



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE ÁGUA DOCE E PESCA
INTERIOR – PPG BADPI

**EFEITOS DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL SOBRE RELAÇÕES PARASITO-
HOSPEDEIRO EM RIACHOS URBANOS NA CIDADE DE MANAUS/AMAZONAS**

ELINE SOUZA GOMES

Manaus

Setembro de 2020

ELINE SOUZA GOMES

**EFEITOS DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL SOBRE RELAÇÕES PARASITO-
HOSPEDEIRO EM RIACHOS URBANOS NA CIDADE DE MANAUS/AMAZONAS**

Orientador: Dr. Jansen Zuanon

Colaboradora: Msc. Camila Saraiva dos Anjos

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

Manaus
Setembro de 2022

RELAÇÃO DE BANCA JULGADORA

Dr. Ricardo Massato Takemoto (UEM)

Dra. Cristhiana Paula Röpke (INPA)

Dra. Eloá Arévalo Gomes Fraga (UEA – Tefé)

FIC HA CATALOGRÁFICA

Catálogo na Publicação (CIP-Brasil)

G633e Gomes, Eline Souza ▾
Efeitos da degradação ambiental sobre relações parasito-
hospedeiro em riachos urbanos na cidade de Manaus / Amazonas
/ Eline Souza Gomes; orientador: Jansen Zuanon; coorientadora Camila
Saraiva dos Anjos. - Manaus:[s. 1.], 2023.

3,0 MB
55 p. : il. color.

Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce
E Pesca Interior) - Coordenação do Programa de Pós-Graduação, INPA,
2023.

1. Degradação ambiental. 2. Parasito-hospedeiro. I. Zuanon, Jansen. II.
Camila Saraiva dos Anjos. III. Título.

CDD 595.429

Agradecimentos

Agradeço a Deus criador de tudo o que existe.

Agradeço imensamente a todas as pessoas que participaram da elaboração deste trabalho, muitas pessoas foram envolvidas e sem elas eu não teria conseguido.

Ao meu orientador Jansen, por todo apoio e contribuições na minha formação e na dissertação.

A Camila pelo apoio na identificação dos parasitos, e contribuições na escrita da dissertação.

Aos coletores de peixes e variáveis ambientais Hélio e Paula Guarido, e novamente ao Hélio Beltrão, André Martins, e Eduardo Gomes pelas coletas adicionais de última hora.

Ao Gustavo Spanner, Fabiano Emmert, Sérgio Santorelli e Tiago Pires, Franciele Cristina, Bárbara Mascarenhas, Gilvan Costa, Gabriel Borba e Alany Pedrosa por várias contribuições de suporte técnico a esta pesquisa, agradeço a existência de vocês e a disposição para ajudar.

Ao professor Edinaldo Nelson por ter disponibilizado o uso de equipamentos do laboratório de Plâncton.

À Coordenação do curso e Inpa pela oportunidade de aprendizado e formação,

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa.

RESUMO

A degradação ambiental afeta negativamente uma enorme variedade de habitats e organismos, geralmente resultando em perda de biodiversidade, de relações ecológicas e até de serviços ecossistêmicos. Peixes têm sido vítimas da degradação ambiental resultante da perda ou alteração da vegetação ripária e da poluição da água em todo o mundo, principalmente em rios e riachos presentes em ambientes urbanizados. Entretanto, esses organismos são hospedeiros de uma rica fauna de parasitos que pode até superar o número de espécies de hospedeiros, amplificando os efeitos potenciais da perda de biodiversidade aquática resultante da degradação ambiental. Ainda, tais efeitos podem ser intensificados por interações com espécies não nativas, tanto por competição direta quanto pela possibilidade de introdução de parasitos. Diante deste cenário, o objetivo principal deste estudo foi avaliar como a degradação ambiental afeta as comunidades endoparasíticas de peixes em 26 riachos localizados em uma grande área urbanizada na Amazônia Central brasileira. Foram analisados 827 peixes pertencentes a 41 espécies (nativas e não nativas), ao longo de um gradiente de degradação ambiental. Uma maior diversidade de parasitos foi encontrada em peixes nativos (17 espécies endoparasitas, em 15 espécies de peixes) do que em peixes não-nativos (6 espécies de endoparasitos em 7 espécies de peixes). Os endoparasitos representaram quatro grandes grupos: Digenea (55,3%; n=948), Nematoda (42,7%; n=732), Acanthocephala (1,5%; n=26) e Pentastomida (0,3%; n=6), totalizando 21 morfoespécies endoparasíticas em 21 espécies de peixes hospedeiros. O efeito combinado do aumento da degradação ambiental e da diminuição na diversidade de peixes hospedeiros impactam negativamente as comunidades endoparasíticas, causando perda de diversidade e riqueza de espécies. Não observamos diferenças na abundância e riqueza de parasitos entre peixes nativos e não nativos, o que pode ser devido à entrada relativamente recente dessas espécies de peixes não nativas em alguns riachos degradados. Entretanto, o avanço das espécies não nativas em direção a ambientes mais íntegros pode favorecer a dispersão e a probabilidade de disseminação de novos parasitos para espécies nativas, ameaçando ainda mais a biodiversidade em riachos de terra firme.

Palavras-chave: comunidade parasitária, peixes exóticos, diversidade de parasitos, igarapés

ABSTRACT

Environmental degradation negatively affects a huge variety of habitats and organisms, usually resulting in the loss of biodiversity, ecological relationships and even ecosystem services. Fish have been victims of environmental degradation resulting from the loss or alteration of riparian habitats and water pollution worldwide, especially in rivers and streams in urbanized environments. However, these organisms are host to a rich parasitic fauna that may even surpass the number of host fish species, amplifying the potential effects of aquatic biodiversity loss resulting from environmental degradation. Moreover, the effects of the degradation of aquatic environments can be intensified by interactions with non-native species, present in altered environments. Given this scenario, the main objective of this study is to evaluate how environmental degradation affects endoparasitic fish communities in 26 streams located in a large urbanized area in the Brazilian Central Amazon. 827 fish belonging to 41 species, including native and non-native species, were analyzed along an environmental degradation gradient. A greater diversity of parasites was found in native fish (17 species of endoparasites, in 15 species of fish) than in non-native fish (6 species of endoparasites in 7 species of fish). Endoparasites represented four large groups: Digenea (55.3%; $n = 948$), Nematoda (42.7%; $n = 732$), Acanthocephala (1.5%; $n = 26$) and Pentastomida (0.3%; $n = 6$), totaling 21 endoparasitic morphospecies in 21 host fish species. We found that the combined effect of increased environmental degradation and decreased diversity of host fish negatively impact endoparasitic communities, causing loss of diversity and richness of parasite species. We did not observe differences in parasite abundance and richness between native and non-native fish, which may be due to the relatively recent entry of these non-native fish species in some degraded streams. However, the advance of non-native species to undisturbed environments has the potential to increase parasite dispersion and probability of disseminating new parasites to native fish, further threatening biodiversity in upland streams.

Keywords: parasitic community, exotic fish, diversity of parasites, streams

Sumário

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVO ESPECIFICO	3
Capítulo 1	4
Introdução	5
Material e métodos	16
Área de estudo.....	16
Coleta dos peixes.....	18
Características ambientais dos riachos.....	19
Identificação dos parasitas.....	20
Análise dos dados	21
Resultados.....	22
Características ambientais dos riachos amostrados.....	22
Relação parasito-hospedeiro	25
Discussão.....	35
Conclusão.....	39
Referências	39
Material suplementar.....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características ambientais mensuradas e descritores utilizados nas análises de Modelos Lineares Generalizados para representar o gradiente de degradação ambiental (PCA) e composição das espécies endoparasitas (NMDS) em 26 riachos do município de Manaus, Am.....	15
Tabela 2. Abundância de peixes hospedeiros e das respectivas espécies de endoparasitos em 26 riachos no município de Manaus, Am	17
Tabela 3. Número e riqueza de hospedeiros (nativos e não nativos) analisados, composição, riqueza e abundância de parasitos encontrados em 26 riachos estudados no município de Manaus, Am.....	20
Tabela 4. Resultados das análises dos modelos lineares (GLMs) para as variáveis resposta diversidade, riqueza e composição de espécies de endoparasitos de peixes em 26 riachos com diferentes graus de degradação ambiental (desde prístinos até extremamente degradados) no município de Manaus, Am.....	24

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Área de estudo contendo uma vista parcial da área urbana de Manaus (em lilás) e da Reserva Ducke, e a localização dos riachos amostrados. Os símbolos representam as bacias de drenagem e a escala de cores representa o gradiente de degradação ambiental dos riachos amostrados, baseado em uma análise prévia (PCA) realizada a partir dos parâmetros ambientais mensurados localmente.....10
- Figura 2.** Análise de Componentes Principais (PC1 e PC2) mostrando as projeções das variáveis estruturais e limnológicas dos riachos e suas respectivas ordenações em um gradiente de degradação ambiental composto por 26 riachos do Município de Manaus, AM.
.....16
- Figura 3.** Presença de parasitos em riachos do município de Manaus, AM. As colunas representam as espécies de peixes que continham pelo menos um endoparasito e as linhas representam as diferentes espécies de endoparasitos encontradas em cada hospedeiro.
.....19
- Figura 4.** Presença de endoparasitos de peixes amostrados em 26 riachos no município de Manaus, ordenados utilizando dados de presença/ausência em um gradiente de degradação ambiental representado por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA 1).
..... 21
- Figura 5.** Efeito da diversidade de peixes e do gradiente de degradação ambiental sobre a diversidade (H'), riqueza e composição de endoparasitos em 26 riachos em diferentes graus de degradação no município de Manaus, Am.....22
- Figura 6.** A- Riqueza média; B- Abundância média de endoparasitos em peixes nativos e não nativos (n=38) estudados em riachos em diferentes graus de degradação na cidade de Manaus, Am.....23

1. INTRODUÇÃO GERAL

Distúrbios ambientais antropogênicos tais como desmatamento, represamentos parciais ou totais, lançamento de efluentes domésticos e industriais, escoamento de águas urbanas superficiais e resíduos de atividades agropecuárias, são alguns dos principais fatores que afetam ambientes de riachos (Zuanon et al., 2015; Leitão et al., 2018). Um fenômeno frequentemente associado às alterações antropogênicas em ambientes aquáticos é a entrada de espécies não nativas de peixes, conhecido também como “spillover” (Light & Marchetti, 2007; Clavero et al., 2013). Outra situação, comumente chamada de “spillback”, ocorre quando as espécies não nativas adquirem parasitos de hospedeiros nativos e atuam como reservatórios competentes e, conseqüentemente, amplificadores de infecções, através da abundância de parasitos (Kelly, Paterson, Townsend, Poulin, & Tompkins, 2009).

Dentre as principais causas que figuram a perda de biodiversidade de peixes (Moyle & Leidy, 1992; Beltrão et al., 2018) e de invertebrados (Cleto Filho & Walker, 2001). Estes organismos atuam como importantes hospedeiros (intermediários ou definitivos) de uma ampla variedade de parasitos (Thatcher, 2006). Considerando que hospedeiros podem ter parasitos específicos, comunidades com maior diversidade de hospedeiros podem apresentar alta diversidade de parasitos (Hudson; Dobson & Lafferty, 2006). Desta forma, a perda de hospedeiros pode causar fortes efeitos negativos sobre a fauna dependente desses organismos, como é o caso de endoparasitos (Lafferty, 1997).

Esses organismos apresentam ciclo de vida complexo e dependem de pelo menos um hospedeiro intermediário, bem como de relações alimentares do tipo predador-presa para completar o ciclo de vida (Marcogliese, 2003), o que pode ser drasticamente afetado por alterações no ambiente aquático. Além disso, a poluição da água afeta diretamente estágios parasitários de vida livre, tais como larvas (Lafferty, 1997), o que pode comprometer ainda mais as populações de endoparasitos nativos.

A Amazônia é conhecida por sua exuberante biodiversidade e grande percentual de área ainda preservada no Brasil (66,1%) (Miranda, 2018). Entretanto, diversos tipos de intervenções antrópicas ameaçam a região, como desmatamento, queimadas e avanço de fronteiras agrícolas (Lobão; Lima & Staduto, 2018). Mais especificamente, em grandes áreas urbanas uma das ameaças mais evidentes é a poluição de pequenos riachos que constituem a malha hídrica local,

como é o caso de Manaus, o maior centro urbano do estado do Amazonas, com mais de 2 milhões de habitantes (Melo et al., 2018). A crescente pressão antrópica sobre os pequenos riachos que tem acompanhado o crescimento populacional em Manaus se manifesta na forma de desmatamento, lançamentos de esgoto doméstico e de resíduos de atividades agroindustriais, que têm causado a degradação desses ambientes e perda de biodiversidade (Martins; Couceiro; Melo; Moreira & Hamada, 2017; Beltrão; Magalhães; Costa; Loebens & Yamamoto, 2018).

Entender as alterações nas relações complexas entre parasitos e hospedeiros nos ambientes em mudança representa um grande desafio atual nos estudos sobre impactos ambientais e interações ecológicas (Fenton et al., 2015; Cable et al., 2017; Wood et al., 2018), em função do cenário de rápida alteração de habitats e seus efeitos diretos e indiretos na biodiversidade (Dirzo et al., 2014; Artaxo, 2014). Parasitos são bons modelos para estudos ecológicos (Holmes, 1987) e o estudo das relações parasito-hospedeiro pode ajudar a compreender como a degradação afeta a diversidade desses organismos e suas interações ecológicas, refletindo a saúde do ecossistema (Hudson et al, 2006; Timi & Poulin, 2020).

Ainda, o estudo buscou avaliar se há diferenças na riqueza e abundância de endoparasitos em hospedeiros nativos e não nativos. Os resultados da presente dissertação são apresentados a seguir, na forma de um manuscrito científico que será submetido à revista *Journal of Applied Ecology*.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Verificar como a degradação ambiental afeta as relações entre endoparasitos e os peixes hospedeiros em riachos de terra firme na Amazônia Central.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar se há relação entre a diversidade (Shannon H') de peixes hospedeiros e de endoparasitos em riachos de terra firme.

- Verificar se a riqueza (n° de espécies) e a diversidade (H') de endoparasitos de peixes diminuem com o aumento da degradação ambiental dos riachos.
- Avaliar se a composição de endoparasitos de peixes muda com a degradação ambiental (PCA) em riachos.
- Verificar se a riqueza e abundância de endoparasitos diferem entre peixes nativos e não nativos em riachos.

Capítulo 1

Gomes, E. S. et al. 2020. Efeitos da degradação ambiental sobre relações parasito-hospedeiro em riachos urbanos na amazônia.

Manuscrito a ser submetido para o periódico *Journal of Applied Ecology*.

Efeitos da degradação ambiental sobre as relações parasito-hospedeiro em riachos urbanos na cidade de Manaus/Amazonas

Autores

^{1*} Eline Souza Gomes, ¹ Camila Saraiva dos Anjos, ¹ Paula Carolina Paes Guarido, ² Hélio Daniel Beltrão dos Anjos, ^{1,2,3} Jansen Zuanon

Afiliação institucional:

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ciências pesqueiras nos Trópicos, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, Brasil.

³ Coordenação de Biodiversidade, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brasil.

*Autor correspondente

Introdução

Ecossistemas de riachos e as assembleias de espécies locais são fortemente influenciados pela qualidade e complexidade do habitat, que é influenciada pela paisagem circundante (Allan, 2004). Distúrbios antropogênicos como desmatamento, exploração florestal, atividades agropecuárias, lançamento de efluentes domésticos e industriais, escoamento de águas superficiais são os principais fatores que afetam ambientes de riachos (Lafferty, 1997; Laurance, Vasconcelos & Lovejoy, 2000; Strayer et al., 2003; Allan, 2004; Townsend, Uhlmann & Matthaei, 2008; Jordan, Ghulam & Hartling, 2014; Zuanon, Mendonça, Espírito-Santo, Galuch & Akama, 2015; Prudente, Pompeu, Juen & Montag, 2017).

Outro fenômeno importante associado à degradação de riachos é a entrada de espécies não nativas (Scott & Helfman, 2001; McCormick, Contreras & Johnson, 2010; Hermoso, Clavero, Blanco-Garrido & Prenda, 2011; Zuanon et al., 2015). Dependendo de fatores inerentes às características biológicas da espécie não nativa, das condições bióticas e ambientais locais, essa entrada pode resultar em um processo de invasão biológica (Perkins, Leger &

Nowak, 2011). A entrada e eventual sucesso de invasão dessas espécies aumenta a chance de ocorrência de um fenômeno conhecido como homogeneização biótica, onde um número pequeno de espécies mais resistentes se tornam abundantes e predominam nas assembleias (Townsend, Begon, Harper, 2009).

Peixes não nativos podem trazer consigo seus parasitos e estes podem se estabelecer no novo ambiente infectando espécies nativas (Hedrick, Kim, & Parker, 2001), fenômeno conhecido como “spillover” (Dunn & Hatcher, 2015), ou podem adquirir parasitos dos hospedeiros nativos, o “spillback” e atuar como reservatórios competentes e, conseqüentemente, amplificadores de infecção, aumentando a abundância de parasitos (Kelly et al., 2009; Young, Parker, Gilbert, Guerra, & Nunn, 2017).

Tais fenômenos podem ser influenciados pela sazonalidade, pelo estágio do processo de invasão biológica do novo parasito e pela presença de espécies com características biológicas adequadas para atuarem como hospedeiros (Stuart et al., 2020). As espécies invasoras podem ser mais tolerantes a diversos estressores ambientais como temperatura (Zerebecki & Sorte, 2011; Drouillard et al., 2018), variações de pH, sólidos em suspensão (Nyanti et al., 2018) e condições de hipóxia (Schofield, Loftus & Brown, 2007). Neste sentido, é importante identificar adequadamente os mecanismos subjacentes ao processo de invasão, o que pode colaborar para reduzir a abundância e propagação de espécies invasoras, além de seus impactos nas comunidades nativas (Roznik, Surbaugh, Cano & Rohr, 2020).

Alterações ambientais e perda de habitats também são as principais causas de perda de biodiversidade de peixes (Moyle & Leidy, 1992; Hermoso, Clavero, Blanco-Garrido, & Prenda, 2011; Beltrão, Magalhães, Costa, Loebens, & Yamamoto, 2018). Essa perda ictiofaunística é um importante problema ecológico por si mesma, mas também tem reflexos sobre a diversidade do parasito associado. Cada espécie de peixe conta com uma fauna parasitária que a explora de acordo com suas características biológicas específicas, garantindo a transmissão, sobrevivência e manutenção de populações viáveis desses parasitos (Olsen, 1974; Timi & Poulin, 2020). Em alguns casos os parasitos também utilizam invertebrados em seu ciclo de vida, que atuam como hospedeiros intermediários ou definitivos (Loreau, Roy & Tilman, 2005; Thatcher, 2006; Libersat, Kaiser, & Emanuel, 2018) e estes, assim como os peixes hospedeiros, são afetados pelas alterações ambientais (Poulin, 1992; Cleto Filho & Walker, 2001). Logo, os efeitos dos

estressores ambientais nas comunidades de parasitos podem ser tanto positivos, quando aumentam a quantidade de parasitos (por exemplo, em ambientes eutrofizados), quanto negativos, quando causam a sua redução (e.g. poluição por metais pesados), variando entre os grupos de parasitos e a forma de influência (Lacerda et al., 2017).

A poluição tem potencial de influenciar o ciclo de vida dos parasitos de forma direta, quando atinge parasitos monoxênicos e/ou estágios de vida livre (larvas) de heteroxênicos; ou indiretamente, alterando a densidade populacional de hospedeiros intermediários ou definitivos (Poulin, 1992; Lafferty 1997; Lacerda et al., 2017). Ectoparasitos podem ser afetados diretamente por alterações ambientais, sofrendo danos como consequência da maior exposição direta a poluentes (Gheorghiu, Cable, Marcogliese & Scott, 2007). Considera-se que estes organismos apresentam maior resistência às modificações ambientais por já lidarem ao longo do seu curso evolutivo com variações ambientais diretas (Mackenzie, 1999). Por outro lado, endoparasitos apresentam delicados estágios de vida livre susceptíveis a alterações ambientais (Mackenzie, 1999). Apesar de em determinadas fases do seu ciclo estarem protegidos no interior do hospedeiro, endoparasitos apresentam ciclos de vida complexos e, assim, têm pelo menos uma fase em contato direto com a água, logo após a eclosão do ovo, que pode ser afetada negativamente devido a condições adversas do ambiente (Evans, 1982; Pietrock et al., 2001; Pietrock et al., 2002).

Apesar das alterações ambientais acarretarem efeitos nos hospedeiros e parasitos, existem evidências divergentes sobre a força e direção da influência dessas alterações na diversidade, prevalência e composição de espécies parasitas para diferentes ambientes, grupo hospedeiro e tipo de parasitismo (ecto ou endoparasitismo). Por exemplo, diante de distúrbios antropogênicos, a diversidade de parasitos pode ser maior (Hernandez, Bunnell, & Sukhdeo, 2007) ou menor (Chapman, Marcogliese, Suski, & Cooke, 2015). O percentual de hospedeiros infectados pode ser maior em ambientes alterados (Young et al., 2015) ou não variar entre ambientes (Rakotoniaina et al., 2016) e a composição de espécies de parasitos pode se manter semelhante entre ambientes perturbados e preservados (Aguiar, Toledo, Anjos, & Silva, 2015).

Apesar dessas divergências, de maneira geral os estressores ambientais diminuem a saúde dos peixes hospedeiros e favorecem o estabelecimento de parasitos (Lehtinen, Notini, & Landner, 1984; Masud, Ellison & Cable 2019). Alterações de pH, bem como despejo de

poluentes na água têm o potencial de afetar negativamente a higidez dos peixes, danificando estruturas como olhos, brânquias, esôfago, tegumento (Daye & Garside, 1976) e fígado (Lehtinen, Notini, & Landner, 1984). Da mesma maneira, a diminuição na concentração de oxigênio dissolvido também acarreta prejuízos (Tawwab, Monier, Hoseinifar & Faggio, 2019), podendo resultar em níveis maiores de infecção. Águas mais ricas em nutrientes, como é o caso de riachos que recebem esgoto doméstico, podem apresentar aumento na produtividade biológica e aumentar a abundância de hospedeiros intermediários e, conseqüentemente, de seus parasitos (Bhatnagar & Devi, 2013). A maior temperatura da água pode beneficiar os parasitos que têm sua maturação acelerada em águas mais quentes e favorecem a proliferação e liberação dos estágios infectantes (Franke et al., 2017), ao mesmo tempo em que variações na temperatura são responsáveis por prejudicar o sistema imune dos peixes (Ainsworth et al., 1991) e aumentar a vulnerabilidade ao parasitismo (Costa & Val, 2020).

Considerando que parasitos são bons modelos para estudos ecológicos (Holmes, 1987) e que a inclusão desses organismos em pesquisas acarreta em conclusões mais confiáveis sobre a integridade ecológica de populações e comunidades de peixes (Timi & Poulin, 2020), este estudo teve como objetivo testar a hipótese de que a degradação ambiental em riachos de terra firme na Amazônia Central afeta a estrutura e composição de endoparasitos de peixes.

Fizemos as seguintes predições: (1) quanto maior a diversidade de peixes em um riacho, maior será a diversidade local de endoparasitos; (2) quanto maior a degradação ambiental do riacho, menores serão os valores de riqueza e diversidade de endoparasitos; (3) a composição de endoparasitos varia em função do grau de degradação ambiental do riacho; e (4) a riqueza e abundância de endoparasitos serão maiores em peixes nativos do que em não nativos.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo incluiu desde riachos prístinos em áreas de floresta primária, até riachos fortemente degradados em ambientes urbanizados. Desta forma, foi realizado em 26 riachos de 2ª ordem localizados no Município de Manaus, AM, os quais fazem parte de cinco microbacias de drenagem: Lago do Aleixo (2), Rio Puraquequara (2), Rio Tarumã-açu (7), Igarapé do Mindu (7) e Igarapé do Quarenta (8) (Fig. 1). A região de Manaus apresenta clima do tipo Af (tropical-A, sem estação seca-f) com temperatura média anual de 26,7 °C, precipitação anual de 2.420

mm sendo agosto o mês mais seco, quando a precipitação mensal é de cerca de 80 mm (Alvares, Stape, & Sentelhas, 2014). Manaus é uma cidade intensamente urbanizada e permeada por numerosos riachos que constituem divisores naturais de muitos bairros (Macena & Costa, 2012). Os riachos foram escolhidos para serem amostrados de forma a abranger quatro tipos principais de situação: i) riachos com mata ripária prístina, dossel fechado, águas transparentes e sem indícios de perturbações antrópicas; ii) riachos com algum tipo de alteração estrutural, mas preservando características naturais; iii) riachos com níveis iniciais de antropização mas não completamente descaracterizados e; iv) riachos totalmente descaracterizados, com a floresta ripária desmatada, canal assoreado e com fortes indicativos de poluição da água, como mau cheiro, elevada turbidez, e presença de lixo (Guarido, 2014).

A bacia do Mindu tem sua nascente localizada próximo à Reserva Florestal Adolpho Ducke, mas se configura como uma bacia urbanizada, com trechos assoreados, ausência de floresta ripária e presença de lixo em quase toda sua extensão, devido à ocupação desordenada de suas margens (Cassiano & Costa 2012). A bacia do Quarenta nasce em área de reserva e tem, portanto, águas e mata ripária preservadas, no entanto também apresenta lançamentos de resíduos sólidos e de esgoto doméstico, sanitário e de água pluvial sem tratamento, oriundos de ocupação desordenada intensa (Oliveira & Rabelo 2010), além disso, apresenta uma concentração das atividades industriais de Manaus, referentes ao Distrito Industrial. As bacias do Tarumã-Açu e Puraquequara são maiores presentes na cidade de Manaus, apresentando áreas superiores a 1.000 Km² (Costa, Silva & Silva, 2013). Boa parte da bacia do Puraquequara apresenta características estruturais alteradas devido à ocupação urbana, desmatamento e presença de indústrias (Miranda, 2017). A Bacia do Tarumã-Açu tem parte de sua nascente na Reserva Ducke e é considerada preservada com presença da floresta primária, já as porções fora da reserva, em contato com áreas urbanas desmatadas são afetadas pelo despejo de esgoto doméstico, atividades agro-industriais e aporte de metais pesados oriundos de um aterro sanitário (Santos et al., 2006; Santana & Barroncas, 2007). A bacia do Lago do Aleixo é intensamente povoada, tanto por meio de invasões quanto por bairros planejados, ocasionando forte pressão antrópica, através da retirada da floresta nativa e exposição das encostas a processos erosivos (Barbosa, 2013).

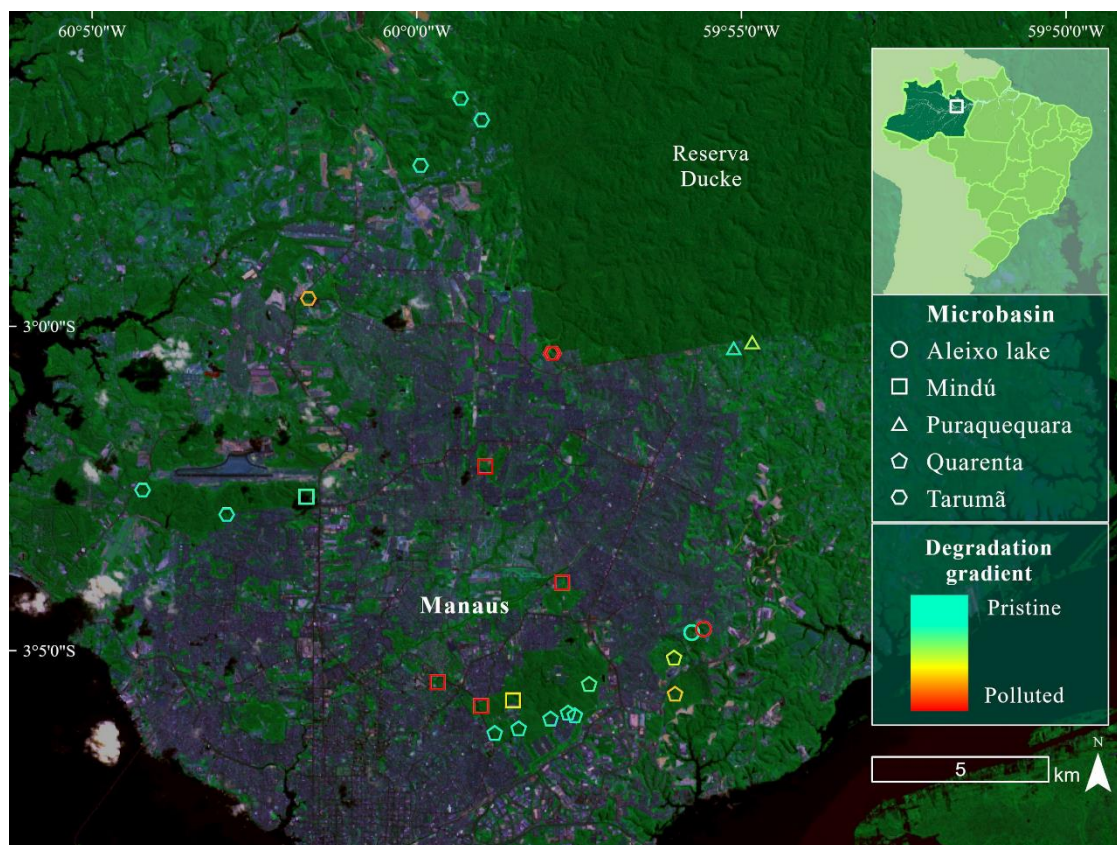


Figura 1: Área de estudo contendo uma vista parcial da área urbana de Manaus (em lilás) e da Reserva Ducke, e a localização dos riachos amostrados. Os símbolos representam as bacias de drenagem e a escala de cores representa o gradiente de degradação ambiental dos riachos amostrados, baseado em uma análise prévia (PCA) realizada a partir dos parâmetros ambientais mensurados localmente.

Coleta dos peixes

Foram amostrados 26 igarapés de segunda ordem (segundo a escala de Strahler, modificada por Petts, 1994) na área do município de Manaus, Amazonas no período de 18 fevereiro a junho de 2013, correspondendo ao período chuvoso na região. Foram amostrados nove pequenos igarapés da bacia de drenagem do igarapé do Mindu, 10 da bacia do igarapé do Quarenta, e nove da bacia do Igarapé Tarumã. Os pontos foram escolhidos de forma a abranger a maior variação ambiental possível em cada microbacia, desde igarapés íntegros até aqueles completamente descaracterizados, onde a floresta ripária havia sido totalmente destruída e a água apresentava sinais óbvios de forte poluição.

Foi realizado o esforço de coleta do tipo padronizado na captura dos peixes, no qual participaram três coletores em cada trecho de 50m de igarapé, fazendo uso de peneiras, puçás, malhadeiras e redes de cerco por cerca de duas horas. Os peixes coletados foram

acondicionados em sacos plásticos, sacrificados com uso de solução anestésica (Eugenol) e posteriormente fixados em solução de formalina 10%.

Em laboratório, os peixes foram separados por amostra em potes de vidro e conservados em álcool 70%. Cada exemplar foi identificado ao menor nível taxonômico com uso de chaves de identificação e literatura científica (e.g. Kullander, 1983; Graça, 2008; Zuanon et al., 2015, Van der Sleen et al., 2018) e foram medidos seu peso (g) e comprimento padrão (mm).

Além disso, contamos com o auxílio de especialistas do Laboratório de Sistemática e Ecologia de Peixes do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. As coletas dos peixes e a mensuração das características ambientais seguiram o protocolo do Projeto Igarapés (<http://www.igarapes.bio.br/>). Um trecho de 50 metros de cada igarapé foi demarcado, onde foram feitas as medições dos parâmetros estruturais, limnológicos e a amostragem da ictiofauna (q.v. Mendonça et al., 2005).

Os bancos de dados do Projeto Igarapés, referentes às variáveis utilizadas para representar as estratégias de vida das espécies de peixes. Foram determinadas as seguintes características de cada espécie: estratégia reprodutiva (equilíbrio, oportunista ou periódica), táticas reprodutivas (fecundidade estimada, representada pela quantidade de ovócitos por lote desovante; tamanho máximo adulto), categoria trófica (carnívoro, detritívoro insetívoro alóctone, insetívoro autóctone, insetívoro geral, invertívoro, onívoro, perifitívoro, piscívoro), posição ocupada na coluna d'água (bentônico, nectobentônico, nectônico de meia água e nectônico de superfície) e capacidade de respiração aérea.

Características ambientais dos riachos

Foram medidos oito parâmetros limnológicos, são eles: pH, temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, amônia, nitrato, nitrito e fósforo), bem como cinco parâmetros estruturais, como a abertura do dossel sobre o leito do igarapé, velocidade da correnteza, largura e profundidade do canal do igarapé, e composição do substrato. Esse último foi classificado em oito tipos: liteira, pedra, areia, raiz, tronco, argila, macrófita e lixo.

Os parâmetros pH, temperatura (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) foram medidos com uso de aparelhos eletrônicos multiparamétricos. A largura do canal foi medida com trena em três seções (início, meio e fim do trecho de 50 m); a

profundidade e o substrato foram medidos nesses mesmos locais, a partir de sondagens verticais a cada 10 cm, com um bastão graduado. A composição do substrato foi representada pela quantidade de vezes que cada tipo (liteira, pedra, areia, raiz, tronco, argila, macrófita e lixo) apareceu em cada igarapé, posteriormente transformado em porcentagem. A velocidade da corrente (m/s) foi determinada utilizando o tempo de deslocamento de um objeto flutuante por uma distância de 1 m.

A abertura média do dossel foi estimada através de fotografias com câmera digital (lente equivalente a 28 mm) posicionada na altura do peito e com a lente voltada para cima. As imagens foram analisadas com uso de programa de computador, conforme a metodologia usada por Engelbrecht & Herz (2001), na qual a imagem original é convertida em preto e branco e a abertura do dossel é dada pela proporção de pixels brancos.

Todos os parâmetros foram medidos em triplicata, no início, meio e final do trecho de 50 m do igarapé, e os dados finais foram representados pelas médias dessas três mensurações.

O nitrato, amônia, nitrito e fósforo dissolvidos, foram mensurados através de amostras de água em cada um dos 26 igarapés. A amostra foi acondicionada em potes plásticos herméticos e analisada no mesmo dia no Laboratório de Fisiologia Aplicada à Piscicultura do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). A concentração de nitrato foi determinada segundo as técnicas descritas por Golterman et al. (1978). As concentrações de amônia total ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) e nitrito (NO_2) foram realizadas de acordo com as recomendações de Boyd & Tucker (1992). Os valores de absorvância foram obtidos usando um espectrofotômetro BIOPLUS 2000. O fósforo foi determinado pelo método do ácido ascórbico, segundo Golterman (1970).

Identificação dos endoparasitos

Para a realização do presente estudo, analisamos exemplares de peixes coletados em 2014, o que impediu a análise da fauna de ectoparasitos, pois eles provavelmente foram perdidos durante o processo de preservação; neste sentido, decidimos analisar apenas a fauna endoparasítica dos peixes coletados. Do total de peixes coletados nos 26 riachos amostrados ($N= 5.536$), 670 exemplares pertencentes a 48 espécies, sete Ordens e 13 Famílias. Desse total de espécies, 32 eram nativas, 11 foram consideradas alóctones, e cinco espécies eram não nativas.

Por razão da baixa abundância de algumas das espécies de peixes não nativas nas amostragens padronizadas (*Ctenobrycon spilurus*, *Astyanax bimaculatus*, *Danio rerio*, *Xiphophorus helleri*, *Xiphophorus maculatus*, *Oreochromis niloticus*, *Hoplosternum littorale*, *Pterophyllum leopoldi*), incluímos 147 peixes obtidos em coletas adicionais realizadas em sete riachos (riachos 1, 33, 35, 41, 50, 58, 59) e uma coleta (Tabela suplementar 1), totalizando 817 peixes necropsiados. Para fins de análise da origem e similaridade da endoparasitofauna, os peixes hospedeiros foram classificados em nativos (30 espécies e 494 exemplares) ou não nativos - incluindo tanto espécies de peixes amazônicos que não ocorrem naturalmente em pequenos riachos de terra firme, quanto espécies oriundas de bacias hidrográficas de outros biomas ou continentes (12 espécies e 323 exemplares).

Realizamos os mesmos procedimentos com os peixes capturados em riachos adicionais expondo os órgãos internos, os quais foram separados e analisados sob estereomicroscópio. Todos os parasitos encontrados foram coletados, separados, contados e fixados em álcool 70%. Para identificação, os trematódeos e acantocéfalos foram corados em solução de Carmim Alcoólico Clorídrico (0,5%) e montados em Bálsamo do Canadá (Amato et al., 1991). Os nematódeos e pentastomídeos foram mantidos entre lâmina e lamínula e imersos em glicerina P.A. até a completa clarificação, de forma a permitir a observação das estruturas internas e detalhes da extremidade anterior. Inicialmente separamos os parasitos em morfotipos representados por siglas (sp.n°), com base em caracteres morfológicos externos e anatômicos. Posteriormente identificamos cada morfotipo até o menor nível taxonômico possível com uso de chaves taxonômicas (Travassos et al. 1969; Moravec, 1998; Thatcher 1993; 2006). As amostras de alguns morfotipos não puderam ser identificadas até níveis taxonômicos mais específicos (morfoespécie, gênero ou família) por estarem danificadas, e foram nomeadas da melhor forma possível (e.g. Digenea-1).

Análise dos dados

Em função da elevada quantidade de variáveis ambientais utilizadas para caracterizar os riachos amostrados, realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) para gerar uma variável sumarizando a qualidade ambiental dos riachos (PCA_{amb}) (Figura suplementar 1). As características da ictiofauna e da endoparasitofauna de cada riacho foram representadas pela riqueza (número de espécies), abundância (número de endoparasitos em cada peixe) diversidade

de Shannon-Wiener (Krebs, 1989) e composição de espécies. Para minimizar o efeito do número de hospedeiros analisados sobre a probabilidade de registro de espécies de parasitos, a riqueza foi obtida pelo número de espécies de parasitos encontradas em no máximo 30 peixes em cada um dos 26 riachos, com exceção de quatro riachos #7, #9, #10, #21 (tabela 1), onde havia menos que 30 exemplares de peixes disponíveis para análise. Para representar a endoparasitofauna em cada riacho, realizamos uma ordenação por meio de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) em uma dimensão utilizando dados de presença/ausência dos endoparasitos. Após esses procedimentos iniciais, utilizamos três Modelos Lineares Generalizados (GLMs) tendo como variáveis-resposta a riqueza, diversidade e composição de espécies de endoparasitos nos riachos. Utilizamos como variáveis explanatórias da ictiofauna hospedeira (riqueza e diversidade de espécies e a condição ambiental dos riachos (PCA_{amb}), bem como a interação da variável ambiental com a variável ictiofaunística correspondente ($PCA_{amb} * riqueza, diversidade$).

Para verificar se houve diferença na riqueza e abundância de endoparasitos em peixes nativos e não nativos, agrupamos os dados de peixes de coletas padronizadas (26 riachos) com os de peixes não nativos das coletas adicionais (nos sete riachos mencionados anteriormente). Incluímos na análise somente espécies de peixes com abundâncias superiores a 10 indivíduos. Para verificar se a riqueza de espécies e abundância total de endoparasitos diferia entre peixes nativos e não nativos, aplicamos o teste Mann-Whitney. Para equilibrar o efeito da possível maior quantidade de espécies de endoparasitos entre os peixes hospedeiros nativos (30 espécies) do que os não nativos (12 espécies), realizamos um sorteio com base no número de espécies não nativas.

As análises estatísticas foram realizadas com uso do software R 3.6.1 (The R Foundation for Statistical Computing) e Past 3.26 (Paleontological Statistics software package for education and data analysis), com nível de significância $\alpha = 0.05$.

Resultados

Características ambientais dos riachos amostrados

Os riachos amostrados apresentaram ampla variação quanto a características limnológicas e estruturais (Fig. 2). Quanto às características limnológicas, riachos prístinos apresentaram água mais ácida, temperatura relativamente baixa, baixa condutividade, maiores

níveis de oxigênio dissolvido e menores concentrações de fósforo, amônia, nitrito e nitrato do que os riachos degradados (Tabela 1). Quanto às características estruturais dos riachos, a abertura de dossel variou desde muito pequena em riachos prístinos, até a quase ausência de cobertura do dossel em alguns dos riachos mais degradados; quanto à profundidade, os canais não apresentaram grandes diferenças entre riachos prístinos e degradados, enquanto que a velocidade da correnteza apresentou maiores valores em riachos prístinos, assim como a largura do canal (Tabela 1).

Tabela 1. Características ambientais mensuradas e descritores utilizados nas análises de Modelos Lineares Generalizados para representar a gradiente de degradação ambiental (PCA) e composição das espécies endoparasitas (NMDS) em 26 rios do município de Manaus, AM.

Riachos	pH	Temp. °C	Cond. (µS)	O2 (mg/L)	Fósf. (mg/L)	Amô. (mg/L)	Nit. (mg/L)	Nitra. (mg/L)	Dossel (%)	Vel. (m/s)	Largura (cm)	Prof. (cm)	Eixo PCA	Eixo NMDS
1	6.235	27.5	86.6	4.75	0.0305	0.495	0.0261	0.0095	13.54	7.244	121.67	5.107	-0.9651522	-709.619.733.300.319
2	4.826	25.2	11.133	5.033	0.0039	0.435	0.0099	0	9.12	8.711	231	17	19.989.782	-158.465.258.256.808
3	4.566	24.9	14.733	3.866	0.0007	0.334	0.0059	0.0001	25.21	7.533	110	6.035	12.768.429	720.556.943.799.326
4	4.333	25	14.9	5.533	0.0005	0.365	0.0063	0.0018	58.82	6.833	191.33	18.989	24.711.529	724.002.746.481.941
5	6.84	27	266.3	2	0.1684	1.925	0.0252	0.0001	28.67	2.288	173.33	13.62	-40.447.435	720.556.943.799.326
6	5.365	25	39	6.6	0.001	0.417	0.0536	0.0008	11.8	4.333	145.5	12	0.1640514	724.002.746.481.941
7	4.806	25.3	9.3	6.586	0.0014	0.015	0.01	0	13.67	9.455	131	10.543	19.119.467	726.304.688.850.713
8	5.343	25.5	10.3	5.026	0.0005	0.018	0.011	0.0001	12.94	5.844	96	10.543	0.8855512	726.304.688.850.713
9	4.666	25.27	10	6.05	0.0005	0.155	0.006	0.0015	11.43	4.111	260	14.283	20.635.902	726.304.688.850.712
10	4.863	25.63	9.6	7.36	0.0003	0.294	0.0032	0.001	16.87	8.777	132	11	19.665.207	-412.707.211.925.063
11	5.29	25.1	11	5.913	0.0003	0.339	0.0018	0.0001	16.39	4.888	133	9.666	12.085.584	-412.884.944.014.851
12	6.486	25.97	166	3.53	0.0247	3.396	0.047	0.0001	71.62	3.088	100.33	9.666	-24.502.653	-412.707.211.925.063
13	4.68	26.77	21	5.643	0.0004	0.322	0.0027	0.0115	17.4	12.425	103.33	6.15	16.116.959	568.259.261.646.495
14	4.936	25.2	10.3	4.643	0.0003	0.386	0.0036	0	11.92	11.388	117.33	11.285	18.043.046	567.896.967.139.616
15	4.763	26.83	50.6	3.65	0.0004	0.333	0.0045	0.0003	16.35	8.8	97.33	3.25	0.2631038	724.002.746.481.941
16	5.643	25.27	35	6.243	0.0007	0.322	0.0153	0.0046	11.15	5.511	117.33	7.827	0.8201234	726.304.688.850.712
17	6.756	27.13	266	1.24	0.0241	0.389	0.1027	0.0001	14.75	3.122	115.33	6.816	-38.982.628	56.807.811.439.306
18	6.663	28.53	223	1.346	0.1035	1.695	0.1346	0.0001	80.74	2.666	82	3.931	-58.721.736	724.002.746.481.941
19	4.753	26.67	43	5.263	0.0008	0.053	0.017	0.0096	13.64	7.377	132	8.2	0.9659617	727.720.833.150.968
20	5.013	25.4	19.6	1.543	0.0014	0.435	0.0104	0.0002	14.12	11.05	54.5	1.925	0.4209645	726.304.688.850.713
21	6.003	27.47	21.6	7.39	0.0005	0.049	0.014	0.0027	10.97	2.033	90.33	8.312	-0.3499039	726.304.688.850.712
22	6.08	26.3	68.6	4.443	0.0073	0.597	0.0815	0	17.57	1.377	73	8.312	-21.240.977	72.630.468.885.071
23	6.08	25.57	49.6	4.86	0.0077	1.628	0.0468	0.0006	14.72	9	184.5	10.06	0.088782	72.630.468.885.071
25	4.796	25.13	14.3	4.05	0.0062	0.44	0.009	0.0022	29.7	9.016	151	6.376	13.025.077	567.929.915.076.418
26	4.433	25.5	16.333	4.56	0.0023	0.427	0.009	0	14.13	8.5	210	13.166	18.952.058	720.556.943.799.326
28	4.343	25.13	7.32	5.866	0.0006	4.41	0.0036	0	16.48	3.922	114.67	9.466	0.5014326	724.002.746.481.941

Temp = temperatura; Cond = condutividade; Fósf. = Fósforo; Amô. = Amônia; Nit. = nitrito; Nitra. = nitrato; Vel. = Velocidade; Prof. = profundidade.

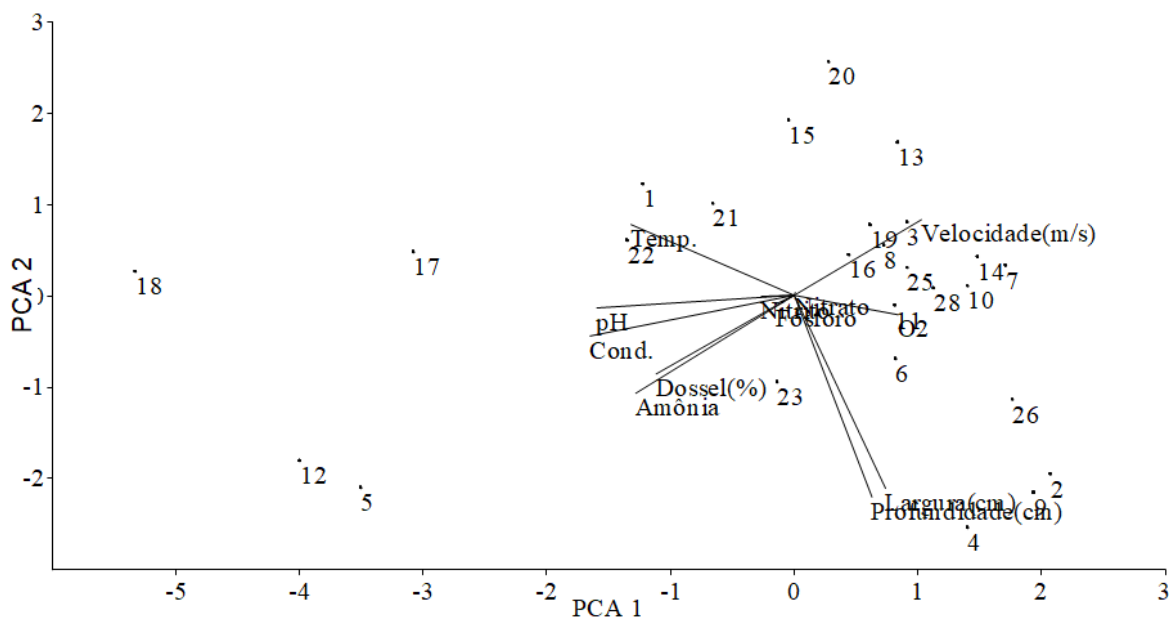


Figura 2. Análise de Componentes Principais (PC1 e PC2) mostrando as projeções das variáveis estruturais e limnológicas dos riachos e suas respectivas ordenações em um gradiente de degradação ambiental composto por 26 riachos no município de Manaus (Amazonas, Brasil).

Relações parasito-hospedeiro nos riachos

Dos 817 exemplares de peixes necropsiados, 127 (15,5%) estavam parasitados; destes, 89 (70%) eram peixes nativos e 38 (30%) não nativos. Encontramos 1.712 endoparasitos pertencentes a quatro grupos, Digenea (55,3%; n=948), Nematoda (42,7%; n=732) Acanthocephala (1,5%; n=26) e Pentastomida (0,3%; n=6), totalizando 21 espécies (morfoespécies) em 21 espécies de peixes. Dessas espécies, 17 foram encontradas em 15 espécies de peixes nativos e sete espécies de endoparasitos em seis espécies de peixes.

As maiores abundâncias parasitárias em um único indivíduo analisado foram encontradas em *Pyrrhulina aff. brevis* (1sp., 325), seguida de *Pterophyllum leopoldi* (1sp, 137) e *Crenicichla inpa* (3 spp., 124 total). A maior riqueza de endoparasitos por espécie de peixe hospedeiro foi encontrada no ciclídeo nativo *A. pallidus* (n=6) (Tabela 2).

Copella nattereri foi a única espécie hospedeira nativa com mais de 10 indivíduos analisados por riacho estudado que não apresentou parasitos, as demais espécies analisadas em que não foram encontrados parasitos tiveram abundâncias inferiores a 10 indivíduos. Dentre as

<i>Danio rerio</i> *	21			3		3	1
<i>Erythrinus erythrinus</i>	32	8	1 1	1		20	3
<i>Gymnotus aff. pedanopterus</i>	4					0	0
<i>Gymnotus coropinae</i>	1					0	0
<i>Hemigrammus aff. levis</i>	1					0	0
<i>Heros spurius</i>	3	2				2	1
<i>Hoplias malabaricus</i>	13			17	1	18	2
<i>Hoplosternum littorale</i> *	20					0	0
<i>Hyphessobrycon aff. melazonatus</i>	3					0	0
<i>Laetacara fulvipinnis</i> *	1					0	0
<i>Microcharacidium eleotrioides</i>	6					0	0
<i>Nannostomus marginatus</i>	44					0	0
<i>Oreochromis niloticus</i> *	39					0	0
<i>Poecilia reticulata</i> *	11 2		15 7			157	1
<i>Poecilocharax weitzmani</i>	11					0	0
<i>Pterophyllum leopoldi</i> *	15					37 7	377 1
<i>Pterygoplichthys punctatus</i> *	2		1			1	1
<i>Pyrrhulina aff. brevis</i>	77	1	6	2 7	2	42 6	462 5
<i>Pyrrhulina semifasciata</i>	1					0	0
<i>Laimosemion kirovskyi</i>	12				1	1	1
<i>Anablepsoides micropus</i>	43		48			48	1

<i>Synbranchus madeirae</i>	1																			0	0	
<i>Synbranchus sp. reticulado</i>	2																			0	0	
<i>Taeniacara candidi</i>	6						4													4	1	
<i>Xiphophorus helleri*</i>	16																			0	0	
<i>Xiphophorus maculatus*</i>	27																			0	0	
Total	81	2	9	2	1	3	1	40	1	14	2									37	52	
	7	4	8	6	0	3	5	6	1	1	0	6	3	7	1	3	1	1	1	7	2	6
																						1712

Procamallanus-1 = sp1, *Procamallanus*-2 sp2, Acanthocephala = sp3, *Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus*= sp4, *Procamallanus (S) peracuratus* = sp5, *Procamallanus (Denticamallanus) sp.* = sp6, *Posthodiplostomum sp.* sp7, *Austrodiplostomum compactum.* = sp8, Cucullanidae 1= sp9, *Pseudoproleptus sp.*= sp10, *Subtriquetra sp.* = sp11, Nematoda-1= sp12, Anisakidae-1= sp13, Anisakidae-2 sp14, *Contracecum*-1 sp15, *Clinostomum sp.* sp16, Digenea-1= sp17, Digenea-2= sp18, Oxyuroidea-1 = sp19, *Genarchella sp.* = sp20, Digenea não identificada (larvas) = sp21.

Diversas espécies de peixes compartilharam alguma espécie de endoparasito, inclusive aquelas que continham apenas uma espécie desses organismos. No entanto, 13 espécies de peixes (nativos e não nativos) continham apenas uma espécie exclusiva de endoparasito (Fig. 3).

Apenas duas espécies de endoparasitos foram encontradas tanto em peixes hospedeiros nativos quanto em não nativos. *Posthodiplostomum sp.* (sp7) parasitou seis espécies de peixes nativos (Fig. 3) e na ausência destas, em riachos degradados, parasitou *Poecilia reticulata*. Do mesmo modo *Subtriquetra sp.* (sp11) parasitou o ciclídeo nativo *Aequidens pallidus* em riachos íntegros e *Cichlasoma amazonarum* (um ciclídeo habitante das várzeas amazônicas) em riachos degradados. As demais 12 espécies de endoparasitas foram encontradas exclusivamente em ambientes íntegros e em peixes nativos.

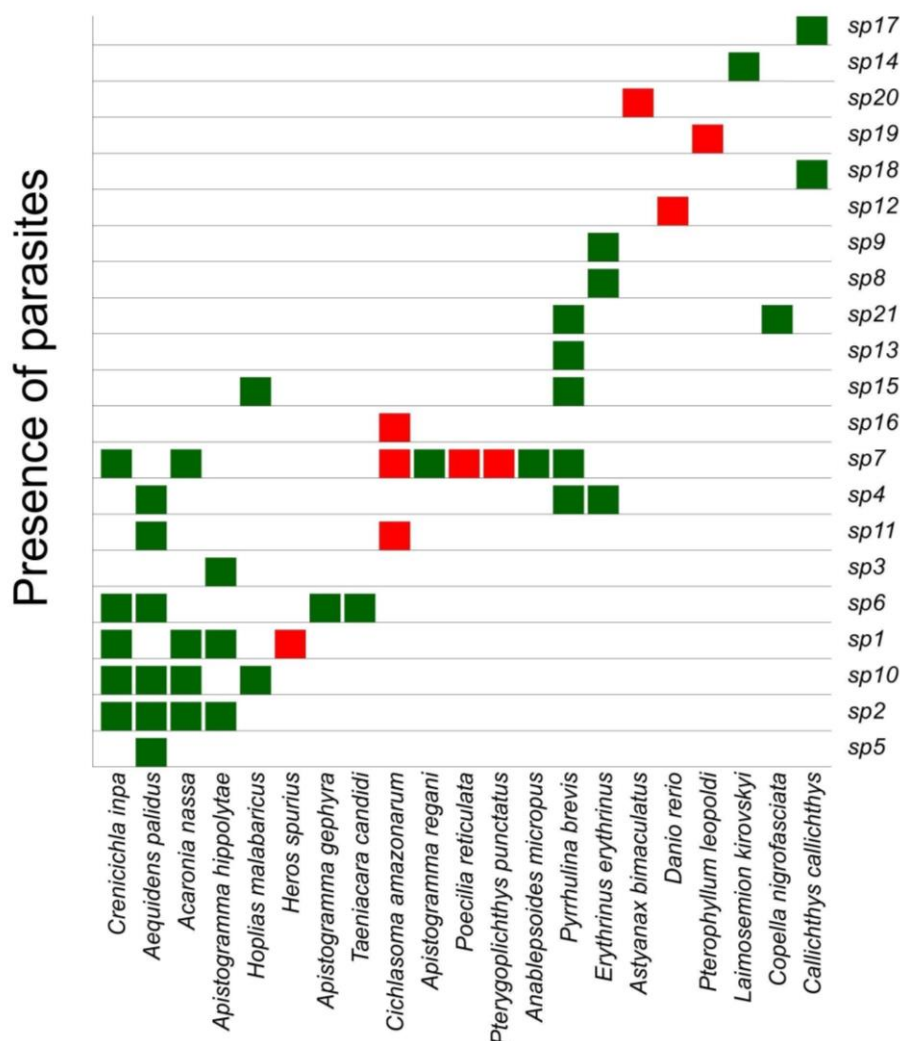


Figura 3. Presença de parasitos em riachos do município de Manaus, AM. As colunas representam as espécies de peixes que continham pelo menos um endoparasito e as linhas representam as diferentes espécies de endoparasitos encontradas em cada hospedeiro. A cor verde representa as espécies de peixes nativas e a vermelha representa as não nativas. A riqueza de endoparasitos é representada pelo número de quadrados em cada coluna. Para os nomes das espécies de parasitos vide o rodapé da Tabela 2.

Riachos íntegros apresentaram maior riqueza de endoparasitos (até oito espécies por local), enquanto os degradados apresentaram no máximo três. A abundância de endoparasitos também foi maior em riachos íntegros (até 345 por local) do que em riachos degradados (máximo 145) (Tabela 3). Cinco espécies de endoparasitos foram encontradas exclusivamente em riachos com algum grau de degradação ambiental: sp12 (Nematoda-1), sp16 (*Clinostomum* sp.), sp17 (Digenea-1), sp18 (Digenea-2), sp20 (*Genarchella* sp.) (Fig. 4).

Tabela 3. Número e riqueza de hospedeiros (nativos e não nativos) analisados, composição, riqueza e abundância de parasitos encontrados em 26 riachos estudados no município de Manaus (Amazonas, Brasil). Em destaque (cinza) os riachos degradados.

Riacho	N. hosp.	Riq. hosp.	Espécie parasita																			Ab. para.	Riq. para.			
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19			20	21	
1	30	6										3				1								4	2	
2	29	8	5						6															11	2	
3	30	8		2	26				8		1												2	39	5	
4	30	10	1	10																	17		4	32	4	
5	31	3							143									1	1					145	3	
6	10	1																						0	0	
7	4	2														1								1	1	
8	16	3																						0	0	
9	18	4				2	33	7	107			135		27		1							22	334	8	
10	28	3				8																		8	1	
11	30	6								11	1					1								332	345	4
12	30	4																						0	0	
13	33	5							47			4											68	119	3	
14	38	9						3	1			4												8	3	
15	5	1																						0	0	
16	31	3																						0	0	
17	30	2							4			2												6	2	
18	31	3							12															12	1	
19	46	6	18	3				4							1									26	4	
20	7	3																						0	0	
21	10	1																					2	2	1	
22	30	6																						0	0	
23	30	2																						0	0	
25	30	6							1														15	16	2	
26	31	7		78																				78	1	
28	42	10							88															83	171	2
Total	520		24	93	26	10	33	15	416	11	1	140	6	3	27	1	3	1	1	1	1	17	2	526	1357	

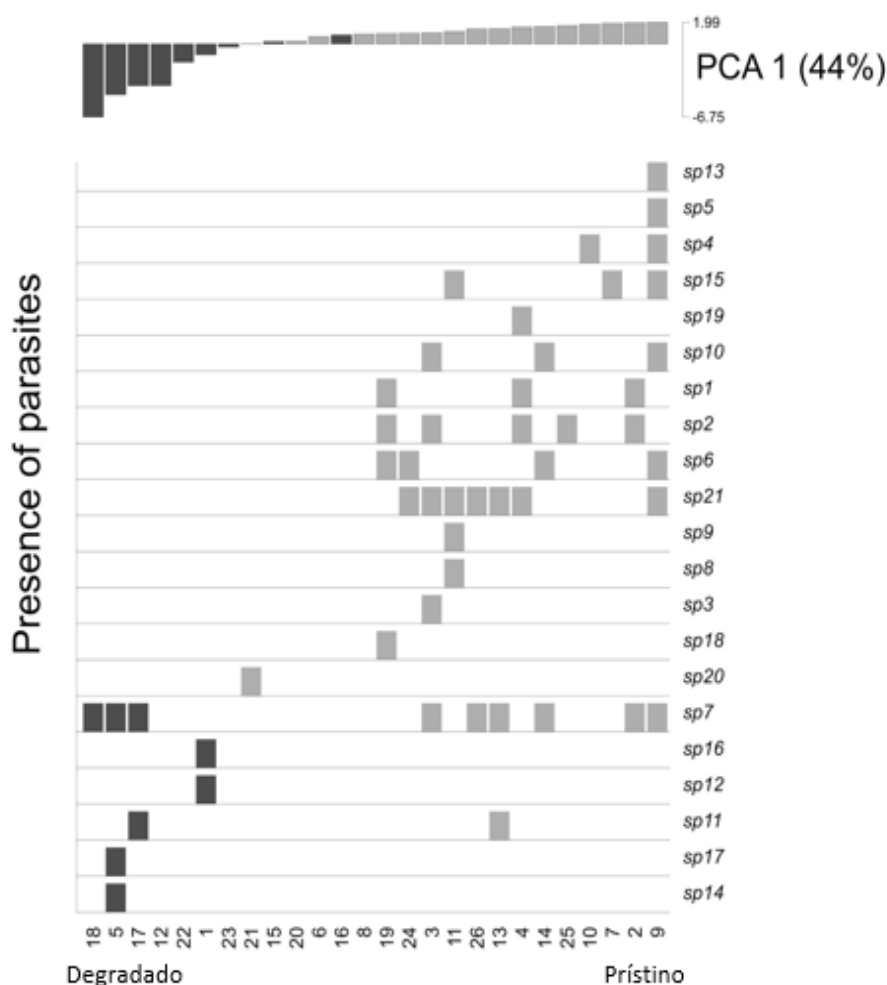


Figura 4. Presença de endoparasitos de peixes amostrados em 26 riachos no município de Manaus, ordenados utilizando dados de presença/ausência em um gradiente de degradação ambiental representado por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA 1). Os quadrados cinzas escuros indicam riachos fortemente degradados.

A diversidade de endoparasitos em cada riacho não foi afetada significativamente pela diversidade de peixes hospedeiros ($p=0.33$; Tabela 4; Fig.5- A), e tampouco pela degradação ambiental ($p=0.16$, $n=26$; Fig. 5- B) quando analisadas isoladamente. Também não houve efeito significativo da degradação ambiental sobre a riqueza ($p=0.92$, $n=26$; Fig. 5- C) e a composição de espécies de endoparasitos ($p= 0.55$, $n=26$; Fig. 5- D), e nem da diversidade de espécies de peixes sobre a composição de espécies de endoparasitos (Tabela 4). No entanto, houve efeitos significativos das interações entre a degradação ambiental e a diversidade ($p= 0.002$, $n=26$) e a riqueza ($p=0.058$, $n=26$) de peixes hospedeiros sobre a diversidade e riqueza de espécies de endoparasitos nos riachos, respectivamente.

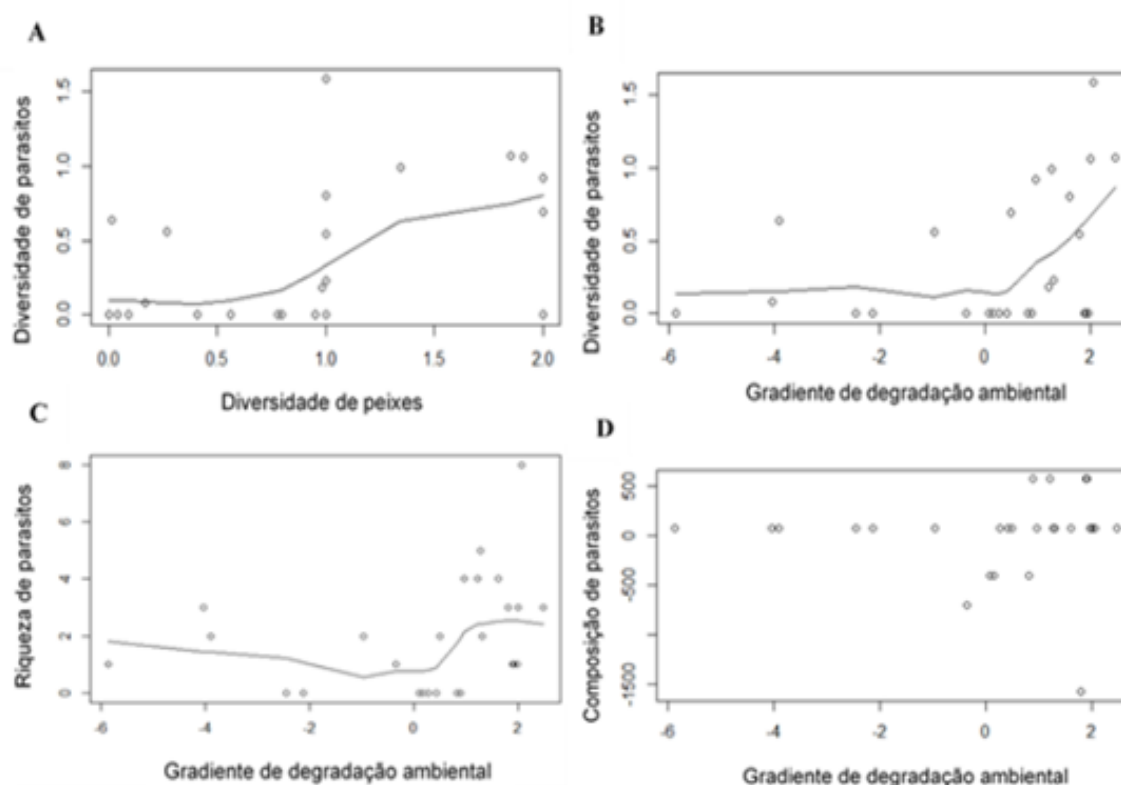


Figura 5. Efeito da diversidade de peixes e do gradiente de degradação ambiental sobre a diversidade (H'), riqueza e composição de endoparasitos em 26 riachos em diferentes graus de degradação no município de Manaus (Amazonas, Brasil). A- Relação entre diversidade de parasitos (H') e diversidade de peixes (H); B- Relação entre a diversidade de parasitos (H') e o gradiente de degradação ambiental; C-Relação entre Riqueza de parasitos e o gradiente de degradação ambiental nos riachos (PCA); D- Relação entre a composição de endoparasitos e o gradiente de degradação ambiental.

A riqueza de endoparasitos (total= 21 espécies) não diferiu entre peixes nativos e não-nativos (Mann-Whitney, $p= 0.1681$, $n= 76$) (Fig. 6- A, Tabela 4), assim como também não houve diferença na abundância ($p= 0.4522$, $n= 76$) de endoparasitos entre peixes nativos e não nativos (Fig. 6 - B).

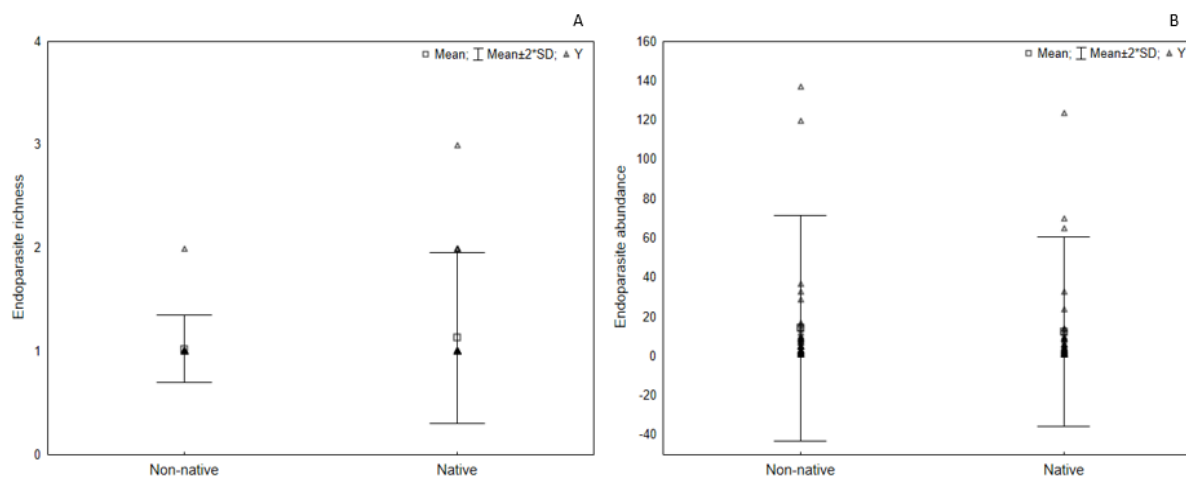


Figura 6. A- Riqueza média; B- Abundância média de endoparasitos em peixes nativos e não nativos (n=38) estudados em riachos em diferentes graus de degradação na cidade de Manaus, Amazonas.

Tabela 4. Resultados das análises dos modelos lineares (GLMs) para as variáveis resposta diversidade, riqueza e composição de espécies de endoparasitos de peixes em 26 riachos com diferentes graus de degradação ambiental (desde prístinos até extremamente degradados) no município de Manaus-AM. Também são apresentados os resultados dos testes de Mann-Whitney para a comparação da riqueza e diversidade de endoparasitos em peixes hospedeiros nativos e não nativos. ** Efeito significativo.

Fatores	Estimativa	p
GLM Diversidade		
Intercepto	-24.837	0.00010
Diversidade de peixes	0.4 822	0.33073
Degradação ambiental	-0.2846	0.16110
Diversidade*Degradação	0.8105	0.00252**
GLM Riqueza		
Intercepto	0.278156	0.3147
Riqueza de peixes	0.041907	0.8899
Degradação ambiental	-0.009796	0.9277
Riqueza de peixes *Degradação	0.270985	0.0587**
GLM Composição		
Intercepto	-128.06	0.438
Diversidade de peixes	118.11	0.438
Degradação ambiental	-36.16	0.557
Diversidade*Degradação	31.12	0.676
Teste de Mann-Whitney		
	w	p
Riqueza	664.5	0.1681
Abundância	794.5	0.4522

Discussão

O presente estudo avaliou o efeito da degradação ambiental sobre a diversidade, riqueza e composição de espécies de endoparasitos de peixes de riachos de terra firme na área do município de Manaus. Nossos resultados indicam que a degradação ambiental e a diversidade de peixes hospedeiros, em conjunto, afetam negativamente a riqueza e diversidade de espécies de endoparasitos. Entretanto, não houve relação significativa entre as composições de espécies de endoparasitos e de peixes nos riachos. Também observamos que peixes nativos e não nativos não apresentaram diferenças na abundância e na riqueza de espécies de endoparasitos; entretanto, os resultados indicam uma forte substituição de espécies de endoparasitos entre os riachos prístinos e os fortemente degradados, o que pode estar relacionado à ocupação desses últimos por espécies não nativas de peixes hospedeiros.

A parasitofauna de peixes de pequenos riachos de terra firme da Amazônia é pouco conhecida (Anjos, 2012). Entretanto, alguns padrões gerais das comunidades parasitárias como a baixa riqueza e abundância de espécies de endoparasitos, mesmo em ambientes prístinos, puderam ser percebidos nos 26 riachos estudados. Um dos fatores que podem ter contribuído para o baixo número de parasitos encontrados neste estudo, se deve ao fato de que parte da diversidade de parasitos em peixes é muitas vezes representada por organismos ectoparasitos como protozoários, monogêneos (Baia et al. 2018), isópodes, copépodes e hirudíneos (Paraguassú & Luque, 2007), os quais não foram incluídos no estudo.

Um aspecto interessante sobre os peixes de água doces tropicais, é que apesar de existir uma grande riqueza de peixes em ambientes de riachos (Zuanon et al., 2015), não necessariamente haverá uma grande riqueza parasitária. Um levantamento que enfocou os peixes tropicais de água doce revelou que, de fato, esses ambientes têm comunidades pobres em parasitos (Choudhury & Dick, 2000). Além disso, a comunidade parasitária pode não ser um reflexo direto da riqueza de peixes, mas ser determinada pelo status trófico do ambiente e estar mais relacionada a uma rica fauna de invertebrados (no caso, como hospedeiros intermediários), o que faz com que sistemas aquáticos oligotróficos apresentem baixa riqueza e abundância parasitária (Choudhury e Dick 2000). Como os riachos amazônicos são predominantemente oligotróficos, têm entrada de luz limitada pelo dossel da floresta ripária e consequente dependência de fontes alóctones de alimentos (Vannote, Minshall, Cummins,

Sedell, & Cushing, 1980), é possível que a parasitofauna relativamente pobre nesses ambientes reflita direta ou indiretamente a baixa produtividade primária autóctone.

Um estudo realizado por Anjos (2012) em riachos íntegros da Reserva Ducke revelou uma fauna mais rica em espécies de endoparasitos (31 espécies de parasitos em 26 espécies de peixes analisados) do que o presente estudo, onde foram analisadas 41 espécies de peixes e foram encontradas 21 espécies de endoparasitos. Este contraste aponta para efeitos negativos da degradação, pois consideramos, além das espécies que estavam nos riachos íntegros, também as espécies de peixes que estavam presentes em riachos em nível inicial e avançado de degradação ambiental e, no entanto, encontramos uma proporção menor de espécies endoparasitas. A presença de parasitos está relacionada com a presença de hospedeiros intermediários adequados (Takemoto et al., 2009), como insetos (Corbi, Kleine & Trivinho-Strixino, 2013) e aves (Virkkala et al., 2020), que também podem ser prejudicados pela degradação ambiental.

Parasitos lidam com duas escalas de ambiente: uma que é o próprio hospedeiro, que pode variar em sua susceptibilidade ou resistência à infecção; e outra mais ampla, que é o ambiente onde vive o hospedeiro (Thomas, Brown, Sukhdeo & Renaud, 2002). Logo, os efeitos da degradação ambiental nos parasitos podem ser complexos, envolvendo além de impactos diretos, como a mortalidade do estágio infectante de vida livre (miracídios e cercárias) devido a alterações ambientais (Pietroock & Marcogliese, 2003), até impactos indiretos decorrentes de efeitos sobre hospedeiros intermediários, por exemplo (Marcogliese, 2004). A alteração do ambiente de entorno pela retirada da floresta ripária, fonte importante de nutrientes para riachos (Silva, 1993) e habitat para organismos como aves e mamíferos (Metzger 2010) que fazem parte do ciclo de vida dos parasitos (Thatcher, 2006), também são formas indiretas de impacto.

Embora seja conhecido que espécies não nativas podem prejudicar espécies nativas pelas vias de *spillback* e/ou *spillover* (Kelly et al., 2009), carregando maiores níveis de parasitismo do que peixes nativos (Machado, Takemoto & Pavanelli, 2005) sem com isso serem prejudicadas (Roche, Leung, Franco & Torchin, 2010), a maioria das espécies não nativas de peixes amostradas neste estudo ocorreu em ambientes degradados, que são desfavoráveis para a maioria dos endoparasitos (Blanar, Munkittrick, Houlahan, MacLatchy & Marcogliese 2009). Riachos ambientalmente perturbados acrescentam várias barreiras ao desenvolvimento de

parasitos de ciclos complexos. Uma delas é representada pela perda de hospedeiros necessários à propagação de endoparasitos (Thatcher, 2006), como aquelas que sofrem impactos negativos da degradação, tais como peixes (Beltrão et al., 2018), moluscos (Cannicci et al., 2009), artrópodes (Miserendino, Brand, & Di Prinzio 2008) e aves (Santos, Tellería & Carbonell, 2002). Outra barreira é a alteração na qualidade da água, que pode inviabilizar a sobrevivência de larvas de helmintos na primeira fase do seu ciclo de vida (Pietroock & Marcogliese, 2003; Thatcher, 2006; MacLeod & Poulin, 2015). Como resultado da interação desses fatores, ocorre uma perda acentuada de espécies de parasitos. De fato, o presente estudo detectou efeitos significativos da interação entre a degradação ambiental dos riachos e a diversidade de peixes hospedeiros, mesmo não tendo sido possível diferenciar os efeitos dessas duas variáveis isoladamente. É possível que haja um limiar de degradação ambiental nos riachos, a partir do qual a perda de hospedeiros nativos e a inviabilização de fases livre natantes dos endoparasitos ocorram simultaneamente, gerando os efeitos detectados.

A substituição de espécies de peixes nativos por não nativos que frequentemente ocorre em riachos degradados (Amadi et al., 2017), em conjunto com uma distribuição localizada e em baixa abundância de algumas das espécies não nativas (Guarido, 2014), podem constituir uma terceira barreira ao sucesso dos parasitos. Uma população hospedeira pequena pode dificultar a disseminação de parasitos (Morand et al., 2000), já que a densidade populacional é um fator determinante para o seu sucesso (Takemoto, 2005). No presente estudo, essa situação pode explicar os casos das espécies não nativas *O. niloticus*, *Xiphophorus helleri* e *Xiphophorus maculatus*, nas quais nenhum parasito foi encontrado, ressaltando a potencial liberação dos inimigos naturais, uma teoria que tem sido usado para descrever o sucesso de espécies invasoras através da perda de parasitos ou patógenos nativos no processo de introdução a um novo ambiente (Roy, Lawson, Schönrogge, Poland, & Pursel 2011).

A presença de *Phostodiplostomum* sp., o parasito mais abundante na espécie de peixe não nativa *P. reticulata*, contribuiu para que os riachos degradados (#5 e #18) apresentassem maiores valores de abundância de endoparasitos entre os riachos degradados. Embora haja evidência de que a qualidade da água é um fator importante para a família Diplostomidae, que em ambientes degradados apresenta menor incidência da doença dos pontos pretos (Lopes e Tomaz, 2011), *Phostodiplostomum* sp. se destacou no presente estudo por estar presente tanto em ambientes íntegros quanto degradados, e de parasitar peixes nativos e não nativos,

encistando-se na musculatura de oito diferentes espécies e com abundâncias elevadas deste parasito. Um dos fatores influenciando esta maior infestação pode ser a dieta, pois espécies que têm alimentação mais variada, como carnívoros e onívoros, consomem grande variedade de invertebrados e são mais susceptíveis a parasitos transmitidos troficamente (Valtonen et al., 2010; Baia et al., 2018). Outro fator influenciando a maior carga parasitária nestas espécies hospedeiras pode ser a característica generalista, que encontramos em *Phostodiplostomum* sp., como também observado para outra espécie do mesmo gênero, *P. minimum* (Salgado-Maldonado, 2006). Ambas espécies pertencem à família Diplostomidae, distribuída no mundo todo, e que utilizam várias espécies de peixes como segundo hospedeiro intermediário, e uma ave piscívora como hospedeiro definitivo (Chappell, 1995). A habilidade de infectar diferentes hospedeiros pode facilitar a permanência e proliferação desses parasitos em condições adversas, onde parte da diversidade de espécies parasitas já foi perdida (Lymbery, Lymbery, & Beatty, 2020).

Um parasito generalista que infecta espécies competidoras pode favorecer indiretamente a espécie mais tolerante (Thompkins et al., 2000; Hudson et al., 2006) e este pode ser o caso envolvendo *P. reticulata* e *Pyrrhulina* aff. *brevis*, que apresentam nichos similares (Guarido, 2014 dados não publicados). *Pyrrhulina* aff. *brevis* tem dieta generalista, consumindo artrópodes alóctones e material vegetal, ocupando a porção superior da coluna d'água de áreas marginais alagadas (Silva et al, 2016), assim como *P. reticulata* (Ales et al., 2016), ambas parasitadas por *Phostodiplostomum* sp. Neste caso, a espécie invasora “tolerante” pode ter seu estabelecimento na comunidade facilitado pelo parasito, pois a invasora não desenvolve altas cargas parasitárias a ponto de aumentar sua mortalidade, mas funciona como um reservatório de infecção para a espécie nativa concorrente (Thompkins et al, 2000). Parasitos generalistas como *Phostodiplostomum* sp. chamam atenção porque podem mudar de hospedeiros com mais facilidade do que parasitos específicos, podendo constituir agentes de surtos de doenças (Wells & Clark, 2019).

Parasitos são importantes indicadores biológicos de vários aspectos e em diversos níveis (Marcogliese, 2005; Timi & Poulin, 2020), em peixes, parasitos têm sido considerados bons indicadores de impacto ambiental (Khan, 1998; Palm, 2011; Lacerda et al., 2017). De forma geral, nossos resultados indicam que de fato endoparasitos podem ser considerados indicadores confiáveis de impactos negativos da degradação ambiental sobre riachos e sua fauna associada,

causando perdas no número de indivíduos e de espécies endoparasitas e, alterações nas relações parasito hospedeiro, interrompendo algumas relações e criando outras, através da substituição de hospedeiros executada por parasitos mais generalistas.

Conclusões

Riachos são ambientes intensamente afetados por distúrbios antropogênicos, apresentando degradação estrutural, limnológica e invasão por espécies não nativas, o que resulta em consequências negativas sobre a diversidade de peixes e de seus parasitos. Corroboramos a hipótese de que há maior diversidade de endoparasitos em riachos prístinos e menor diversidade em riachos perturbados, o que depende da interação entre degradação ambiental e diversidade de hospedeiros. Esse resultado evidencia relações ecológicas complexas, com fatores que atuam simultaneamente e resultam nas variações observadas na diversidade e riqueza de endoparasitos de peixes nos riachos. Não confirmamos a existência de relação direta entre a composição de endoparasitos e o gradiente de degradação ambiental dos riachos, o que pode ser reflexo da existência de espécies exclusivas de endoparasitos em parte das espécies de peixes hospedeiros. Embora algumas espécies de peixes hospedeiros compartilhem algumas espécies de endoparasitos, isso também não parece ter uma relação clara com o grau de degradação ambiental local. Peixes nativos e não nativos apresentaram riqueza e abundância equivalentes de endoparasitos, o que não corrobora nossa hipótese inicial. Apesar disso, as características da fauna de endoparasitos de peixes podem ser consideradas boas indicadoras de impacto ambiental nos riachos, tanto pela perda de riqueza local, quanto pela persistência de certas espécies em ambientes degradados.

Referências

- Aguiar, A.; Toledo, G.M.; Anjos, L.A.; Silva, R.J. (2015). Helminth parasite communities of two *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 (Anura: leiuperidae) populations under different conditions of habitat integrity in the Atlantic rain forest of Brazil. *Brazilian journal of biology* 75, 963–968. doi: 10.1590/1519-6984.03614
- Allan, J. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257-284. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122

- Amadi, N., Petrozzi, F., Akani, G. C., Dendi, D., Fakae, B. B., Luiselli, L., & Pacini, N. (2017). Freshwater fishes of lower guinean forest streams: aquaculture heavily impacts the structure and diversity of communities. *Acta oecologica*, 94, 66-102. doi: 10.1016/j.actao.2017.07.001
- Anjos, C. S. (2012). Os parasitos de peixes de igarapés da reserva florestal Ducke, Manaus, AM. 113f. Dissertação (Biologia de Água Doce e Pesca Interior) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2012. <http://bdttd.inpa.gov.br/handle/tede/2148>
- Artaxo, P. (2014). Uma nova era geológica em nosso planeta: O Antropoceno? *Revista Usp*, 103, 13–24. doi: 10.11606/issn.2316-9036.v0i103p13-24
- Ainsworth, A. J., Dexiang, C., Waterstrat, P. R., & Greenway, T. (1991). Effect of temperature on the immune system of channel catfish (*Ictalurus punctatus*)—I. Leucocyte distribution and phagocyte function in the anterior kidney at 10° C. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 100(4), 907-912. doi: 10.1016/0300-9629(91)90313-2
- Baia, R. R. J., Florentino, A. C., Silva, L. M. A., & Tavares-Dias, M. (2018). Patterns of the parasite communities in a fish assemblage of a river in the Brazilian Amazon region. *Acta parasitologica*, 63(2), 304-316. doi: 10.1515/ap-2018-0035
- Barbosa, A.J. Voçorocas e a produção de sedimentos na Bacia da Colônia Antônio Aleixo em Manaus (AM). (2013). 81 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2013. <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/6354>
- Bhatnagar, A., & Devi, P. (2013). Water quality guidelines for the management of pond fish culture. *International journal of environmental sciences*, 3(6), 1980-2009. doi: 10.6088/ijes.2013030600019
- Beltrão, H.; Magalhães, E.R.S.; Costa, S.B. Da; Loebens, S.D.C.; Yamamoto, K.C. (2018). Ichthyofauna of the major urban forest fragment of the amazon: surviving concrete and pollution. *Neotropical biology and conservation* 13, 124–137. <https://www.jstor.org/stable/3284227>
- Bittencourt, L. S., Pinheiro, D. A., Cárdenas, M. Q., Fernandes, B. M., & Tavares-Dias, M. (2014). Parasites of native Cichlidae populations and invasive *Oreochromis niloticus*

(Linnaeus, 1758) in tributary of Amazonas River (Brazil). *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 23(1), 44-54. doi: 10.1590/S1984-29612014006

Blanar, C. A., Munkittrick, K. R., Houlahan, J., MacLatchy, D. L., & Marcogliese, D. J. (2009). Pollution and parasitism in aquatic animals: a meta-analysis of effect size. *Aquatic Toxicology*, 93(1), 18-28. doi: 10.1016/j.aquatox.2009.03.002

Cable, J.; Barber, I.; Boag, B.; Ellison, A.R.; Morgan, E.R.; Murray, K.; Et Al. (2017). Global change, parasite transmission and disease control: lessons from ecology. *Phil. Trans. R. Soc. B*. doi: 10.1098/rstb.2016.0088

Cannicci, S., Bartolini, F., Dahdouh-Guebas, F., Fratini, S., Litulo, C., Macia, A., ... Paula, J. (2009). Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(3), 305–317. doi: 10.1016/j.ecss.2009.04.021

Cassiano, K. R. M., & Costa, R. C. (2012). Análise geográfica de áreas de risco em bacias hidrográficas urbanizadas: a bacia do Mindu em Manaus (AM). *Territorium*, (19), 155-160. doi: 10.14195/1647-7723_19_17

Chapman, J.M.; Marcogliese, D.J.; Suski, C.D.; & Cooke, S.J. (2015). Variation in parasite communities and health indices of juvenile *Lepomis gibbosus* across a gradient of watershed land-use and habitat quality. *Ecological indicators*, 57, 564-572. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.05.013

Choudhury, A., & Dick, T. A. (2000). Richness and diversity of helminth communities in tropical freshwater fishes: empirical evidence. *Journal of biogeography*, 27(4), 935–956. doi: 10.1046/j.1365-2699.2000.00450.x

Clavero, M., Hermoso, V., Aparicio, E., & Godinho, F. N. (2013). Biodiversity in heavily modified waterbodies: native and introduced fish in Iberian reservoirs. *Freshwater Biology*, 58(6), 1190-1201. doi: 10.1111/fwb.12120

Cleto Filho; & Walker, I. (2001). Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de manaus/am - amazônia central. *Acta amazonica*. 31, 69-89. Doi: 10.1590/1809-43922001311089

- Corbi, J. J., Kleine, P., & Trivinho-Strixino, S. (2013). Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation? *Ecological Indicators*, 25, 156-161. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.09.020
- Costa, E.B.S., Silva, C.L. & Silva M.L. (2013). Caracterização Física de bacias hidrográficas na região de Manaus (AM). *Caminhos de Geografia (UFU)*, 14 (46), 93-100. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/19846>. Acesso em: 20 de jul. de 2020
- Costa, J. C., & Val, A. L. (2020). Extreme climate scenario and parasitism affect the Amazonian fish *Colossoma macropomum*. *Science of The Total Environment*, 138628. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138628
- Daye, P. G., & Garside, E. T. (1976). Histopathologic changes in surficial tissues of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), exposed to acute and chronic levels of pH. *Canadian Journal of Zoology*, 54(12), 2140-2155. doi: 10.1139/z76-248
- Drouillard, K. G., Feary, D. A., Sun, X., O'Neil, J. A., Leadley, T., & Johnson, T. B. (2018). Comparison of thermal tolerance and standard metabolic rate of two Great Lakes invasive fish species. *Journal of Great Lakes Research*, 44(3), 476-481. doi: 10.1016/j.jglr.2018.02.010
- Dunn, A.M. & Hatcher, M.J. (2015). Parasites and biological invasions: parallels, interactions, and control. *Trends Parasitology*. 31, 189–199. doi: 10.1016/j.pt.2014.12.003.
- Evans, N. A. (1982). Effects of copper and zinc on the life cycle of *Notocotylus attenuatus* (Digenea: Notocotylidae). *International Journal for Parasitology*, 12(4), 363–369. doi: 10.1016/0020-7519(82)90040-6
- Fenton, A.; Streicker, D.G.; Petchey, O.L.; Pedersen, A.B. (2015). Are all hosts created equal? Partitioning host species contributions to parasite persistence in multihost communities. *The american naturalist*. 22, 133-139. doi: 10.1086/683173
- Franke, F., Armitage, S. A., Kutzer, M. A., Kurtz, J., & Scharsack, J. P. (2017). Environmental temperature variation influences fitness trade-offs and tolerance in a fish-tapeworm association. *Parasites & vectors*, 10(1), 252. doi: 10.1186/s13071-017-2192-7

- Gheorghiu, C.; Cable, J., Marcogliese, D. J., & Scott, M. E. (2007). Effects of waterborne zinc on reproduction, survival and morphometrics of *Gyrodactylus turnbulli* (Monogenea) on guppies (*Poecilia reticulata*). *International Journal for Parasitology*, 37(3-4), 375–381. doi: 10.1016/j.ijpara.2006.09.004
- Graça, W. J. D. (2008). Sistemática da tribo Heroini Kullander, 1998 (Perciformes, Cichlidae). Tese (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR. 220p. <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5107>
- Guarido, P. C. P. (2014). Degradação ambiental e presença de espécies de peixes não nativas em pequenos igarapés de terra firme de Manaus, Amazonas. 48f. Dissertação (Biologia de Água Doce e Pesca Interior) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2014. <https://bdtd.inpa.gov.br/handle/tede/2139>
- Hedrick, P.W., Kim, T.J. & Parker, K.M. (2001). Parasite resistance and genetic variation in the endangered *Gila topminnow*. *Animal Conservation*, 4: 103-109. doi: 10.1017/S1367943001001135
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., & Prenda, J. (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications*, 21, 175-188. doi: 10.1890/09-2011.1
- Hernandez, A.D.; Bunnell, J.F.; & Sukhdeo, M.V. K. (2007). Composition and diversity patterns in metazoan parasite communities and anthropogenic disturbance in stream ecosystems. *Parasitology* 134, 91–102. doi: 10.1017/s0031182006001247
- Holmes, J.C. (1987). The structure of helminth communities. *International journal for parasitology* 17, 203–208. doi: 10.1016/0020-7519(87)90042-7
- Hudson, P. J., Dobson, A. P., & Lafferty, K. D. (2006). Is a healthy ecosystem one that is rich in parasites? *Trends in ecology & evolution*, 21(7), 381-385. doi: 10.1016/j.tree.2006.04.007
- Jordan, Y.C., Ghulam, A. & Hartling, S. (2014). Traits of surface water pollution under climate and land use changes: A remote sensing and hydrological modeling approach. *Earth-Science Reviews*. 128, 181-195. doi: 10.1016/j.earscirev.2013.11.005

- Khan, R. A. (1998). Parasites of fish as indicators of environmental stress. *Parasitology International*, 47, 43. doi:10.1016/s1383-5769(98)80065-2
- Kelly, D.W., Paterson, R.A., Townsend, C.R., Poulin, R. & Tompkins, D.M. (2009). Parasite spillback: A neglected concept in invasion ecology? *Ecology*, 90, 2047-2056. doi: 10.1890/08-1085.1
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological methodology* (No. QH541. 15. S72. K74 1999). 2nd. New York: Harper & Row.
- Lacerda, A.C.F., Roubledakis, K., Bereta Junior, J.G.S., Nuñez. A.P.O., Petrucio, M.M., & Martins, M.L. (2017). Fish parasites as indicators of organic pollution in southern Brazil. *J Helminthol*. 92(3), 322-331. doi: 10.1017/S0022149X17000414
- Lafferty, K.D. (1997). Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitology today* 13, 251–255. doi: 10.1016/s0169-4758(97)01072-7
- Laurance, W.F., Vasconcelos, H.L., & Lovejoy, T.E. (2000). Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, 34: 39-45. doi: 10.1046/j.1365-3008.2000.00094.x
- Lehtinen, K., Notini, M., & Landner, L. (1984). Tissue damage and parasite frequency in flounders, *Platichthys flesus* (L.) chronically exposed to bleached kraft pulp mill effluents. *Annales Zoologici Fennici*, 21(1), 23-28. <https://www.jstor.org/stable/23734095>
- Leitão, R. P., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C. G., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., ... & Ferraz, S. F. (2018). Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, 41(1), 219-232. doi: 10.1111/ecog.02845
- Libersat, F., Kaiser, M., & Emanuel, S. (2018). Mind Control: How Parasites Manipulate Cognitive Functions in Their Insect Hosts. *Frontiers in psychology*, 9, 572. doi: 10.3389/fpsyg.2018.00572
- Light, T., & Marchetti, M. P. (2007). Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. *Conservation Biology*, 21(2), oliveira434-446. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00643.x

- Loreau, M.; Roy, J.; & Tilman, D. (2005). Linking ecosystem and parasite ecology. In: parasitism and ecosystems (pp.13–21). Oxford, New York: Oxford University Press on Demand.
- Lymbery, A. J., Lymbery, S. J., & Beatty, S. J. (2020). Fish out of water: Aquatic parasites in a drying world. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*. doi: 10.1016/j.ijppaw.2020.05.003
- Macena, L. S. S., & Costa, R. C. (2012). A cidade como espaço do risco: estudo em bacias hidrográficas de manaus, amazonas-br. *Revista Geonorte*, 1(4), 318-330. <https://periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1829>
- Machado, P. M., Takemoto, R. M., & Pavanelli, G. C. (2005). *Diplostomum (Austrodiplostomum) compactum* (lutz, 1928) (Platyhelminthes, Digenea) metacercariae in fish from the floodplain of the upper paraná river, brazil. *Parasitology research*, 97(6), 436–444. doi: 10.1007/s00436-005-1483-7
- Macleod, C. D., & Poulin, R. (2015). Differential tolerances to ocean acidification by parasites that share the same host. *International journal for parasitology*, 45(7). doi: 10.1016/j.ijpara.2015.02.007
- McCormick, F.H., Contreras, G.C., & Johnson, S.L. (2010). Effects of nonindigenous invasive species on water quality and quantity. In: Dix, Mary Ellen; Britton, Kerry, editors. *A dynamic invasive species research vision: Opportunities and priorities 2009-29*. Gen. Tech. Rep. WO-79/83. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Research and Development: 111-120.
- Marcogliese, D. J. (2004). Parasites: small players with crucial roles in the ecological theater. *EcoHealth*, 1(2), 151-164. doi: 10.1007/s10393-004-0028-3
- Marcogliese, D. J. (2005). Parasites of the superorganism: Are they indicators of ecosystem health? *International Journal for Parasitology*, 35(7), 705–716. doi:10.1016/j.ijpara.2005.01.015

- Marcogliese, D. J., Brambilla, L. G., Gagné, F., & Gendron, A. D. (2005). Joint effects of parasitism and pollution on oxidative stress biomarkers in yellow perch *Perca flavescens*. *Diseases of aquatic organisms*, 63(1), 77-84. doi: 10.3354/dao063077
- Marcogliese, D. J., & Pietroock, M. (2010). Combined effects of parasites and contaminants on animal health: parasites do matter. *Trends in parasitology*, 27(3), 123–130. doi: 10.1016/j.pt.2010.11.002
- Marcogliese, D. J., Pulkkinen, K., & Valtonen, E. T. (2012). Trichodinid (Ciliophora: Trichodinidae) infections in perch (*Perca fluviatilis*) experimentally exposed to pulp and paper mill effluents. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 62(4), 650-656. doi: 10.1007/s00244-011-9728-1
- Martins, R. T., Couceiro, S. R. M., Melo, A. S., Moreira, M. P., & Hamada, N. (2017). Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators*, 73, 480–491. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.10.013
- Masud, N., Ellison, A., & Cable, J. (2019). A neglected fish stressor: mechanical disturbance during transportation impacts susceptibility to disease in a globally important ornamental fish *Diseases of Aquatic Organisms*, 134, 25-32. doi: 10.3354/dao03362
- Melo, M. G., da Silva, B. A., de Souza Costa, G., da Silva Neto, J. C. A., Soares, P. K., Val, A. L., ... Bataglion, G. A. (2018). Sewage contamination of Amazon streams crossing Manaus (Brazil) by sterols biomarkers. *Environmental Pollution*. 244, 818-826. doi: 10.1016/j.envpol.2018.10.055
- Mendonça, F. P., Magnusson, W. E. & Zuanon, J. (2005). Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of central amazonia. *Copeia* 4, 750 – 763. doi: 10.1016/j.ijpara.2015.02.007
- Miserendino, M. L., Brand, C., & Di Prinzio, C. Y. (2008). Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water, air, and soil pollution*, 194(1-4), 91-110. doi: 10.1007/s11270-008-9701-4
- Miranda, E. (2018). O Presidente e a Amazônia. EMBRAPA. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/38999898/artigo---o-presidente-e-a->

amazonia#:~:text=de%20seus%20im%C3%B3veis.,Um%20bioma%20protegido%20e%20pr
eservado.,chega%20a%2041%2C4%25. Acesso em: 26 de set. de 2020.

Miranda, M. J. O. (2017). O uso de geotecnologias na análise temporal do processo de expansão urbana sobre a Bacia Hidrográfica do Puraquequara: Manaus - AM. 112 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2017. <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/5788>

Morand, S., & Harvey, P. H. (2000). Mammalian metabolism, longevity and parasite species richness. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267(1456), 1999-2003. doi: 10.1098/rspb.2000.1241

Moravec, F. (1998). *Nematodes of freshwater fishes of the Neotropical Region*. Prague, Czech Republic: Academia, Publishing House of the Academy of Sciences of the Czech Republic.

Moyle, P.B.; Leidy, R.A. (1992). Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. In: Fiedler, P.L., & Jain, S. K. (ed). *Conservation Biology: The theory and practice of nature conservation, preservation and management* (pp. 127–169). Boston, MA: Springer. doi: 10.1007/978-1-4684-6426-9_6

Nyanti, L., Soo, C. L., Danial-Nakhaie, M. S., Ling, T. Y., Sim, S. F., Grinang, J., & Ganyai, T. (2018). Effects of water temperature and pH on total suspended solids tolerance of Malaysian native and exotic fish species. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 11(3), 565-575. <http://www.bioflux.com.ro/docs/2018.565-575.pdf>

Oliveira, E. G., & Rabello, A. (2010). Planejamento Ambiental em bacias Hidrográficas: Um estudo preliminar de indicadores socioambientais na Microbacia do Quarenta (Manaus-AM). In *Anais do I Congresso Brasileiro de Organização do Espaço*, Rio Claro/SP, UNESP (pp. 4962-4981). http://www.geomorfologia.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo3/027.pdf

Olsen, O. W. (1974). *Animal parasites: their life cycles and ecology* (3rd ed.). Baltimore: University Park Press.

- Ormerod, S.J., Dobson, M., Hildrew, A.G., & Townsend, C.R. (2010). Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater biology*, 55, 1-4. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02395.x
- Palm, H. W. (2011). Fish Parasites as Biological Indicators in a Changing World: Can We Monitor Environmental Impact and Climate Change? *Progress in Parasitology*, 2, 223–250. doi: 10.1007/978-3-642-21396-0_12
- Paraguassú, A. R., & Luque, J. L. (2007). Metazoários parasitos de seis espécies de peixes do reservatório de Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 16(3), 121-128. doi: 10.1590/S1984-29612007000300002
- Perkins, L.B., Leger, E.A., & Nowak, R.S. (2011). Invasion triangle: an organizational framework for species invasion. *Ecology and evolution*, 1(4), 610–625. doi: 10.1002/ece3.47
- Pietroock, T. Meinelt, D. J. Marcogli, M. (2001). Influence of Aqueous Sediment Extracts from the Oder River (Germany/Poland) on Survival of *Diplostomum* sp. (Trematoda: Diplostomidae) Cercariae. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40(3), 327–332. doi: 10.1007/s002440010179
- Pietroock, M., Marcogliese, D. J., & McLaughlin, J. D. (2002). Effects of cadmium upon longevity of *Diplostomum* sp. (Trematoda: Diplostomidae) cercariae. *Chemosphere*, 47(1), 29–33. doi: 10.1016/s0045-6535(01)00283-1
- Pietroock, M., & Marcogliese, D. J. (2003). Free-living endohelminth stages: at the mercy of environmental conditions. *Trends in parasitology*, 19(7), 293–299. doi: 10.1016/s1471-4922(03)00117-x
- Poulin, R. (1992). Toxic pollution and parasitism freshwater fish. *Parasitol. Today*. 8:58-61. doi: 10.1016/0169-4758(92)90090-O
- Prudente, B.S., Pompeu, P.S., Juen, L. and Montag, L.F.A. (2017). Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology*, 62: 303-316. doi: 10.1111/fwb.12868
- Rakotoniaina, J. H., Kappeler, P. M., Ravoniarimbina, P., Pechouskova, E., Hämäläinen, A. M., & Grass, J., (2016). Does habitat disturbance affect stress, body condition and parasitism

in two sympatric lemurs? *Conservation physiology*. L 4(1): cow034. doi: 10.1093/conphys/cow034

RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL – RIMA. Programa Social e Ambiental dos Igarapés de Manaus – PROSAMIM. Governo do Amazonas. Secretária de Estado de Infraestrutura. Manaus, 2004. <http://prosamim.am.gov.br/wp-content/uploads/2012/05/rima-prosamim1.pdf>

Roche, D. G., Leung, B., Franco, E. F. M., & Torchin, M. E. (2010). Higher parasite richness, abundance and impact in native versus introduced cichlid fishes. *International journal for parasitology*, 40 (13), 1525-1530. doi: 10.1016/j.ijpara.2010.05.007

Roy, H. E., Lawson, L.-J. H, Schönrogge, K., Poland, R. L., & Purse, B. V. (2011). Can the enemy release hypothesis explain the success of invasive alien predators and parasitoids? *Biocontrol*, 56(4), 451–468. doi: 10.1007/s10526-011-9349-7

Roznik, E.A., Surbaugh, K.L., Cano, N. & Rohr, J.R. (2020). Elucidating mechanisms of invasion success: effects of parasite removal on growth and survival rates of invasive and native frogs. *Journal of Applied Ecology*, 57: 1078– 1088. doi: 10.1111/1365-2664.13634

Santana, G. P., & Barroncas, P. D. S. R. (2007). Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus–(AM). *Acta Amazônica*, 37(1), 111-118. doi: 10.1590/S0044-59672006000200013

Santos, T., Telleria, J. L., & Carbonell, R. (2002). Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation*, 105(1), 113–125. doi: 10.1016/s0006-3207(01)00210-5

Santos, I. N. D., Horbe, A. M. C., Silva, M. D. S. R. D., & Miranda, S. Á. F. (2006). Influência de um aterro sanitário e de efluentes domésticos nas águas superficiais do Rio Tarumã e afluentes-AM. *Acta Amazonica*, 36(2), 229-235. doi: 10.1590/S0044-59672006000200013

Salgado-Maldonado, G. (2006). Checklist of helminth parasites of freshwater fishes from Mexico. *Zootaxa*, 1324(1), 1. doi: 10.11646/zootaxa.1324.1.1

Sarabeev, V., Balbuena, J. A., & Morand, S. (2017). Testing the enemy release hypothesis: abundance and distribution patterns of helminth communities in grey mullets (teleostei:

- mugilidae) reveal the success of invasive species. *International journal for parasitology*, 47(10-11), 687–696. doi: 10.1016/j.ijpara.2017.05.006
- Scott, M.C., & Helfman, G.S. (2001). Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries*, 26(11):6-15. doi: 10.1577/1548-8446(2001)026<0006:NIHATM>2.0.CO;2
- Schofield, P. J., Loftus, W. F., & Brown, M. E. (2007). Hypoxia tolerance of two centrarchid sunfishes and an introduced cichlid from karstic Everglades wetlands of southern Florida, USA. *Journal of Fish Biology*, 71, 87-99. doi: 10.1111/j.1095-8649.2007.01686.x
- Sheath, D. J., Williams, C. F., Reading, A. J., & Britton, J. R. (2015). Parasites of non-native freshwater fishes introduced into England and Wales suggest enemy release and parasite acquisition. *Biological Invasions*, 17(8), 2235-2246. doi: 10.1007/s10530-015-0857-8
- Silva, C. (1993). Feeding and Spacial Distribution of Some Species of Fishes in Igarapé Candiru, Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica*, 23(2-3), 271-285. doi: 10.1590/1809-43921993233285
- Silva, N. C. D. S., Costa, A. J. L. D., Louvise, J., Soares, B. E., ALBRECHT, M. P., & CARAMASCHI, É. P. (2016). Resource partitioning and ecomorphological variation in two syntopic species of Lebiasinidae (Characiformes) in an Amazonian stream. *Acta Amazonica*, 46(1), 25-36. doi: 10.1590/1809-4392201501024
- Strayer, D., Beighley, R., Thompson, L., Brooks, S., Nilsson, C., Pinay, G. & Naiman, R.J. (2003). Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6, 407–423. doi: 10.1007/PL00021506
- Stuart, P., Paredis, L., Henttonen, H., Lawton, C., Torres, C.A.O., & Holland, C.V. (2020). The hidden faces of a biological invasion: parasite dynamics of invaders and natives. *International Journal for Parasitology*, 50(2), 111-123. doi: 10.1016/j.ijpara.2019.11.003
- Takemoto, R. M., Pavanelli, G. C., Lizama, M. A. P., Luque, J. L., & Poulin, R. (2005). Host population density as the major determinant of endoparasite species richness in floodplain fishes of the upper Paraná River, Brazil. *Journal of Helminthology*, 79 (1), 75-84. doi: 10.1079/JOH2004264

- Takemoto, R., Pavanelli, G., Lizama, M., Lacerda, A., Yamada, F., Moreira, L., Bellay, S. (2009). Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69 (2), 691–705. doi:10.1590/s1519-69842009000300023
- Tawwab, A. M., Monier, M. N., Hoseinifar, S. H., & Faggio, C. (2019). Fish response to hypoxia stress: growth, physiological, and immunological biomarkers. *Fish Physiology and Biochemistry*, 45(3), 997-1013. doi: 10.1007/s10695-019-00614-9
- Thatcher, V. E. (1993). *Trematódeos Neotropicais*. Manaus, AM: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Thatcher, V. E. (2006). *Amazon fish parasites* (vol. 1). (2nd ed.). Sofia-Moscow: Pensoft.
- Thomas, F., Brown, S. P., Sukhdeo, M., & Renaud, F. (2002). Understanding parasite strategies: a state-dependent approach? *Trends in Parasitology*, 18(9), 387-390. doi: 10.1016/S1471-4922(02)02339-5
- Timi, J.T., & Poulin, R. (2020). Why ignoring parasites in fish ecology is a mistake. *International Journal for Parasitology*, In Press, Corrected Proof. doi: 10.1016/j.ijpara.2020.04.007
- Townsend, C.R., Uhlmann, S.S. & Matthaei, C.D. (2008). Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of applied ecology*, 45, 1810-1819. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01548.x
- Townsend, C. R., Begon, M., & Harper, J. L. (2009). *Fundamentos em ecologia* (3 ed.). São Paulo, SP: Artmed Editora.
- Travassos, L., Freitas, J. F., & Kohn, A. (1969). Trematódeos do Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 67(1), 1-886.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130–137. doi: 10.1139/f80-017
- Virkkala, R., Aalto, J., Heikkinen, R. K., Rajasärkkä, A., Kuusela, S., Leikola, N., & Luoto, M. (2020). Can Topographic Variation in Climate Buffer against Climate Change-Induced Population Declines in Northern Forest Birds?. *Diversity*, 12(2), 56. doi: 10.3390/d12020056

- Wells, K., & Clark, N. J. (2019). Host specificity in variable environments. *Trends in parasitology*, 35(6), 452-465. doi: 10.1016/j.pt.2019.04.001
- Wood, C.L., Zgliczynski, B.J., Haupt, A.J., Guerra, A.S., Micheli, F., & Sandin, S.A. (2018). Human impacts decouple a fundamental ecological relationship—the positive association between host diversity and parasite diversity. *Global change biology* 24, 3666–3679. doi: 10.1111/gcb.14159
- Young, H.S.; Dirzo, R.; Mccauley, D.J.; Agwanda, B.; Cattaneo, L.; & Dittmar, K. (2015). Drivers of intensity and prevalence of flea parasitism on small mammals in east african savanna ecosystems. *Journal of parasitology*, 101(3), 327-335. doi: 10.1645/14-684.1
- Young, H. S., Parker, I. M., Gilbert, G. S., Guerra, A. S., & Nunn, C. L. (2017). Introduced species, disease ecology, and biodiversity–disease relationships. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(1), 41-54. doi: 10.1016/j.tree.2016.09.008
- Zerebecki, R.A.; & Sorte, C.J.B. (2011). Temperature tolerance and stress proteins as mechanisms of invasive species success. *Plos one* 6(4). doi: 10.1371/journal.pone.0014806
- Zuanon, J.; Mendonça, F.P.; Espírito Santo, H.M. V.; Galuch, A.V.; & Akama, A. (2015). *Guia de peixes da reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central* (1 ed.). Manaus, AM: editora Inpa.

Material suplementar

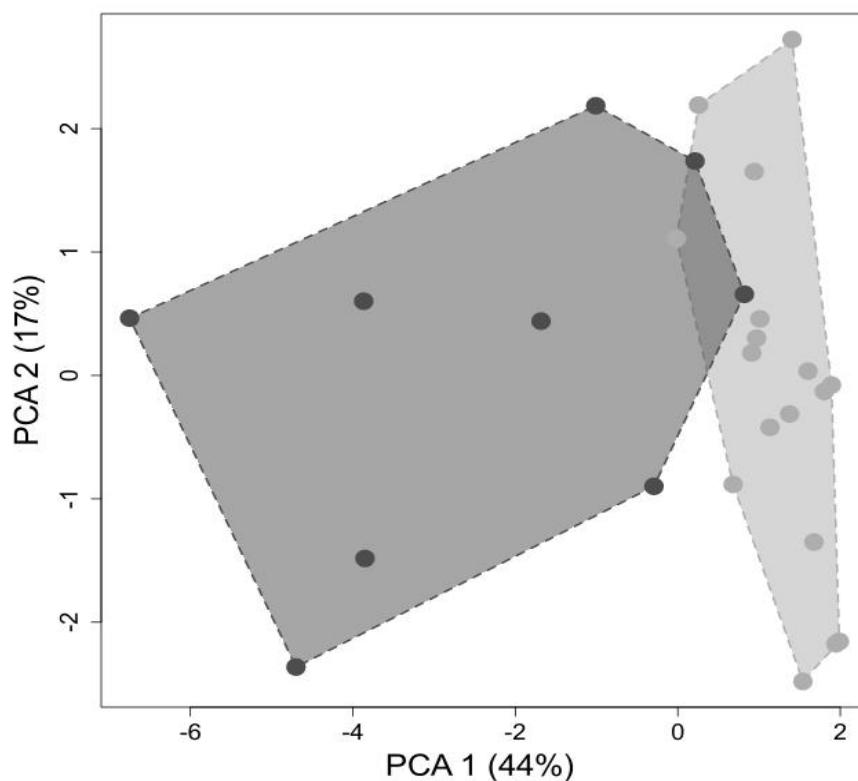


Figura suplementar 1: Análise de Componentes Principais (PCA) com base nas variáveis ambientais, mostrando a separação entre riachos prístinos (cinza escuro) e os riachos com diferentes níveis de degradação ambiental (cinza claro).

Tabela suplementar 1: Localização, características limnológicas e estruturais mensuradas em sete riachos, onde foram realizadas coletas adicionais de exemplares de peixes hospedeiros.

Riacho #	Lat.	Long.	Dossel	Larg.	Prof.	Vel.	Fósf.	Amô.	Nit.	Nitra.	pH	Temp.	Cond.	O2
1	03°05'29,1" S	59°59'40,7"W	13,54	1,21	0,0511	4,50	0,079	0,495	0,0261	0,010	6,24	27,5	86,60	4,75
33	02°57'00,0" S	59°59'05,0"W	14,3	3,21	0,213	3,1	0,014	0,029	0,011	0,001	4,18	25,8	14,9	4,7
35	03°02'58,0" S	60°02'49"W	76,3	1,55	0,157	3,6	0,159	1,101	0,092	0,007	6,70	27,1	66,1	2,9
41	03°04'45,1" S	59°55'34,7"W	18,2	0,86	0,054	4,3	0,014	0,054	0,032	0,012	4,80	27,1	33,5	5,3
50	03°04'57,9"S	60°00'14,7"W	63,5	1,17	0,185	9,90	0,034	1,232	0,015	0,004	6,76	27,1	132,4	3,96
58	03°08'01,5"S	60°00'07,6"W	100	8,00	1,20	5,4	0,567	4,678	0,345	0,045	7,2	28,3	268,8	1,0
59	03°03'59,3"S	60°04'08,1"W	87	5,50	0,25	2,1	0,245	2,487	0,241	0,021	6,8	28,6	132,4	2,5

Temp = temperatura; Cond = condutividade; Fósf. = Fósforo; Amô. = Amônia; Nit. = nitrito; Nitra. = nitrato; Vel. = Velocidade; Prof. = profundidade.