última presente na maioria dos trechos do grupo. Nos córregos com alto nível de perturbação ambiental a estrutura da população destas duas espécies foi invertida, *P. vivipara* foi pouco presente e *P. reticulata* apresentou alta abundância, sendo amostrada em todos os trechos do grupo. Consideramos que estas espécies respondem aos gradientes da paisagem, constituindo a observação de sua presença e abundância em bioindicadores para qualidade ambiental de riachos.

Conclusões

A aplicação da curva ABC mostrou-se uma metodologia eficiente na detecção de distúrbios ambientais relacionados à estrutura do hábitat interno e externo dos riachos, tendo sensibilidade, inclusive, para interferências físicas de atividades humanas em áreas com boa avaliação do habitat físico. Contudo trechos com evidentes alterações químicas ou com poucas espécies amostradas pode confundir o comportamento da curva, não apresentando um padrão. Para situações com poucas espécies ou para investigar impactos na coluna d'água é necessário observar a composição da comunidade de peixes para perceber o impacto ecológico. Para isso, o uso de outras metodologias como o IndVal pode ser satisfatório. Em geral, a curva ABC com a estatística W foi capaz de determinar a qualidade ambiental através da ictiofauna.

A análise RDA agrupou as características físicas e bioquímicas que mais explicam a diferença na estruturação das assembleias para cada grupo de uso e ocupação do solo, destacando inclusive as espécies indicadoras em coerência aos valores de IndVal. As metodologias combinadas evidenciaram as diferenças estruturais da ictiofauna relacionadas aos usos do solo, onde o grupo de vegetação arbórea apresentou riqueza de espécies com presença de táxons especialistas, vegetação gramínea riqueza de espécies com táxons generalistas, e solo exposto abundância e homogeneização de táxons generalistas.

Com os resultados obtidos, sugerimos que a análise combinada de diferentes ferramentas de biomonitoramento tem respostas adequadas que podem relacionar as alterações ambientais com a ocorrência e desaparecimento de espécies de peixes em córregos estuarinos, consideramos que é importante integra-las em avaliações ambientais.

Referências Bibliográficas

Agostinho AA, Thomas SM, Gomes LC, Baltar SLSMA. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the upper Paraná River floodplain (Brazil). **Aquat Ecol.** 2007; 41(4): 611 – 619. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9122-2>

Allan JD. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annu Rev Ecol Evol Syst.** 2004; 35: 257 – 284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>

Alvim TB, Bruna GC, Kato VRC. Políticas ambientais e urbanas em áreas de mananciais: interfaces e conflitos. **Cadernos Metr pole.** 2008; 1(19): 143 – 164.

American Public Health Association (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23th ed. 2017

Araujo FG. Adaptações do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes do Rio Paraíba do Sul. **Rev Bras Biol**. 1998; 58(4): 547 – 558. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000400002>

Araújo MP, Costa TLF, Carreira RS. Esteróis como indicadores do acúmulo de esgotos domésticos em sedimentos de um sistema estuarino-lagunar tropical (Mundaú-Manguaba, AL). **Quím Nova**. 2011; 34(1): 64 – 70. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422011000100013>

Araújo MSLC, Calado TCS. Bioecologia do Caranguejo-Uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus) no Complexo Estuarino Lagunar Mundáu/Manguaba (CELMM), Alagoas, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**. 2008; 8(2) 169 – 181. [10.5894/rgci141](https://doi.org/10.5894/rgci141)

Assefa WW, Getahun A. The food and the feeding ecology of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*, in lake Hayq, Ethiopia. **Int J Ecol Environ Sci**. 2015; 41(1-2): 55 – 66.

Backus-Freer J, Pyron M. Concordance among fish and macroinvertebrate assemblages in streams of Indiana, USA. **Hydrobiologia**. 2015; 758: 141 – 150. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2281-6>

Barrela W, Martins AG, Petreire Junior M, Ramires M. Fishes of the southeastern Brazil Atlantic Forest. **Environ Biol Fish**. 2014; 97(12): 1367 – 1376. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0226-y>

Blanchet FG, Legendre P, Borcard D. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**. 2008; 89: 2623 – 2632. <https://doi.org/10.1890/07-0986.1>

Brejão GL, Hoehinghaus DJ, Pérez-Mayorga MA, Ferraz SF, Casatti L. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conserv Biol**. 2018; 32(4): 860 – 871. <https://doi.org/10.1111/cobi.13061>

Brito Junior, AR, Fragoso Junior, CR, Larson, M. Tidal exchange in a choked coastal lagoon: a study of Mundaú lagoon in northeastern Brazil. **Reg Stud Mar Sci**. 2018; 17: 133 – 142. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2017.12.005>

Buda AR, Dewalle DR. Dynamics of stream nitrate sources and flow pathways during stormflows on urban, forest and agricultural watersheds in central Pennsylvania, USA. **Hydrol Process**. 2009; 23(23): 3292 – 3305. <https://doi.org/10.1002/hyp.7423>

Budney LA, Hall BK. Comparative morphology and osteology of pelvic fin-derived midline suckers lumpfishes, snailfishes and gobies. **J Appl Ichthyol**. v. 26, n. 2, p. 167-175, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01398.x>

Camilo GS, Terra BF, Araújo FG. Ichthyofauna from the Parque Nacional da Serra dos Órgãos and surrounding areas, Rio de Janeiro state, Brazil. **Check List**. 2015; 11(4): 1 – 8. <http://dx.doi.org/10.15560/11.4.1696>

Casatti L, Langeani F, Ferreira CP. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environ Manage**. 2006; 38(6) 974 – 982. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0212-4>

Casatti L, Ferreira CP, Carvalho FR. Grass dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture rivers basins. **Hydrobiologia**. 2009; 632: 273 – 283. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>

Casatti L, Romero RM, Teresa FB. Fish community structure along conservation gradient in Bodoquena Plateau stream, central West of Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**. 2010; 22: 50 – 59.

Casatti L, Teresa FB, Souza TG, Bessa E, Manzotti AR, Gonçalves CS, Zeni JO. From forest to cattail: how does to riparian zone influence stream fish?. **Neotrop ichthyol**. 2012; 10(1): 205 – 214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100020>

Chellappa S, Bueno RMX, Chellappa T, Chellappa NT, Val VMFA. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologica**. 2009; 39(4) 325 – 329. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.06.003>

Clarke KR, Gorley RN. **PRIMER v6: User manual/tutorial**. PRIMER-E, Plymouth; 2006.

Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA). **Diretrizes da prática de eutanásia do CONCEA**. Brasília; 2013 Disponível em: <https://www.mctic.gov.br/mctic/export/sites/institucional/institucional/concea/arquivos/legisla>

[cao/resolucoes_normativas/Resolucao-Normativa-n-37-Diretriz-da-Pratica-de-Eutanasia_site-concea.pdf](#). Acesso em 22 de abr. de 2019.

Connor NP, Sarraino S, Frantz DE, Bushaw-Newton K, MacAvoy SE. Geochemical characteristics of an urban river: influences of an anthropogenic landscape. **Appl Geochem**. 2014; 47: 209 – 216. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.06.012>

Curtean-Banaduc A, Banaduc D. The status of *Romanogobio uranoscopus* (Agassiz, 1828) species, in Maramures Mountain Nature Park (Romania). **Transylv Rev Syst Ecol Rev**. 2017; 19(1) 71 – 84. <https://doi.org/10.1515/trser-2017-0007>

Costa WJEM. Redescription of *Rivulus bahianus* (Cyprinodontiforme: rivulidae) a killifish from the Atlantic Forest of northeastern, Brazil. **Ichthyol Explor Fres**. 2008; 19(4): 297 – 300.

Cotovicz Junior LC, Brandini N, Knoppers BA, Souza WFL, Medeiros PRP. Comparação de modelos de índice de estado trófico do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba, (AL). **Geochimica Brasiliensis**. 2012; 26(1): 7 – 18. <http://dx.doi.org/10.21715/gb.v26i1.353>

Cruz BB, Teshima FA, Cetra M. Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater stream of lower Sorocaba River Basin, São Paulo, Brazil. **Neotrop Ichthyol**. 2013; 11(1) 171 – 178. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252013000100020>

Crisigiovanni EL, Nascimento EAD, Godoy RFB, Oliveira-Filho PCD, Vidal CMDS, Martins KG. Inadequate riparian zone use directly decreases water quality of a low-order urban stream in southern Brazil. **Rev Ambient Água**. 2020; 15(2) 1 – 11. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2451>

Dill PRJ, Paiva EMCD, Paiva JBD, Sales JSM. Assoreamento do reservatório do Vacacai Mirim/Santa Maria e sua relação com a deteriorização da bacia hidrográfica contribuinte. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. 2004; 9(1): 7 – 15. [10.21168/rbrh.v9n1.p7-15](https://doi.org/10.21168/rbrh.v9n1.p7-15)

Dufrêne M, Legendre P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecol Monogr**. 1997; 67(3): 345 – 366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)

Esguícero ALH, Arcifa MS. Which is the best environment for the development of the early life stages of fish during the dry season?. **Acta Limnol Bras.** v. 22, n. 3, p. 267-275, 2010. <https://doi.org/10.4322/actalb.02203003>

Favorito SE, Zanata AM, Assumpção MI. A new *Synbranchus* (Teleostei: Synbranchiformes, Synbranchidae) from the Ilha de Marajó, Pará, Brazil, with notes on its reproductive biology and larval development. **Neotrop Ichthyol.** 2005; 3(3) 319 – 328. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252005000300001>

Figueiredo BRS, Araújo GJM, Silva MJ, Medeiros, ESF. Implications of low food availability on resource partitioning among three species of Cichlidae (Pisces: Perciformes) in a Brazilian semi-arid reservoir. **Acta Limnol Bras.** 2005; 27(1): 93 – 104. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3314>

Fiori LF, Alves GHZ, Hahn NS, Benedito E. Influence of feeding plasticity on the fitness of small neotropical characids. **Iheringia Sér Zoo.** 2016; 106: e2016006. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2016006>

Godefroid RS, Fonseca LS, Silva RC. Utilização dos peixes do rio Bacacheri como indicadores da qualidade ambiental. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade.** 2015; 8(4): 100 – 114.

Gomes-Silva G, Cyubahiro E, Wronski T, Riesch R, Apio A, Plath M. Water pollution affects fish community structure and alters evolutionary trajectories of invasive guppies (*Poecilia reticulata*). **Sci Total Environ.** 2020; 730: e138912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138912>

Guimarães Junior, SAM, Nascimento, MC, Silva, DJRP. Impactos do uso da terra no complexo estuarino lagunar Mundaú - Manguaba – Alagoas – Brasil. **Revista Contexto Geográfico.** 2017; 2(3): 86 – 99. <http://dx.doi.org/10.28998/contgeog.v2i3.6137>

Ingole B, Sivadas S, Nanajkar M, Sautya S, Nag A. A comparative study of macrobenthic community from harbours along the central west coast of India. **Environ. Monit. Assess.** 2009; 154(1): 135 – 146. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0384-5>

Karr JR. Rivers as sentinels: Using the biology of river to guide scape landscape management. In: Naimam RJ, Bilby RE. Editors. **River Ecology and Management Lessons from the Pacific Coastal Ecorregion**. New York: Springer-Verlag; 1998. p. 502 – 528.

Karr JR, Yoder CO. Biological assessment and criteria improve total maximumdaily load decision making. **J Environ Eng.** 200; 130(6): 594 – 604. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2004\)130:6\(594\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:6(594))

Kaushal SS, Groffman PM, Band LE, Elliot EM, Shields CA, Kendall C. Tracking nonpoint source nitrogen pollution in human impacted watersheds. **Environ Sci Technol.** 2011; 45(19): 8225 – 8232. <https://doi.org/10.1021/es200779e>

Knight JDM. Invasive ornamental fish: a potential threat to aquatic biodiversity in peninsular India. **Journal of Threatened Taxa.** 2010; 2(2): 700 – 704. <https://doi.org/10.11609/JoTT.o2179.700-4>

Kutter MT, Bemvenuti MA, Moresco A. Feeding strategy of the jundiá *Rhamdia quelen* (Siluriformes: Heptapteridae) in coastal lagoons of southern Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences.** 2009; 31(1): 41 – 47. [10.4025/actascibiolsci.v31i1.335](https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v31i1.335)

Larentis C, Delariva RL, Gomes LC, Baumgartner D, Ramos IP, Sereia DAO. Ichthyofauna of streams from the lower Iguazu River Basin, Parana State, Brazil. **Biota Neotrop.** 2016; 16(3): e20150117. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0117>.

Leal CG, Junqueira NT, Pompeu PS. Morphology and habitat use fish of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. **Environ Biol Fishes.** 2011; 90(2): 143 – 157. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9726-6>

Legendre, P, Legendre, L. **Numerical Ecology**. 2nd Ed. Amsterdam: Elsevier; 1998.

Lopez MS, Giraudo AR. Diet of the large snake water Hydrodynates gigas (colubridae) from the northeast Argentina. **Amphib Reptil.** 2004; 25(2): 178 – 184. <https://doi.org/10.1016/j.jcz.2020.05.008>

Marguran, AE. **Medindo a Diversidade Biológica**. Tradução de Dana Moiana Vianna. Maringá: Editora UFPR; 2013.

Marques JGW. **Aspectos ecológicos da etnoictiologia dos pescadores no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas**. [Tese de Doutorado em Ciências]. Campinas: Universidade Estadual de Campinas; 1991. Disponível em: <http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/315947>. Acesso em: 13 jul. 2018.

Marchetti MP, Moyle PB. Effects of flow regime on fish assemblage in a regulated California stream. **Ecol Appl**. 2001; 11(2): 530 – 539. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0530:EOFROF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0530:EOFROF]2.0.CO;2)

Magurran AE. **Medindo a Diversidade Biológica**. Tradução de Dana Moiana Vianna. Maringá: Editora UFPR; 2013.

Medeiros CR, Azevedo EL, Barbosa JEL, Molozzi J. Effectiveness of abundance and biomass curves in detecting environmental alterations in semi-arid region reservoirs. **Biota Neotrop**. 2018; 18(2): e20170423. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0423>

Medeiros RB, Pinto AL. Avaliação da influência do uso, cobertura e manejo da terra na qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do Córrego da Moeda, Três Lagoas / MS. In: Boin MN, Martins PCS, Mirante HPM, editors. **Geotecnologias aplicadas às questões do meio ambiente**. Tupã, SP: ANAP; 2017.

Melo-Magalhães EM, Medeiros PRP, Lira MCA, Koenig ML, Moura AN. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brasil, through studies of the phytoplanktonic community. **Braz J Biol**. 2009; 62(2) 271 – 280. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000200006>.

Menezes APD, Araújo MLSC, Calado TCS. Bioecologia de *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) (Decapoda, Grapsidae) do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas, Brasil. **Natural Resources**. 2012; 2(2): 37 – 49. <https://doi.org/10.6008/ESS2237-9290.2012.002.0004>

Metzger JP, Casatti L. Do diagnóstico a conservação da biodiversidade: O estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. **Biota Neotrop**. 2006; 6(2): 1 – 23. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032006000200002>

Meyer JL, Paul MJ, Taulbee WK. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **J N Am Benthol Soc**. 2005; 24(3): 602 – 612. <https://doi.org/10.1899/04-021.1>

Montenegro, A. K. A., Torelli, J. E. R., Marinho, R. S. A., Crispim, M. C. & Hernandez, M. I. M. Aspect of the feeding and population structure of *Leporinus piau* Fowler, 1941 (Actinopterygii, Characiformes, Anostomidae) of Taperoá II dam, semi arid region of Paraíba, Brazil. **Biotemas**. 2010; 23(2): 101 – 110. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2010v23n2p101>.

Moya N, Hughes RM, Dominguez E, Gibon FM, Goitia E, Oberdoff T. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. **Ecol Indic**. 2011; 11(3): 840 – 847. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.10.012>

Odum E. **Fundamentos de Ecologia**. Editora Fundação Calouste Gulbenkian, 2004. 820p.

Oliveira, J. C. D., Oliveira, J. F., Rebouças, L. G. F., Novaes, J. L. C., Fernandes, R. T. V., Peretti, D. Diet of two insectivorous fish species in a Brazilian semiarid reservoir. **J Anim Behav Biometeorol**. (2019) 7: 11 – 17. <dx.doi.org/10.31893/2318-1265jabb.v7n1p11-17>

Otero MEB, Spach HL, Queiroz GMLN, Santos C, Silva ALC. O Uso de atributos das assembleias de peixes para avaliar a integridade biótica em habitats rasos das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. **Acta Biológica**. 2006; 35: 69 – 82. <http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v35i0.6875>

Paiva REC, Lima SMQ, Ramos TPA, Mendes LF. Fish fauna of Pratagi River coastal microbasin, extreme North atlantic forest, Rio Grande do Norte State, Northeastern Brazil. **Checklist**. 2014; 10(5): 968 – 975. [10.15560/10.5.968](https://doi.org/10.15560/10.5.968)

Paul MJ, Meyer JL. Streams in the urban landscape. **Ann Rev Ecol Syst**. 2001; 32(1): 333 – 365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>

Pease AA, Taylor JM, Winemiller KO, King RS. Ecoregional, catchment, and reach-scale environmental factors shape and functional traits structure of stream fish assemblages. **Hydrobiologia**. 2015; 753(1): 265 – 283. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2235-z>

Penczak T. Fish assemblage compositions after implementation of the IndVal method on the Narew River system. **Ecol Modell**. 2009; 220(3): 419 – 423. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.005>

Peressin A, Cetra M. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in southeast Brazil. **Urban Ecosyst.** 2014; 17(3): 675 – 690. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0352-5>

Prado AVR, Goulart E, Pagotto JPA. Ecomorphology and use of food resource: inter and intraspecific relationships of fish fauna associated with macrophyte stands. **Neotrop Ichthyol.** 2016; 14(4): e150140. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20150140>

Quintela FM, Corrêa F, Gava A. Composition, abundance and biomass of a fish assemblage in a southern Brazilian coastal stream during polyhaline/euhaline condition. **Biota Neotropica.** 2019; 19(1): e20180585. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0585>.

Rantin FT, Kalinin AL, Glass ML, Fernandes MN. Respiratory responses to hypoxia in relation to mode of life two erythrinid species (*Hoplias malabaricus* and *Hoplias lacerdae*). **Journal of Fish Biology.** 1992; 41(4): 805-812. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb02708.x>

Ribeiro MA, Knoppers BA, Carreira RS. Fontes e distribuição de matéria orgânica sedimentar no complexo estuarino lagunar de Mundaú-manguaba/AL, utilizando esteróis e alcoóis como indicadores. **Quím Nova.** 2011; 34(7): 1111 – 1118. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000700002>.

Shalloof KAS, Khalifa N. Stomach contents and feeding habitats *Oreochromis niloticus* (L.) from Abu-Zabal Lakes, Egypt. **World Appl Sci J.** 2009; 6(1) 1 – 5.

Silva DF, Silva DF, Souza FAS. Degradação Ambiental, ocupação irregular e manejo sustentável no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba, Estado de Alagoas (AL). **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia.** 2008; 5(3): 152 – 170.

Silva DF. Souza FAS. Proposta de Manejo Sustentavel para o Complexo Estuarino Lagunar Mundaú Manguaba (AL). **Revista Brasileira de Geografia Física.** 2008; 1(2) 78 – 94. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v1.2.p78-94>

Silva MJ, Ramos TPA, Diniz VD, Ramos RTC, Medeiros ESF. Ichthyofauna of Seridó/Borborema: a semi-arid region Brazil. **Biota Neotrop.** 2014; 14(3): e20130077. <https://doi.org/10.1590/1676-06032014007713>

Souza, RC, Reis, RS, Fragoso Junior, CR, Souza, CF. Uma análise da dragagem do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú Manguaba em Alagoas através de um modelo numérico hidrodinâmico bidimensional – Resultados Preliminares. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. 2004; 9(4): 21 – 31. [10.21168/rbrh.v9n4.p21-31](https://doi.org/10.21168/rbrh.v9n4.p21-31)

Souza UP, Costa RC, Martins IA, Fransozo A. Relationships among Scianideae fish (Teleostei: Perciformes) and Penaeoidea shrimp (Decapoda: Dendrobranchiata) biomass from the north coast of São Paulo State, Brazil. **Biota Neotrop**. 2008; 8(1): 84 – 92. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000100011>

Spiessl SM, MacQuarie KTB, Mayer KU. Identification of key parameters controlling dissolved oxygen migration and attenuation in fractured crystalline rocks. **J Contam Hydrol**. 2008; 95(4): 141 – 153. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.09.002>

Strayer DL, Dudgeon D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **J N Am Benthol Soc**. 2010; 29(1): 344 – 358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>

Teresa FB, Romero RM. Influence of the riparian zone phytophysiognomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. **Neotrop Ichthyol**. 2010; 8(1): 163 – 170. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000100019>.

Utz, RM, Hildebrand, RH, Raesly, RL. Regional differences in patterns of a fish species loss with changing land use. **Biol Conserv**. 2010; 143(3): 688 – 699. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.006>

Vari, RP, Malabarba LR. Neotropical ichthyology: An overview. In: Malabarba LR, Reis RE, Vari RP, Lucena ZM, Lucena CA. Editors. **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. Porto Alegre: Edipucrs; 1998, p.1 – 12.

Virgilio, LR, Ramalho, WP, Silva, JCB, Susçuarana, MS, Brito, CH, Vieira, LJS. Does riparian vegetation affect fish assemblage? A longitudinal gradient analysis in three Amazonian streams." **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. 2018; 40: e42562-e42562. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v40i1.42562>

Viviani VR, Rocha MY, Hagen OO. Fauna de besouros bioluminescentes (Coleoptera; Elateroidea; Lampyridae; Phengondidae; Elateridea) nos municípios de Campinas, Sorocaba-Votorantim e Rio Claro-Limeira (SP - Brasil): Biodiversidade e Influência da Urbanização.

Biota Neotrop. 2010; 10(2): 103 – 116. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000200013>

Walrath JD, Dauwalter DC, Reinke D. Influence of stream condition on habitat diversity and fish assemblage in an impaired Upper Snake River Basin watershed. **Trans Am Fish Soc.** 2016; 145(4) 821 – 834. <https://doi.org/10.1080/00028487.2016.1159613>

Walsh CJ, Roy AH, Feminella JW, Cottingham PD, Groffman PM, Morgan RP. The Urban Stream Syndrome: current knowledge and the search for a cure. **J N Am Benthol Soc.** 2005; 24(3) 706 – 723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>

Walters DM, Leigh DS, Bearden AB. Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. In: Kronvang B, editor. **The Interactions between sediments and water. Development in hydrology.** Springer Dordrecht; 2003. p. 5 – 10. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3366-3_2

Wang, L, Lyons J, Rasmussen P, Seelbach P, Simon T, Wiley M, Kanehl P, Baker E, Niemela S, Stewart PM. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the northern lakes and Forest Ecoregion, U.S.A. **Can J Fish Aquat Sci.** 2003; 60(5) 491 – 505. <https://doi.org/10.1139/f03-043>

Wang S, Bernhardt ES, Wright JP. Urban stream denitrifier communities are linked to lower functional resistance to multiple stressors associated with urbanization. **Hydrobiologia.** 2014; 726: 13 – 23. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1747-7>

Warwick RM. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. **Mar Biol.** 1986; 92: 557 – 562. <https://doi.org/10.1007/BF00392515>

Warwick RM, Pearson TH, Ruswahyuni. Detection of pollution effects on marine macrobenthic: further evaluation of the species abundance/biomass method. **Mar Biol.** 1987; 95: 193 – 200. <https://doi.org/10.1007/BF00409005>

Winemiller KO, Agostinho AA, Caramaschi EP. Fish Ecology in Tropical Streams. In: Dungeon D, editor. **Tropical Stream Ecology.** Academic Press; 2008. p. 107 – 126. <https://doi.org/10.1016/B978-012088449-0.50007-8>

Yesilbudak B, Erdem C. Cadmium accumulation in gill, liver, kidney, and muscle tissues of common carp, *Cyprinos carpio*, and Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Bull Environ Contam Toxicol.** 2014; 92(5): 546 – 550. <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1228-3>

Material Suplementar:

Tabela 1. Pontos amostrais com coordenadas geográficas e classificação do uso e ocupação do solo na microbacia.

Riachos	Latitude (S)	Longitude (W)	Uso e ocupação do solo
S1	9°44'24.40"	35°56'57.90"	Arbórea
S2	9°40'31.93"	35°56'59.81"	Arbórea
S3	9°41'28.30"	35°55'44.90"	Arbórea
S4	9°42'11.63"	35°50'00.30"	Arbórea
S5	9°35'57.90"	35°45'52.30"	Arbórea
S6	9°33'53.50"	35°48'00.50"	Arbórea
S7	9°39'25.20"	35°52'25.60"	Arbórea
S8	9°39'30.30"	35°52'45.00"	Arbórea
S9	9°39'47.89"	35°56'10.49"	Gramíneas
S10	9°40'48.30"	35°55'19.00"	Gramíneas
S11	9°42'49.29"	35°54'26.84"	Gramíneas
S12	9°35'32.60"	35°49'21.10"	Gramíneas
S13	9°36'23.80"	35°56'23.70"	Gramíneas
S14	9°33'58.50"	35°48'31.40"	Arbórea
S15	9°43'41.50"	35°55'54.40"	Gramíneas
S16	9°36'22.66"	35°49'27.14"	Gramíneas
S17	9°42'51,50"	35°53'34,60"	Solo Exposto
S18	9°36'38,30"	35°57'17,40"	Solo Exposto
S19	9°39'16,00"	35°44'30,80"	Solo Exposto
S20	9°38'45,70"	35°44'40,50"	Solo Exposto
S21	9°39'41,80"	35°44'47,30"	Solo Exposto
S22	9°39'34,40"	35°45'49,50"	Solo Exposto
S23	9°36'40,50"	35°49'10,80"	Solo Exposto
S24	9°34'20,30"	35°49'14,40"	Arbórea

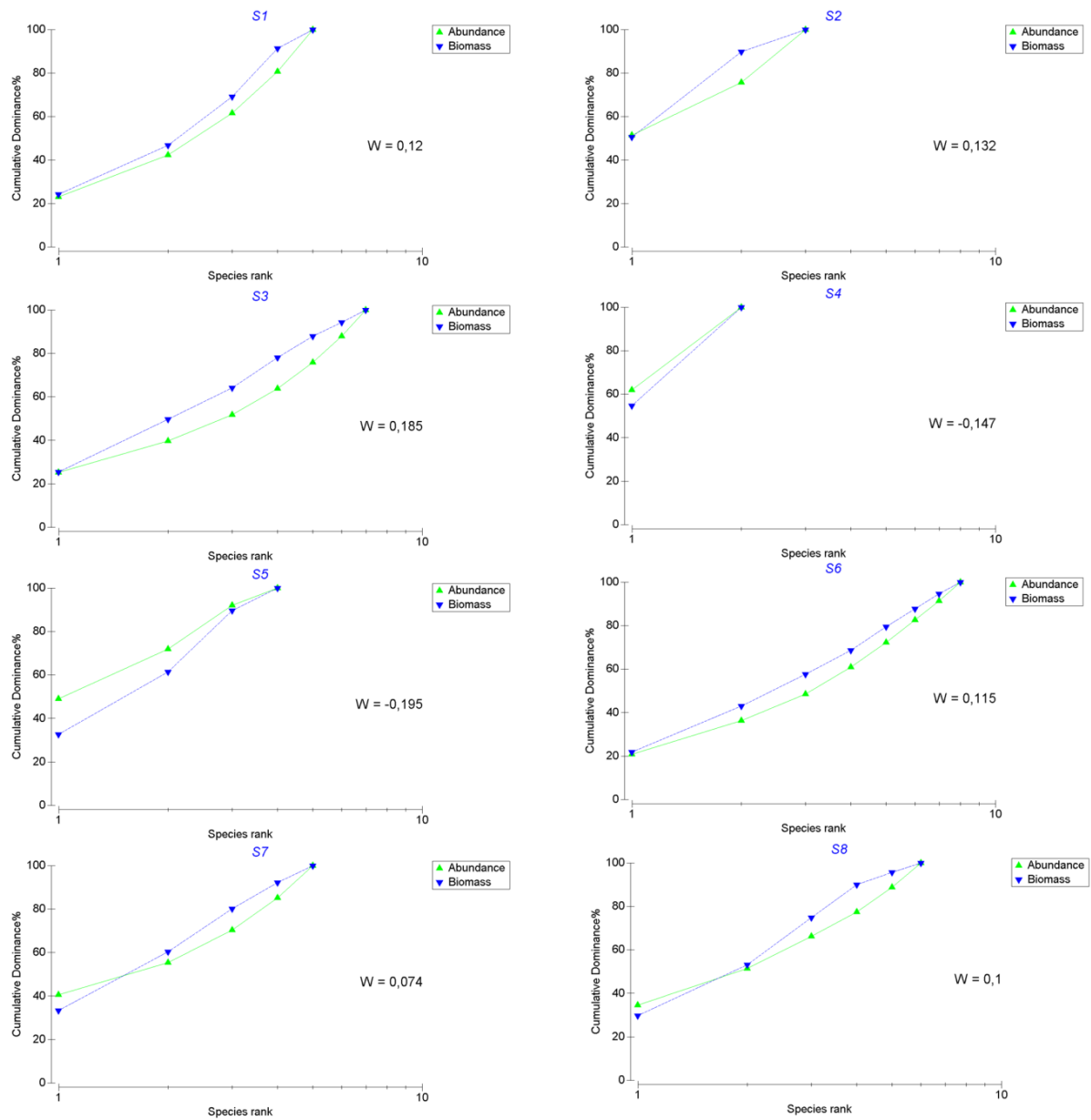


Figura 6. Curvas de abundância e Biomassa (ABC) com valores da estatística W dos riachos S1 ao S8.

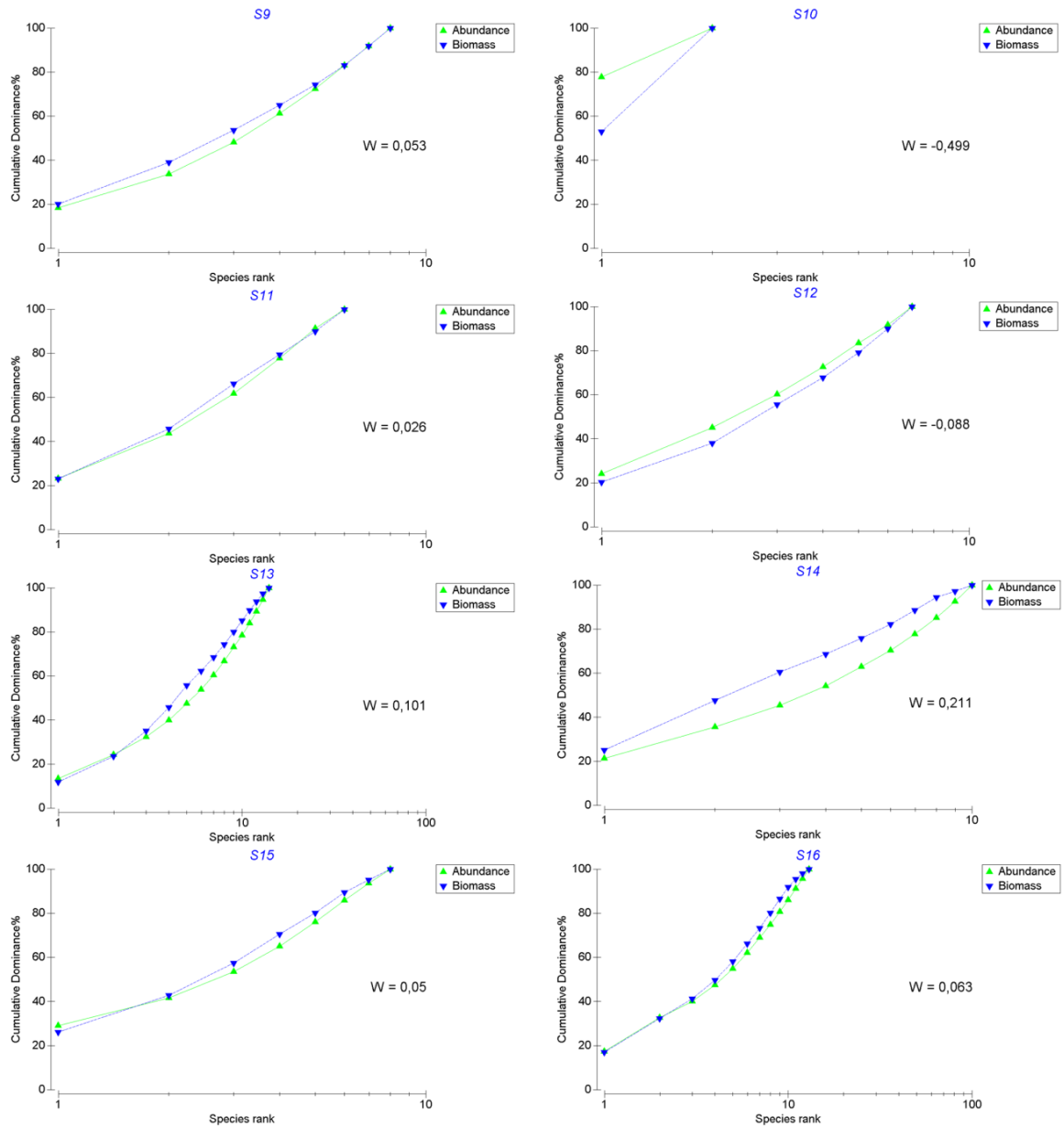


Figura 7. Curvas de Abundância e Biomassa (ABC) com valores da estatística W dos riachos S9 ao S16.

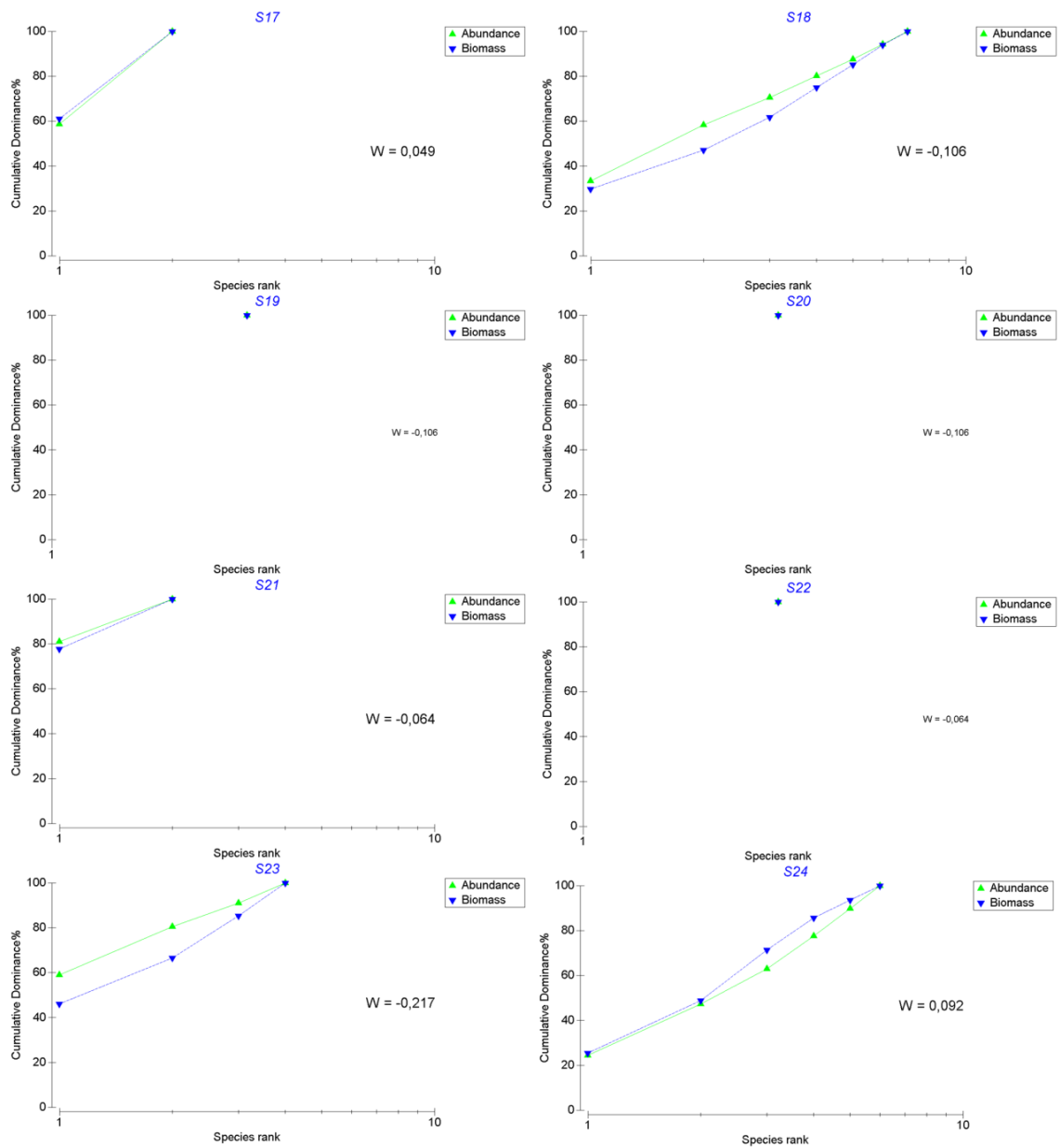


Figura 8. Curvas de Abundância e Biomassa (ABC) com valores da estatística W dos riachos S17 ao S24.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As metodologias de avaliação biológica e da paisagem utilizadas nesta pesquisa foram capazes de discriminar as diferenças dos ambientes de cada uso e ocupação do solo e relacionar a estruturação física e química dos córregos com a comunidade íctica.

O Índice de Integridade da Paisagem (IIP) possibilita identificar interferências antrópicas na escala de paisagem que podem explicar alterações na estrutura biológica avaliada, sugerimos que o IIP deve ser aplicado em estudos com abordagem em outras dimensões da paisagem (vertical, longitudinal e temporal) não avaliadas nesse estudo, para testar e consolidar sua resposta aos descritores ambientais. O Índice de Qualidade Integrado do Habitat (IQIH) demonstra acurácia na diferenciação dos usos do solo reflete a configuração das assembleias no gradiente, e por tratar-se de uma metodologia simples sem exigências de softwares e hardwares, resulta eficaz para avaliação ambiental em drenagens costeiras.

O método da curva ABC foi sensível aos ambientes com impactos no habitat físico, contudo, o comportamento da curva e do valor de W pode não ser eficiente para alterações químicas da coluna d'água, nestes casos é recomendável investigar a composição taxonômica da ictiofauna. Com a análise RDA e IndVal associada aos métodos utilizados de avaliação, conseguimos caracterizar as espécies que respondem a elementos físicos e químicos importantes em avaliações ambientais. Consideramos estes táxons identificados são importantes no monitoramento de córregos costeiros e estuarinos, podendo, em estudos posteriores serem incorporados como métricas de integridade biológica ou compor uma ferramenta prática de diagnóstico da qualidade de riachos a partir da observação da comunidade.

O descarte de efluentes urbanos na drenagem do CELMM pode culminar em eventos de desaparecimento de espécies e homogeneização da ictiofauna. Nosso estudo demonstra ainda a importância da cobertura vegetal ripária no fornecimento de estruturas que permitem a disponibilidade de micro-habitats e meso-habitats para o estabelecimento da biota aquática associada e dos seus recursos alimentares, além de funcionar como filtro protetor para os nutrientes que escoam para o corpo hídrico.

Sugerimos que, para melhorar os índices nas drenagens urbanas e dar proteção ao corpo receptor, processos de recuperação florestal na porção ripária devem ser executados, com objetivo de proteger e conservar a composição, estrutura e funcionalidade da biota aquática no complexo, mantendo inclusive espécies raras no complexo. Recomendamos que

estudos sejam feitos para testar e consolidar as metodologias de avaliação da paisagem em regiões estuarinas e similares ao CELMM. Recomendamos ainda que, para confirmar ou não a tendência nos riachos que drenam para o complexo, estudos com abordagem biológica e espacial sejam realizados nas lagunas e nos canais de ligação dessas, comparando as regiões com influência humana e as regiões conservadas.

6.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS – Produtos:

FICHA DE DESCRIÇÃO DO PRODUTO TÉCNICO/TECNOLÓGICO

• MATERIAL DIDÁTICO

Docentes Autores:

Nome: Renato de Mei Romero CPF: 296.103.358-61 (X) Permanente; () Colaborador

Discentes Autores:

Nome: Robert Germano Alves da Silva CPF: 093.694.004-27 (X) Mest Prof; ()Doutorado

Linha de pesquisa: Manejo e monitoramento ambiental

URL:

Descrição do produto e de sua finalidade (*até 50 palavras*): Textos verbais desenvolvidos com a função de informar e promover educação ambiental nas Unidade de Conservação da região metropolitana de Maceió (Baixo CELMM) a cerca das comunidades de peixes de riachos. Os animais fazem parte do acervo coletado nesta unidade, no material foram usadas imagens e informações dos animais com informações sobre a UC. O material tem finalidade de fornecer informação e material para uso dos gestores da UC.

Campos descritivos

Natureza (impresso, audiovisual e outra mídia): impresso e mídia eletrônica

Finalidade: Promover educação ambiental na unidade de conservação

Instituição Promotora: IFAL

Relevância social e econômica (50 a 250 palavras): Com uma linguagem facilitada pela utilização de recursos verbais e não verbais, tem grande relevância social pois o material atua como ferramenta facilitadora da educação ambiental promovida pelas unidades de conservação. Os infográficos são economicamente relevantes no sentido de fornecer informações com poucos recursos de mídia, podendo ser expostos em formato de banner dentro das UCs.

Aderência (50 a 250 palavras): As informações fornecidas no material têm origem nas atividades de pesquisa de monitoramento ambiental em rios e córregos do estuário tropical Complexo Estuarino Lagunar Mundaú Manguaba – CELMM, estando ligada ao Programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais – PPGTEC, na linha de pesquisa “monitoramento e manejo ambiental”.

Impacto (50 a 250 palavras): O motivo da confecção deste produto de material educativo é de fornecer uma informação de fácil entendimento para qualquer pessoa que acesse a unidade de conservação, municiando inclusive o trabalho dos gestores e técnicos da unidade nos trabalhos de promoção de educação ambiental ao público visitante da unidade de conservação.

Aplicabilidade (50 a 250 palavras): Tem aplicação nas atividades de visitação da unidade de conservação com foco na promoção da educação ambiental para conscientizar os visitantes quanto a importância do ecossistema inserido nos rios estuarinos que fazem parte da unidade, dando ênfase as espécies de peixes que regularmente são negligenciadas quando se aborda os temas de conservação de espécies nesses locais.

Inovação (50 a 250 palavras): A maioria das unidades de conservação em Alagoas negligenciam as espécies que formam a comunidade de peixes de riachos em sua drenagem, neste sentido, o material confeccionado vem suprir esta carência de dados e informações quanto a importância das UC na conservação e estruturação das assembleias de peixes das UCs, mostrando que esta classe taxonômica está presente no conjunto de animais beneficiados pelas unidades e devem ser abordados nos materiais e atividades de educação ambiental dentro das unidades de conservação.

Complexidade (50 a 250 palavras): Não houve complexidade na confecção dos produtos, visto que os dados e informações utilizados para confecção do material faz parte da base de dados e pesquisa realizada na região do CELMM “Avaliação da qualidade ambiental do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM: uma abordagem biológica e da paisagem”. Para edição e formatação do material foi utilizado software online gratuito de edição de imagens.

Demanda

Interna Externa Edital

Se Externa ou Edital, detalhar indicando qual o demandante externo, ou edital.

Conexão com a Pesquisa

Projeto de Pesquisa vinculado à produção: Avaliação da qualidade ambiental do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM: uma abordagem biológica e da paisagem

Conexão com a Produção Científica

Relacionar artigos publicados, apenas, em periódicos que estão correlacionados a esta produção:

Título: Estrutura da comunidade de peixes na detecção de perturbação ambiental em riachos inseridos no Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM, Alagoas

Periódico: Neotropical Ichthyology

Ano_____; vol. _____; páginas _____ - _____; DOI _____.

Recursos e vínculos da Produção Tecnológica


Data início: 10/01/2020 Data término: 28/05/2020

Total investido: R\$ 0,00

Fonte do Financiamento:

1 – Infográfico das espécies do Parque Municipal de Maceió

ESPÉCIES DA ICTIOFAUNA DO PARQUE MUNICIPAL DE MACEIÓ




Ponto de Coleta 05
Ponto de Coleta 05

Legenda
Área de Preservação da Mata Atlântica
Rio do Silva

Google Earth


Vista espacial do Parque Municipal de Maceió, inaugurado em 1978, é uma área de preservação da Mata Atlântica

Considerada área de destaque pela presença de répteis, aves e mamíferos, os rios do Parque também funcionam como refúgio para a biodiversidade, com diversas espécies de peixes.




Durante o projeto de avaliação física e biológica dos riachos da região das lagoas Mundaú e Manguaba, foram identificados em um trecho do Parque Municipal quatro espécies pertencentes a quatro gêneros taxonômicos.


CONHEÇA AS ESPÉCIES PRESENTES NO RIACHO DO SILVA, NO INTERIOR DO PARQUE




Astianax bimaculatus
Ordem: Characiformes
Familia: Characidae
Nomes populares: Lambari ou Piaba.
É um pequeno peixe com escamas prateadas variando entre o amarelo e preto, possui duas manchas circulares no corpo o que dá nome a sua espécie a espécie é encontrada em todo o Brasil.
Habitat: vive em rios e córregos pequenos claros de fluxo livre, valas de drenagem e lagoas
Alimentação: Zooplâncton, algas, detritos e plantas terrestres que caem nos leitos



Callichthys callichthys
Ordem: Siluriformes
Familia: Callichthyidae
Nome Populares: Cascudo e Caboje.
Espécie muito resistente a ambientes inóspitos, inclusive, possui a capacidade de respirar intestinalmente fora da água por algum tempo, permitindo a vida em ambientes com pouca água, enquanto procura outro ambiente aquático.
Habitat: presente desde ambientes anóxicos (pouca água) a córregos turvos e correntes,
Alimentação: pequenos peixes, insetos e matéria vegetal



Poecilia reticulata
Ordem: Cyprinodontiformes
Familia: Poeciliidae
Nomes Populares: barrigudinho ou guppi
Apresenta dimorfismo sexual, a fêmea chega a 5 cm e o macho até 2.5 cm, além do tamanho, o macho pode apresentar colorações diversas, chamando atenção pela sua exuberância.
Habitat: encontrado em diversos habitats desde água clara a extremamente turva, lagos, canais, valas e rios e resistente a variações de salinidade.
Alimentação: Zooplâncton, algas e detritos



Synbranchus madeirae
Ordem: Synbranchiformes
Familia: Synbranchidae.
Nome popular: Mussum
A espécie pode chegar a 100.0 cm, possuem corpo cilíndrico, mucoso e uma abertura branquial na parte dorsal da cabeça, possui ainda a capacidade de respirar o ar atmosférico, o que possibilita a vida em ambientes com baixos níveis de oxigênio na água.
Habitat: encontrado em condições ambientais extremamente variáveis, de ambientes conservados a degradados.
Alimentação: pequenos invertebrados

2 – Infográfico das espécies Área de Proteção Ambiental do Catolé



3 – Infográfico das espécies da Área de Proteção Ambiental da Santa Rita



4 – Manual/Protocolo

FICHA DE DESCRIÇÃO DO PRODUTO TÉCNICO/TECNOLÓGICO

• MANUAL OU PROTOCOLO

Docentes Autores:

Nome: Renato de Mei Romero CPF: 296.103.358-61 (X) Permanente; () Colaborador

Discentes Autores:

Nome: Robert Germano Alves da Silva CPF: 093.694.004-27 (X) Mest Prof; ()Doutorado

Linha de pesquisa: Manejo e monitoramento ambiental

URL:

Descrição do produto e de sua finalidade (*até 50 palavras*):

O procedimento estabelece os critérios e a metodologia para aplicação do Índice de Integridade da Paisagem (IIP) em rios tropicais. Este protocolo se aplica a avaliações em paisagens de microbacias. Esta produção é resultado do trabalho realizado no Programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais (PPGTEC) do Instituto Federal de Alagoas – Campus Marechal Deodoro.

Campos descritivos

Relevância social e econômica (50 a 250 palavras): Este protocolo trata de uma metodologia de avaliação ambiental de baixo custo, relevante do ponto de vista econômico por não demandar recursos e tecnologias complexas, permitindo monitoramento em riachos de forma simplificada e com respostas satisfatórias. Do ponto de vista social é um método que subsidia decisões de órgãos de controle ambiental, de modo a garantir o manejo e conservação dos recursos naturais em ambientes lóticos importantes para diversas camadas sociais, sobretudo as comunidades ligadas aos recursos pesqueiros.

Aderência (50 a 250 palavras): A produção é oriunda da atividade de caracterização física da paisagem de riachos em um complexo estuarino tropical, estando ligada ao trabalho “Avaliação da qualidade ambiental do complexo estuarino lagunar Mundaú-Manguaba - CELMM: uma abordagem biológica e da paisagem”, que faz parte da linha de pesquisa “manejo e monitoramento ambiental”, desenvolvido no âmbito do Programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais (PPGTEC).

Impacto (50 a 250 palavras): Este produto muda a forma de observar avaliações em escalas maiores, entendendo como as atividades no entorno de riachos afetam a qualidade ambiental. Deste modo, a metodologia tem como foco fornecer informações que subsidiem atividades de fiscalização, principalmente em órgãos ambientais menores no âmbito municipal que geralmente não dispõem de equipamentos e softwares complexos e de alto custo, como também o número baixo de fiscais para grandes áreas.

Aplicabilidade (50 a 250 palavras): Este POP aplica-se a análises de integridade ambiental na composição da paisagem em rios e córregos tropicais de primeira e segunda ordem de magnitude. Podendo ser utilizado para trabalhos técnicos de órgãos de controle e manejo ambiental, como também em pesquisas que investiguem a qualidade ambiental no âmbito do uso do solo no entorno de riachos que atingem os corpos hídricos.

Inovação (50 a 250 palavras): As metodologias convencionais requerem softwares e equipamentos sofisticados que na maioria das situações dificultam as atividades de monitoramento ambiental na ocupação do solo em paisagens de riachos. Esta metodologia que inova a forma de avaliar escalas maiores excedendo a porção marginal dos riachos e avaliando toda a drenagem, inovando com uma baixa demanda, logística, temporal, de recursos financeiros e humanos.

Complexidade (50 a 250 palavras): A execução deste protocolo requer uma baixa complexidade de hardware e software, como também de tempo de execução, logística e recursos humanos. No ponto de vista dos trabalhos com monitoramento ambiental, mesmo sendo uma técnica simples fornece dados robustos com informações importantes para o manejo e conservação dos recursos aquáticos.

Demanda

(X) Interna () Externa () Edital

Se Externa ou Edital, detalhar indicando qual o demandante externo, ou edital.

Conexão com a Pesquisa

Projeto de Pesquisa vinculado à produção: Avaliação da qualidade ambiental do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM: uma abordagem biológica e da paisagem”

Conexão com a Produção Científica

Relacionar artigos publicados, apenas, em periódicos que estão correlacionados a esta produção:

Título: Ferramentas de avaliação ambiental integrada em córregos inseridos no Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba – CELMM”

Periódico: Revista Brasileira de Recursos Hídricos



Ano _____; vol. _____; páginas _____ - _____; DOI _____.

Recursos e vínculos da Produção Tecnológica

Data início: 12/10/2018 Data término: 12/03/2020

Total investido: R\$ 0,00

Fonte do Financiamento:

 INSTITUTO FEDERAL Alagoas Campus Marechal Deodoro	PROCEDIMENTO OPERACIONAL PADRÃO - POP	 TECNOLOGIAS Ambientais
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais		
Assunto: Aplicação do Índice de Integridade da Paisagem para riachos		

OBJETIVO

O objetivo deste procedimento é estabelecer os critérios e a metodologia para aplicação do Índice de Integridade da Paisagem (IIP) em rios e córregos estuarinos tropicais. Esse protocolo se aplica a avaliações ambientais em paisagens de rede de drenagens. Esta produção é resultado do trabalho realizado no Programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais (PPGTEC) do Instituto Federal de Alagoas – Campus Marechal Deodoro.

APLICAÇÃO

Este POP aplica-se a análises de integridade ambiental na composição da paisagem em rios e córregos tropicais de primeira e segunda ordem de magnitude.

CONTEÚDO

Para avaliação da integridade ambiental da paisagem em riachos, são definidas quatro dimensões de abordagem (lateral, longitudinal, vertical e temporal), utilizamos para este POP a abordagem da dimensão lateral e abordagem de *Riverscape*.

1 - Primeiro delimita-se uma área circular com 1,6 km de raio a partir do ponto de coleta com o *software Google Earth Pro 7.3*.

2 - O uso e ocupação do solo na área circular delimitada anteriormente é categorizado com o software Google Earth a partir do procedimento de vetorização manual em cinco classes de uso e ocupação do solo: agricultura; pasto; vegetação arbustiva ou gramíneas; vegetação arbórea; e uso urbano ou solo exposto.

3 - Para as cinco classes são atribuídos pesos ponderados, de acordo com o tipo de impacto na ocupação do solo, começando do uso de solo que notadamente tem maior impacto

na saúde do riacho para o uso de solo característico de ambiente preservado que refletirá ausência de distúrbios, da seguinte forma: urbano e solo exposto (0x); agricultura (1x); pasto (2x); gramíneas e arbustivas (3x); e vegetação arbórea (4x), sendo calculado da seguinte forma:

4 - Com os pesos ponderados das classes é realizado o cálculo da porcentagem de área ocupada por cada tipo de uso e ocupação do solo nos trechos amostrados, com a seguinte fórmula:

$$IIP = \frac{(\%sol.urb.exp \times 0 + \%agric \times 1 + \%past \times 2 + \%gram.arbu \times 3 + \%arbor \times 4)}{4}$$

5 – O IIP varia de 0 a 400, sendo o valor de 0 o cenário mais impactado com 100% de solo ocupado pela urbanização. O valor de 400 é atribuído aos mais preservados com drenagens sem impactos e área 100% ocupada por vegetação heterogênea dominada por espécies de porte arbóreo. Valores intermediários representam uma combinação entre os diferentes usos de ocupação do solo.

DIVULGAÇÃO

Este POP é divulgado e disponibilizado através do Programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais do Instituto Federal de Alagoas para entidades de fiscalização e controle ambiental, a exemplo do comitê de bacias hidrográficas, instituto do meio ambiente, secretarias municipais e estaduais de meio ambiente, secretarias de recursos hídricos e demais órgãos de meio ambiente.