



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

SERGIO LUCAS DA ROCHA CUNHA

**CARCAÇAS DE PEIXES EM RIOS INTERMITENTES: FONTES OU DRENOS DE
FÓSFORO?**

FORTALEZA

2019

SERGIO LUCAS DA ROCHA CUNHA

CARCAÇAS DE PEIXES EM RIOS INTERMITENTES: FONTES OU DRENOS DE
FÓSFORO?

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia Aquática.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Carla Ferreira Rezende

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- C98c Cunha, Sergio Lucas da Rocha.
Carcaças de peixes em rios intermitentes : fontes ou drenos de fósforo? / Sergio Lucas da Rocha Cunha. –
2019.
54 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação
em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2019.
Orientação: Profa. Dra. Carla Ferreira Rezende.
1. Dreno de nutrientes. 2. Rio intermitente. 3. Peixe. 4. Fósforo. 5. Predação. I. Título.
CDD 577
-

SERGIO LUCAS DA ROCHA CUNHA

CARCAÇAS DE PEIXES EM RIOS INTERMITENTES: FONTES OU DRENOS DE
FÓSFORO?

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia Aquática.

Aprovado em: 21/05/2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª. Dra. Carla Ferreira Rezende (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^ª. Dra. Eugenia Zandonà
Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ)

Prof. Dr. José Luiz de Attayde
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

A Deus

Minha família

Mestres e amigos

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos naturais, sobretudo a Roberta Boscaini Zandavalli (Coordenadora) pelo esforço em construir uma boa relação com estudantes e com o progresso do programa. A secretária Elaine por ser compromissada e atenciosa com todos (sempre paciente também).

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por conceder a bolsa a mim e tantos outros estudantes. O auxílio que foi importantíssimo pode, num futuro próximo, deixar de existir. Por isso agradeço imensamente aos que vieram antes de mim e todos os que lutam pelo progresso, pois esses fundaram as condições presentes e buscam sempre superar a resitência ao desenvolvimento da ciência e sociedade.

Agradeço a minha orientadora Carla Ferreira Rezende por me receber de tão longe e me conceder a oportunidade incrível de estudar ecologia de rios intermitentes. Todas as discussões, comentários em textos, cobranças (até que não muito) e apoio auxiliaram no meu amadurecimento e preparação para os passos que estão por vir.

Agradeço muito a todos os professores que me auxiliaram na caminhada até aqui, em especial aos que lecionaram as disciplinas que participei durante o mestrado. Palavras de orientação, ensinamentos e conselhos foram fundamentais para a minha formação, muitos me inspiram na caminhada como cientista e como professor. Agradeço também aos professores que ,propositalmentenão, ajudaram ou tentaram atrapalhar, esses dão grande exemplo a não ser seguido e no fim me ajudaram a lidar melhor com a diversidade de ideias e caráteres.

Gratidão a todos os meus colegas de laboratório, amigos que ficaram para a vida e que me ajudaram de perto durante o mestrado. Agradeço muito ao Keilo e Sarah por me ensinarem sobre identificação de peixes e em especial ao Keilo por me apresentar a bacia do Mundaú e Itapipoca no primeiro momento. Agradeço muito especial para a Tamara (conselheira de assuntos diversos e científicos), Daniel (auxiliar de assuntos solísticos e logísticos) e Maria Rita (Auxiliar de assuntos mapísticos e de rally dos Sertões) pelo apoio logístico, emocional e intelectual. O trabalho de campo com a equipe do PRONEM rendeu momentos muito felizes (e estressantes) que sempre lembrarei, agradeço muito a toda ajuda em campo, laboratório e vida. Agradecimento não menos especial aos meus outros colegas de laboratórios, aqueles que não auxiliaram diretamente no trabalho também ajudaram com o convívio harmonioso e fraterno. Os dias foram melhores com vocês.

Agradeço muito aos amigos da turma do mestrado e doutorado, passamos por muito apertado e momentos felizes juntos e lembro de todos com muita alegria. Em especialíssimo agradeço a Xavier (e o Filho é claro), Margarida e James que são verdadeiros presentes da vida em forma de amigos, sou fã cega eu sei.

Gratidão enorme ao Léo que me recebeu em casa como inquilino. Passei uma boa temporada na sua casa e te considero um amigo de muita estima.

Agradecimentos sem palavras que possam transmitir a minha companheira Carol e sua família. Vocês me receberam em Fortaleza de uma maneira que pouquíssimos seriam capazes de fazer e me apoiam como Pai e Mãe, na figura do Seu Geraldo e Dona Graça, e irmãos, Felipe e Cacau. Carolina te agradeço muito por estar ao meu lado e por ser um dos motivos que me trouxeram a Fortaleza e por consequência aos rios intermitentes.

Por fim agradeço muito a minha família por todo o apoio e amor. Meus pais Heloisa e Sergio que estiveram sempre ao meu lado em todas as decisões e me auxiliaram em tudo até aqui, minha irmã (Mana) por ser irmã e amiga que está sempre ao meu lado (mesmo considerando meus erros), a Izabella por ser minha irmã mais nova e grande alegria da casa, a minha Tia Nevinha por ser uma segunda Mãe que teve um papel imprescindível para que eu chegasse até aqui. Acima de tudo agradeço a Deus por me auxiliar durante toda a caminhada e por colocar todas essas pessoas na minha vida.

“When the study of the household (ecology) and the management of the household (economics) can be merged, and when ethics can be extended to include environmental as well as human values, then we can be optimistic about the future of humankind. Accordingly, bringing together these three ‘E’s’ is the ultimate holism and the great challenge for our future.”

Eugene Odum

RESUMO

Animais são importantes na ciclagem de nutrientes por vias diretas e indiretas. Nos ecossistemas aquáticos, peixes representam um *pool* estável de nutrientes e são geralmente considerados drenos, sequestrando quantidades de nutriente maiores do que é liberado. Contudo, considerar peixes drenos ou fontes de nutrientes depende principalmente da quantidade de nutrientes que os estoques representam, movimentação de indivíduos, variação temporal e espacial da biomassa e destino dos nutrientes do corpo após a morte. Em rios intermitentes, onde a fase seca pode promover eventos de mortalidade de peixes anualmente, é possível que carcaças de peixes atuem nos processos biogeoquímicos como fontes. Sendo assim, o presente estudo buscou investigar se carcaças de peixes, produtos da mortalidade da seca anual, são uma fonte de fósforo (P) em rios intermitentes. Foi quantificada a composição de P das espécies mais abundantes em um rio intermitente do semi-árido brasileiro e a flutuação de biomassa dessas espécies de peixe foi utilizada para estimar o P potencialmente disponibilizado pela mortalidade. Adicionalmente, foi realizado um experimento em poças artificiais para quantificar a predação de peixes e a identidade dos predadores. Os resultados mostram que ocorreu diminuição de biomassa de peixes no trecho médio do rio apenas ao final da fase seca. Em contraposição, no trecho mais baixo do rio foi verificado aumento de biomassa. Além disso, ocorreu alta predação de carcaças de peixes no experimento realizado. Nos sistemas intermitentes a alternância do fluxo de água potencializa o papel de peixes como drenos por mecanismos diferentes dependendo da presença ou não de poças remanescentes. Nesse cenário, peixes são doadores de nutrientes para os sistemas terrestres onde o rio seca via alta retirada de carcaças por predadores e representam um *pool* estável e crescente de fósforo onde poças ocorrem durante toda a estação seca.

Palavras-chave: dreno de nutrientes; rio intermitente; peixe; fósforo; predação.

ABSTRACT

Animals are directly and indirectly important in nutrient cycling. Fish represents steady pools of nutrients in aquatic ecosystem recognized as nutrient sinks, accumulating over time more nutrients than is recycled by releasing. Nevertheless, considering fish as nutrient sink or source depends on pool size, emigration and immigration, spatial and temporal biomass changes, and fate of post mortem nutrients. Annual cease of flow in Intermittent rivers can promotes fish kills that potentially causes sources of nutrients. The goal of this study is to investigate if fish carcasses represents a Phosphorus (P) source in intermittent rivers. We quantified phosphorus composition of the most abundant fish species in a intermittent river and temporal biomass change of these species to estimate P potentially released by fish mortality. Furthermore, we test whether fish carcasses were predated or not and identified fish scavengers in artificial river pools. The results shows a fish biomass temporal decrease in the middle reach of the river only in the dry season very end. On the other hand, in the low river reaches the overall fish biomass increase over time. Moreover, fish carcasses were highly predated in artificial river pools. River intermittence can enhance the fish role as sink of nutrients by different mechanisms that depends on the presence or absence of remanent pools. On the basis of these results, it can be concluded that fish carcasses in intermittent rivers are nutrient subsidies to terrestrial ecosystem in sites where total flow cease, whereas fish are steady pool of Phosphorus capable to accumulate nutrients during dry season remanent river pools sites.

Keywords: nutrient sink; intermittent river; fish; phosphorus; predation.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	PERGUNTAS.....	16
3	HIPÓTESE.....	16
4	PREVISÕES.....	16
5	MATERIAIS E MÉTODOS.....	16
5.1	Local de estudo.....	16
5.2	Delineamento Amostral	18
5.3	Variáveis ambientais.....	19
5.4	Amostragem e coleta da Ictiofauna	20
5.5	Quantificação de Fósforo na água e sedimento.....	21
5.6	Quantificação de Fósforo no corpo dos animais.....	21
5.7	Biomassa de peixe.....	22
5.8	Experimento de Predação.....	23
5.9	Análise dos dados.....	23
6	RESULTADOS.....	26
7	DISCUSSÃO.....	32
8	CONCLUSÃO.....	34
	REFERÊNCIAS.....	37
	APÊNDICE A — PESO E COMPRIMENTO PADRÃO DE 14 ESPÉCIES DE PEIXE DO RIO CRUXATI.....	45
	APÊNDICE B — COORDENADAS GEOGRÁFICAS DOS PONTOS DE COLETA NO RIO CRUXATI.....	47
	APÊNDICE C — MÉTODOS PARA O FRACIONAMENTO	48

SEQUENCIAL DE FÓSFORO.....	
APÊNDICE D — VARIÁVEIS AMBIENTAIS DOS PONTOS DE COLETA NAS TRÊS CAMPANHAS.....	50
APÊNDICE E — GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE RENDIMENTO POTENCIAL DE FÓSFORO E CARACTERÍSTICAS DAS ESPÉCIES...	55
APÊNDICE F — GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NA ÁGUA E NAS FRAÇÕES DO SOLO.....	56
APÊNDICE G — GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NA ÁGUA E CARACTERÍSTICAS DAS ESPÉCIES.....	57

1 INTRODUÇÃO

O papel de animais em processos biogeoquímicos é extensamente reconhecido (ALLGEIER *et al.*, 2014; GRIMM, 1988; HJERNE & HANSON, 2002; PASTOR *et al.*, 1993). Sobretudo quando a biomassa de um grupo é relativamente expressiva (MCINTYRE *et al.*, 2008). Efeitos indiretos nesses processos emergem da regulação e modificação de teias tróficas e modificações físicas dos ecossistemas (e.g. bioturbação) (ESTES *et al.*, 2011; SCHMITZ *et al.*, 2010; VANNI, 2002). Enquanto a influência direta dos animais no fluxo de nutrientes se traduz no consumo de presas, assimilação de nutrientes (alocados em crescimento e reprodução) e eliminação de resíduos via excreção e egestão (VANNI, 2002; WARDLE & BARDGETT, 2004). Dessa forma, espécies de elevado tempo de vida representam um compartimento estável de nutrientes (GRIFFITHS, 2006), mantendo o assimilado indisponível enquanto vivos e atuando na reciclagem ou translocação, principalmente através da excreção (Vanni *et al.*, 2006). Além disso, os efeitos causados por animais são potencializados pela composição mais concentrada em comparação com plantas e outros compartimentos não vivos (MOORE *et al.*, 2004; STERNER & ELSER, 2002).

No ambiente aquático peixes geralmente apresentam maior biomassa rica em nutrientes e estável ao longo do tempo (KITCHEL *et al.*, 1975; MCINTYRE & FLECKER, 2010). A alta mobilidade permite a translocação de nutrientes entre habitats de um ecossistema ou em longas distâncias (JANETSKI *et al.*, 2009; NISLOW *ET AL.*, 2004; VARPE *et al.*, 2005) e esses organismos são reconhecidos por ser fonte de nutrientes via excreção (PERSSON, 1997; WILLIAMSON *et al.*, 2018). Peixes representam uma forma estável de estoque de nutrientes que alcança proporções que justificam até a retirada de indivíduos de ambientes eutróficos como mecanismo para melhorar a qualidade da água (CATALANO *et al.*, 2010; SCHAUS *et al.*, 2010). Nesse contexto de processos biogeoquímicos a dinâmica de fósforo (P) e nitrogênio (N) tem recebido mais atenção em ecossistemas aquáticos (ATKINSON *et al.*, 2017; ELSER *et al.*, 2007; SMITH, 1979).

O cenário de pouca disponibilidade de P é muito influenciado pela composição mineralógica do solo. Além do P presente na forma mineral esse elemento circula de forma substancial entre os peixes retornando para o ambiente a partir de excreção e decomposição do corpo (BOROS *et al.*, 2015; CAPPS & FLECKER, 2013; KITCHEL *et al.*, 1979;

MCINTYRE *et al.*, 2008; ZIMMER *et al.*, 2006). Essa dinâmica de fluxo de P é importante para a produção primária ao torná-lo disponível no ambiente (ANDRÉ *et al.*, 2003; ATTAYDE & HANSSON, 2001; VANNI, 2002).

Nos peixes a maior parte do fósforo está concentrado em ossos e escamas (HENDRIXSON *et al.*, 2007) que são consideradas estruturas recalcitrantes (PARMENTER & LAMARRA, 1991). A decomposição pode ser ainda retardada pelo soterramento de curto ou longo prazo por sedimentos (KITCHEL *et al.*, 1975; VALLENTYNE, 1960). Entretanto, a decomposição completa dessas estruturas pode ocorrer em aproximadamente três meses em ecossistemas lóticos em condições de baixa profundidade (BOROS *et al.*, 2015). Uma vez que não ocorra o soterramento os efeitos *post-mortem* de peixes para o fluxo de nutrientes devem seguir duas alternativas mais gerais de trajetória: no caso das carcaças sofrerem decomposição no ecossistema aquático se espera um pulso de nutrientes, ocasionando aumento da produção primária e transferência de nutrientes entre níveis tróficos (NOWLIN *et al.*, 2008). De maneira diferente, carcaças retiradas podem servir de subsídio para outros ecossistemas gerando respostas complexas ao alterar o ciclo de nutrientes, produtividade primária e cadeias tróficas (KITCHEL *et al.*, 1975; MARCARELLI *et al.*, 2011; NOWLIN *et al.*, 2008; VANNI, 2002).

A concentração elevada de nutrientes em peixes e alta biomassa fomentam o potencial desses organismos como compartimento de nutrientes (STERNER & ELSER, 2002). Com base nisso, deduz-se que esses organismos são drenos de fósforo, sequestrando e armazenando quantidades desse nutriente maiores do que é liberado (e.g. CAPPS *et al.*, 2013; GRIFFITHS, 2006; SEREDA *et al.*, 2008). Contudo, considerar peixes drenos ou fontes de fósforo para o sistema aquático depende da definição de uma escala espacial e temporal, quantidade de nutrientes que os estoques representam em relação ao meio, emigração e imigração de indivíduos, hábitos alimentares, variação temporal e espacial da biomassa e do destino de carcaças em eventos de mortalidade (VANNI *et al.*, 2013). O destino de carcaças é crítico para definir o papel desses animais em ecossistemas aquáticos, sobretudo nos casos de eventos de mortalidade em massa (*fish kills*).

Rios intermitentes são sistemas onde é provável que ocorram flutuações da biomassa de peixes ocasionadas devido a seca e consequente mortalidade em massa (MEDEIROS & MALTCHIK, 2001). Esses sistemas comuns de regiões áridas e semiáridas representam mais de 30% das redes de drenagem do mundo (TOOTH, 2000) e são caracterizados por um regime de perturbação hídrica com diminuição do fluxo de água

ocasionada pela baixa precipitação, altas taxas de evaporação e características geomorfológicas (SOPHOCLEOUS, 2002; STANLEY *et al.*, 1997). Considerando tais características é pertinente a utilização desses sistemas para investigar o destino e a contribuição de carcaças em processos biogeoquímicos.

Nesse estudo foi investigado o papel de peixes como fonte de nutrientes ou drenos em um sistema aquático caracterizado pela perturbação hídrica sazonal, rios intermitentes. Considera-se as seguintes condições para que as carcaças de peixes representem fonte de nutrientes para rios intermitentes: 1) É necessário que se verifique diminuição da biomassa ao longo da estação seca e que ao mesmo tempo 2) não ocorra retirada considerável das carcaças por predadores externos a esse ecossistema aquático.

2 PERGUNTAS

Qual a contribuição de carcaças de peixes na ciclagem de fósforo em rios intermitentes?

3 HIPÓTESE

As carcaças de peixes são uma fonte de fósforo importante para rios intermitentes.

4 PREVISÕES

P1 - A biomassa da comunidade de peixes nas áreas amostradas diminuirá ao longo do tempo no período de seca;

P2 - Carcaças de peixes não são retiradas do leito do rio por predadores terrestres.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Local de estudo

As coletas foram realizadas no Rio Cruxati (3.1888° S 39.5774° W), o principal afluente da bacia do rio Mundaú. O rio Cruxati e o rio Mundaú nascem no maciço de Urubertama, em altitudes de aproximadamente 970 m. Esse rio percorre cerca de 76.5 km até

o encontro com o Rio Mundaú, a partir desse ponto percorrem mais 21.1 km até a foz na praia do Mundaú. O rio Cruxati é um rio intermitente, com fluxo de água em aproximadamente três meses do ano.

A bacia do rio Mundaú é uma das cinco sub-bacias que compõem bacia do Litoral. Essa região está localizada no clima semiárido com médias de precipitação anuais de 1134.4 mm, evaporação de 1914.70 mm e temperaturas entre 26°C e 28 °C com maiores picos de precipitação entre os meses de janeiro e junho. A localização e composição de espécies aquáticas permitem incluir a bacia do rio Mundaú na ecoregião da Caatinga do Nordeste Central (MNCE) (ABELL *et al.*, 2008; LIMA *et al.*, 2017; ROSA *et al.*, 2003). A ictiofauna da MNCE é a mais ameaçada das ecoregiões situadas na Caatinga devido a intermitência dos rios da região (ROSA *et al.* 2003, LIMA *et al.* 2017).

O ciclo hidrológico dos rios intermitentes do semiárido do Brasil pode ser dividido em três fases: (i) Pré-seca – breve período de chuvas torrenciais e fluxo contínuo dos rios, (ii) Seca – período que se inicia com a diminuição repentina da precipitação que ocasiona a fragmentação do rio em poças e (iii) Pós-seca – período das primeiras chuvas que provocam maior aporte de água para as poças remanescentes. A fase Seca é o período mais longo do ciclo hidrológico, podendo durar até 9 meses (Figura 1) (e.g. Maltchik e Medeiros, 2006).

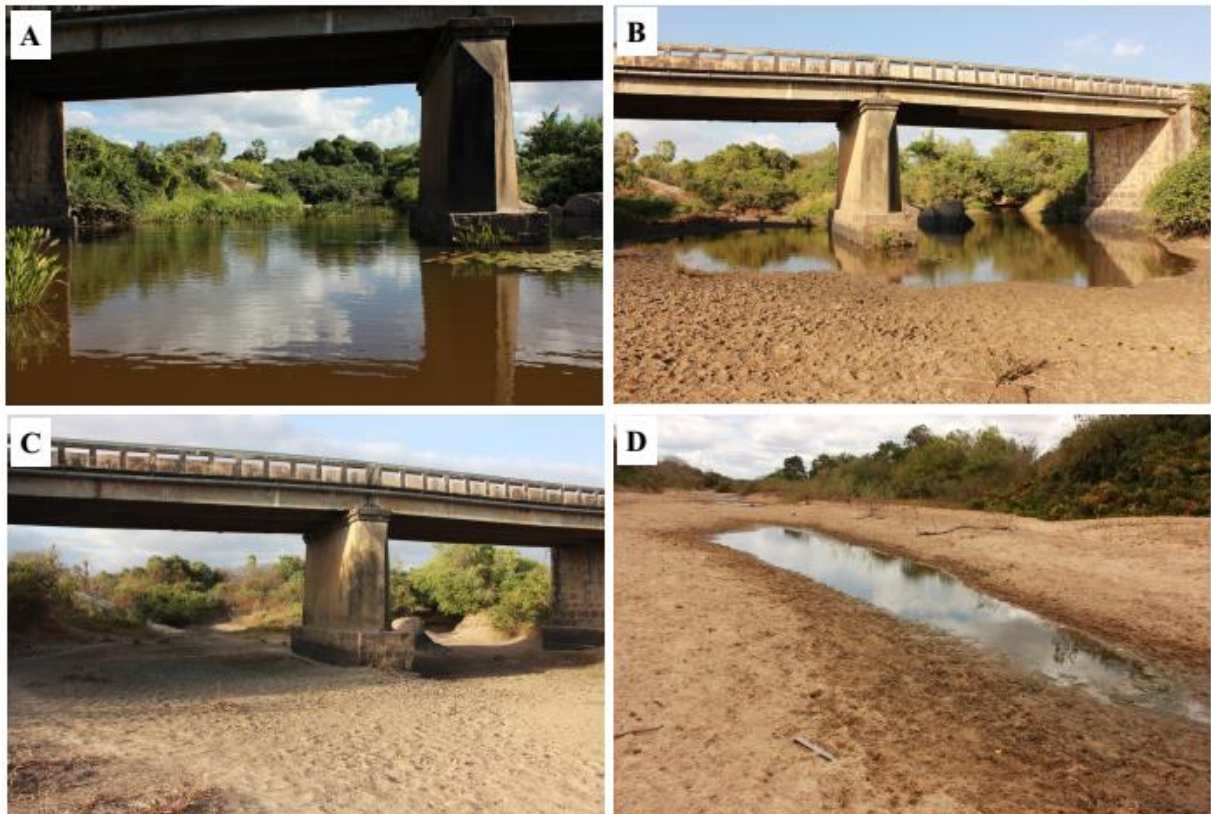


Figura 1. Ciclo hidrológico em mudança entre o período de Pré-seca (A), apresentando fluxo de água, e Seca com a fragmentação do rio em poças (B) e possibilidade de seca completa (C). (D) Poças remanescentes no período de Pós-seca recebendo aporte de água das chuvas.

5.2 Delineamento Amostral

As coletas foram realizadas nos meses de junho, setembro e novembro de 2018, totalizando três coletas durante a fase Seca. Foram amostradas nove localidades ao longo do trecho médio do rio Cruxati, sendo três tributários (Pontos P2, P3 e P4) e seis no canal principal do rio (Pontos P1, P5, P6, P7, P8 e P9) (Figura 2). O trecho médio foi amostrado em virtude da disponibilidade de água por um período mais extenso em relação ao trecho alto e por apresentar a maior abundância e riqueza de espécies de peixes sem a presença de espécies marinhas como no trecho mais baixo do rio (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

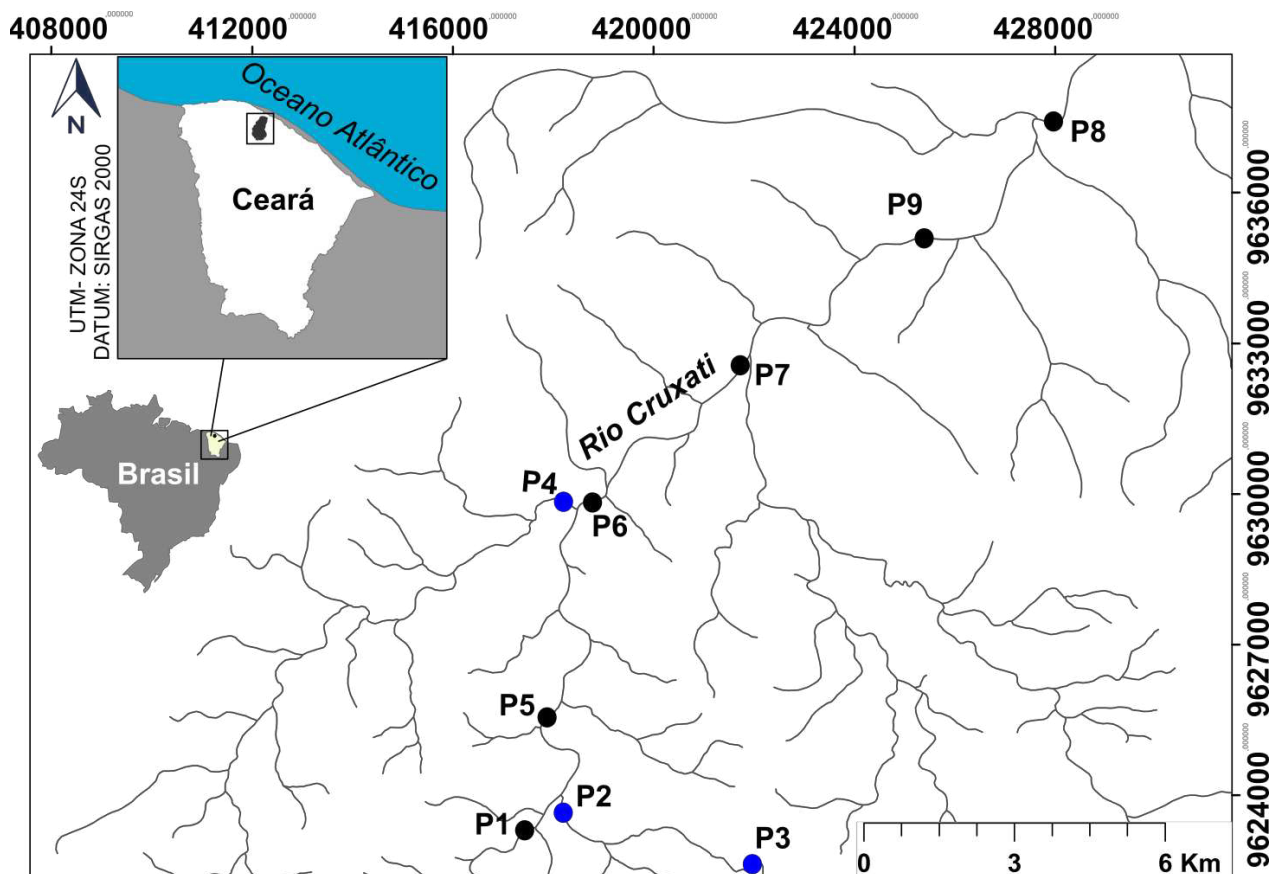


Figura 2. Mapa dos nove pontos amostrados no rio Cruxati. Pontos coloridos em preto P1, P5, P6, P7, P8 e P9 são localizados no canal principal do rio e os pontos em azul P2, P3 e P4 estão em tributários. As coordenadas geográficas dos pontos estão disponíveis no Apêndice B.

O comprimento dos trechos amostrados foi definido a partir do cálculo aproximado a 10 vezes a largura média dos cursos d'água. Sendo assim, posteriormente a medição de larguras médias dos cursos d'água a amostragem foi padronizada para 200 metros nos trechos de canal principal e 100 metros nos tributários. Cada trecho foi subdividido em 4 seções (I, II, III e IV) de mesmo comprimento, seções de 50 metros nos trechos de canal principal do rio e 25 metros nos tributários (Figura 3). Em cada seção foram demarcados três transectos equidistantes para auxiliar a padronização das medições de variáveis ambientais.

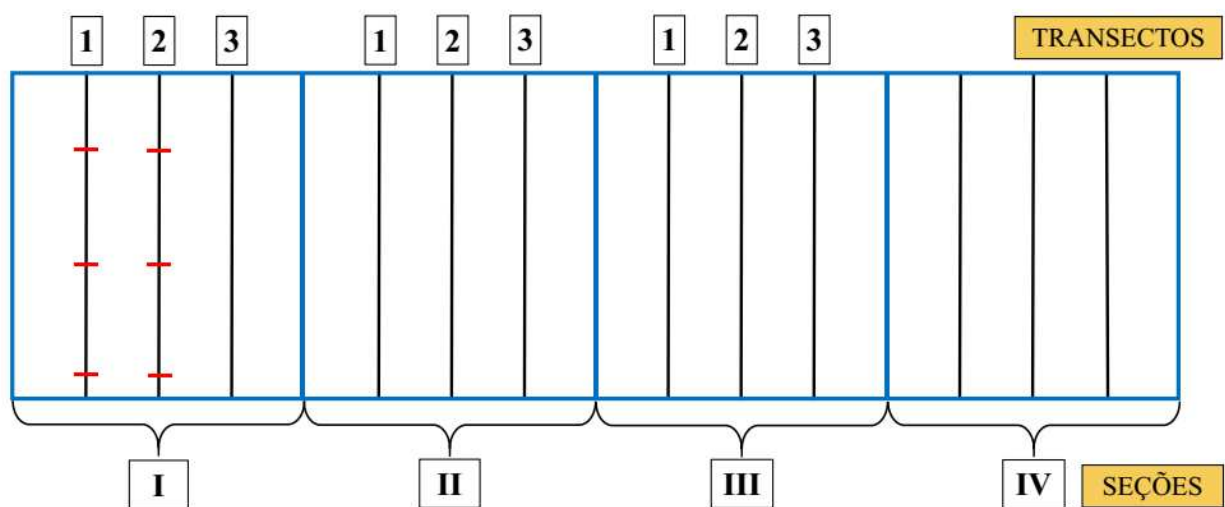


Figura 3. Modelo esquemático do delineamento amostral de cada trecho amostrado. As linhas em azul limitam as seções e as linhas pretas representam os transectos em cada seção. Em vermelho a representação dos três pontos equidistantes para sondagem de substrato em cada transecto.

5.3 Variáveis ambientais

Nas duas extremidades de cada seção e em cada transecto foram aferidas medidas das variáveis físicas e químicas: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica (mS/cm), oxigênio dissolvido (%) e pH com a sonda multiparamétrica YSI Professional Plus 700 e turbidez (NTU) utilizando turbidímetro Digimed AP200. Em cada transecto foi mensurada a largura (m) e seis medidas de profundidade (cm) equidistantes. Cada transecto foi também subdividido em três pontos equidistantes. Em cada ponto o substrato foi classificado nas seguintes categorias: Folhas, silte/argila (<0.2 cm), areia (0.2-2 mm), cascalho (2-16 mm), seixo (60-250 mm), pedra pequena (250-1000 mm), pedra grande (1-4 m). Adicionalmente,

foi realizado por seção uma estimativa visual da porcentagem de tipos de abrigos para peixes: Macrófitas, galhos, troncos, raízes ou árvores vivas, sombreamento da vegetação, pedras e lodo.

Os tipos de substrato verificados foram utilizadas para o cálculo do Índice de Diversidade de Simpson. De maneira semelhante, os valores de porcentagem de tipos de abrigos para peixe foram classificados em quatro categorias segundo a porcentagem estimada em cada seção (valores <10%=1, valores entre 10% e 40%=2, valores entre 40% e 75%=3 e valores maiores que 75%=4) e então foi calculado o Índice de Diversidade de Simpson.

Em cada trecho foram coletadas três amostras de água (seções I, II e IV) para quantificação de Fósforo Total e Ortofosfato (PO_4^{3-}). Após a coleta, as amostras foram condicionadas no gelo para transporte até o Laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos (LEAA-UFC). Além disso, foram coletadas amostras de solo na campanha de junho de 2018 em seis trechos, três trechos no canal principal (Localidades 1, 6 e 8) e três trechos de riacho (Localidades 2, 3 e 4). As amostras de solo foram coletadas utilizando Trado Josefina na camada superficial do leito do rio (0-3 cm) Após a coleta as amostras foram transportadas congeladas e em gelo para o Laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos (LEAA-UFC).

5.4 Amostragem e coleta da Ictiofauna

Em cada seção foram feitos três arrastos (rede de arrasto de 3,5 x 2,5m com malha de 5 mm) para a amostragem de peixes ao longo do tempo. Os peixes capturados em cada arrasto foram alocados em caixas perfuradas individuais (dimensão de 55 x 35 x 30 com revestimento de tela 3 mm) imersas na água do rio para a identificação e contagem de indivíduos. Os peixes foram devolvidos na mesma seção após a contagem. As coletas foram autorizadas pela licença de número de 61276-1 expedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (ICMBio/SISBIO) e os procedimentos foram aprovados pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Ceará (CEUA Nº do protocolo 7344060218).

Em junho de 2018, foram coletados para a análise de fósforo 10 indivíduos das 14 espécies mais abundantes no rio Cruxati, totalizando 140 indivíduos. Os peixes para análise de fósforo não foram coletados dentro das nove localidades que foram amostradas

temporalmente para monitoramento da biomassa. Foi utilizada uma localidade próxima ao ponto de coleta P8 (3.280581° S 39.647867° W) para essa finalidade, com intuito de não interferir nas medidas de biomassa das espécies de peixe.

Em campo, os peixes foram eutanasiados em uma solução de Eugenol (diluído anteriormente em álcool 92,8° em uma proporção de 1:10) a 300 mg/L Vidal *et al.* (2008) e transportados em gelo para o Laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos (LEAA-UFC). O procedimento adotado foi aprovado pelo Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Ceará (CEUA N° do protocolo 7344060218).

5.5 Quantificação de Fósforo na água e sedimento

Após o término de cada campanha amostras de água foram enviadas em gelo para o Laboratório de Saneamento Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - Campus Limoeiro do Norte (LABOSAM-IFCE) onde foram quantificados o Fósforo Total e o Ortofosfato (PO_4^{3-}) presente na água. A análise do Fósforo total foi realizada após a digestão em Persulfato para que todo o fósforo associado a matéria orgânica fosse liberado na forma de ortofosfato. Foi quantificado também o ortofosfato dissolvido na água em amostras não submetidas a nenhum método de digestão. As amostras de água não digeridas para análise de ortofosfato e as amostras preparadas para mensurar Fósforo total foram analisadas pelo método do ácido ascórbico (MURPHY & RILEY, 1962). Os ensaios tiveram a absorvância medida em espectrofotômetro no espectro de cor de 880 nm.

As amostras de sedimento coletadas foram enviadas para o Laboratório de Ciências do Solo (ESALQ-USP) para quantificação de fósforo nas frações Fósforo Trocável, Fósforo adsorvido aos óxidos-hidróxidos de Ferro, Fósforo associado aos filossilicatos e hidróxidos de Alumínio, Fósforo associado aos ácidos húmicos, Fósforo associado aos carbonatos e apatita, Fósforo associado à matéria orgânica refratária e Fósforo total como somatório de todas as frações. O fracionamento do fósforo foi realizado em amostras úmidas de sedimento (2g) seguindo o método de extração sequencial proposto por PALUDAN & JENSEN (1995) e PALUDAN & MORRIS (1999) (para mais detalhes sobre o método verificar Nobrega *et al.*, 2014 e o Apêndice C). Todos os extratos do fracionamento foram analisados pelo método do ácido ascórbico (MURPHY & RILEY, 1962). Os ensaios tiveram a absorvância medida em espectrofotômetro no espectro de cor de 880 nm.

5.6 Quantificação de Fósforo no corpo dos animais

No Laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos (LEAA-UFC) o corpo de cada indivíduo coletado foi seco individualmente em estufa a 80°C. Após a secagem as amostras foram maceradas até a obtenção de um pó fino e homogêneo. Os tecidos macerados foram então enviados para o Laboratório de Ciências do Solo (ESALQ-USP), onde as etapas de extração do fósforo e quantificação foram realizadas. As amostras foram pesadas em balança analítica e separadas em subamostras com peso de aproximadamente 2 a 4 mg por indivíduo. Em seguida, as amostras foram incineradas em mufla a 500°C, posteriormente foi realizada a digestão em ácido com HCL 1N em autoclave a aproximadamente 105°C. O resultado desses procedimentos é uma solução com ortofosfato dissolvido (PO_4^{3-}) que foi quantificado utilizando o método do ácido ascórbico (MURPHY & RILEY, 1977). Os ensaios tiveram a absorvância medida em espectrofotômetro no espectro de cor de 880 nm.

5.7 Biomassa de peixes

A biomassa dos peixes das três campanhas foi estimada de maneira indireta com a pesagem de espécimes coletados na mesma bacia no ano de 2016. Foram obtidos dados de peso para as espécies *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (n= 846), *Hemigramus* sp. (n= 1128), *Steindachnerina notonota* (Miranda Ribeiro, 1937) (n= 483), *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (n= 89), *Prochilodus brevis* Steindachner, 1875 (n= 95) e *Poecilia vivipara* Bloch & Schneider, 1801 (n= 3428) (Apêndice A). Adicionalmente, foram utilizados resultados publicados por Terra *et al.* (2017) para as espécies *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus 1758) (n= 592), *Compsura heterura* Eigenmann, 1915 (n= 802), *Phenacogaster calverti* (Fowler, 1941) (n= 2066), *Serrapinnus heterodon* (Eigenmann, 1915) (n= 2970), *Serrapinnus piaba* (Lütken, 1875) (n= 624), *Cichlasoma orientale* Kullander, 1983 (n= 311), *Crenicichla menezesi* Ploeg, 1991 (n= 63) e *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) (n= 329).

A biomassa foi estimada pela multiplicação da abundância relativa da espécie (N) pelo peso médio (W) da espécie (HAYES *et al.*, 2007). Os dados de biomassa foram

utilizados para o cálculo da biomassa estimada de fósforo dos peixes, que foi determinado com a multiplicação entre a biomassa estimada e a média de fósforo por espécie.

Os indivíduos foram pesados com o auxílio de balança analítica Shimadzu modelo BL320H com precisão de 0.001 g. Optamos pela mensuração indireta para minimizar a mortalidade acidental de peixes e não comprometer os resultados.

5.8 Experimento de Predação

Em novembro de 2018, foi realizado durante 72 horas, um experimento para avaliar a retirada de carcaças de peixes do leito do rio na fase seca. O experimento foi realizado no leito seco (sem poças) do trecho médio do Rio Cruxati.

Foram utilizadas 20 bacias de 30 litros (altura 30 cm e diâmetro de 50 cm) para simular poças naturais em processo de secagem. Um transecto de 400 metros foi traçado ao longo do leito do rio e as bacias foram distribuídas com distância de 20 metros entre elas. As bacias foram posicionadas próximas as margens do leito do rio alternando essa proximidade entre a margem esquerda e direita a cada bacia. As poças artificiais foram então preenchidas até aproximadamente 1/3 do volume com sedimento arenoso do leito do rio e posteriormente foram adicionados 16 litros de água.

Em cada bacia foram alocadas quatro carcaças de peixes, com comprimento padrão entre 3 e 5 cm, das espécies mais abundantes na bacia do Mundaú (TEIXEIRA *et al.*, 2017): *Astyanax bimaculatus*, *Cichlasoma orientale*, *Hoplias malabaricus* e *Poecilia vivipara*. Os indivíduos foram coletados na mesma localidade onde foram coletados os exemplares para a análise de fósforo. O grupo de espécies de cada bacia foi dependente da disponibilidade, sempre que possível foram utilizados indivíduos das quatro espécies. A ausência dos indivíduos foram checadas a cada 24 horas e quatro novos exemplares das espécies eram colocados nas bacias.

Adicionalmente, com a finalidade de identificar os possíveis predadores de peixes foi realizada a observação concomitante de três poças artificiais equidistantes (0, 200 e 400 metros) por um intervalo de dez horas após as 72 horas do experimento de quantificação de predação. Três pesquisadores se posicionaram à uma distância de 30 metros das réplicas do

experimento e, com o auxílio de binóculos, fizeram observações durante o período de 6 a 17 horas. Nessa etapa do experimento os predadores foram identificados até o menor nível taxonômico.

5.9 Análise dos dados

A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para verificar se ocorre diferença entre a composição de fósforo no corpo das espécies, nesse caso a variável explicativa foram as espécies de peixe e a variável resposta a concentração fósforo (mg/Kg). Como teste a posteriori foram realizados Testes t de Student pareados utilizando novamente como variável explicativa as espécies de peixe e como variável resposta a concentração de fósforo de cada espécie contra a média base de concentração de fósforo de todas as espécies.

A normalidade dos dados de biomassa total e de fósforo do corpo foram testados pelo teste de Shapiro-Wilk, os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade, por isso foram utilizados testes não-paramétricos.

Foram utilizados dois testes de Kruskal-Wallis para verificar se os valores de biomassa estimada e os valores de biomassa de fósforo diferiam entre as coletas, em ambos os casos a variável explicativa foram as coletas e as variáveis resposta foram respectivamente biomassa total de peixes e biomassa de fósforo nos peixes. O teste pareado de Wilcoxon foi utilizado como teste a posteriori.

Para avaliar a contribuição de fósforo para o sistema foram calculadas duas métricas: o rendimento potencial de fósforo e o acúmulo de fósforo nos peixes que representam respectivamente P potencialmente liberado para o ambiente e o P potencialmente sequestrado por peixes com o crescimento de populações. No caso de ocorrer diminuição de biomassa ao longo do tempo o rendimento potencial de fósforo foi determinado pela diferença entre o maior valor de biomassa verificado antes da última coleta e o valor de biomassa na última coleta. Esse cálculo foi utilizado com objetivo de avaliar a diminuição da biomassa entre as coletas sem subestimar os valores de rendimento. No caso de haver aumento da biomassa ao longo do tempo calculamos o acúmulo aproximado de fósforo nos peixes a partir da diferença entre o menor valor de biomassa verificado nas coletas anteriores a última e a

biomassa na última coleta. O objetivo desse cálculo foi verificar a flutuação positiva da biomassa ao longo do tempo, ou seja, maiores valores de biomassa ao final da fase seca.

Foram realizadas duas Análises de Variância (ANOVA) para avaliar a diferença do rendimento potencial/acúmulo de fósforo entre os pontos amostrados e entre espécies. Em ambos os casos a variável resposta foi o rendimento potencial/acúmulo de fósforo e na primeira análise a variável explicativa foram os pontos amostrados e na segunda as espécies de peixe. Como teste a posteriori em ambos os casos aplicamos o Teste t de Student pareado como descrito anteriormente no caso da composição de fósforo das espécies.

Para avaliar se o rendimento de fósforo das espécies apresenta relação com características das próprias espécies realizamos três testes de correlação de Pearson. Os testes de correlação foram aplicados entre o rendimento de fósforo das espécies e as variáveis: abundância relativa de cada espécie, pesos médios das espécie e a concentração média de fósforo no corpo.

A Análise de Redundância (RDA) foi realizada para estabelecer comparações diretas dos efeitos da matriz de variáveis ambientais mensuradas por seção na primeira coleta (matriz E) sobre a matriz de rendimento de Fósforo das espécies de peixe por seção dos pontos amostrados (matriz P).

A transformação de Hellinger foi aplicada na matriz P. A colinearidade das variáveis ambientais foi testada a partir do cálculo do fator de inflação de variância (VIF) e variáveis que apresentaram valor de VIF superior a 10 foram retiradas da análise.

A RDA foi realizada e a significância estatística global e dos eixos canônicos foi testada utilizando testes de permutação (999 permutações). Além disso, foram construídas duas matrizes explicativas com as variáveis presentes na matriz E: Matriz de variáveis limnológicas (Matriz L) e uma matriz de variáveis de estrutura dos habitats (Matriz H). As duas matrizes explicativas (matriz L e H) foram utilizadas para realizar o procedimento de particionamento de variância (BORCARD *et al.*, 1992; PERES-NETO *et al.*, 2006).

A partição de variância permite verificar como cada grupo de variáveis (limnológicas e estruturais) contribuem para a explicabilidade dos efeitos sobre a matriz resposta P. Por esse método as frações de variância correspondentes a cada matriz explicativa podem ser visualizadas juntamente com a variância explicada pelo conjunto das duas matrizes a partir de um diagrama de Venn. Anteriormente a análise de particionamento de variância

utilizamos o método de seleção de variáveis preditores *Foward selection* separadamente nas duas matrizes de variáveis preditoras (L e H) para alcançar um maior grau de parsimônia. Após o particionamento a significância estatística das frações de variância foram testadas a partir de testes de permutação (999 permutações) de todas as frações testáveis: Variância explicada pelas variáveis limnológicas somada a variância das duas matrizes explicativas [a+b], variância explicada pelas variáveis de estrutura de habitat somada a variância das duas matrizes explicativas [c+b], variância explicada pelas duas matrizes em conjunto somada a variância explicada pelas duas matrizes separadamente [a+b+c], variância explicada isoladamente pelas variáveis limnológicas [a] e a variância explicada isoladamente pelas variáveis de estrutura de habitat [c].

Foram aplicados sete testes de correlação de Pearson entre as concentrações de P na água e as concentrações de P nas frações do solo: P Trocável, P adsorvido aos óxido-hidróxidos de Ferro, P associado aos filosilicatos e hidróxidos de Alumínio, P associado a ácidos húmicos, P associado aos carbonatos e apatita, P associado à matéria orgânica refratária e a soma de todas as frações (P total). Além disso, três testes de correlação de Pearson foram realizadas entre as concentrações de P na água e as variáveis: Rendimento potencial de fósforo dos peixes, Biomassa total das espécies e abundância relativa das espécies de peixe.

6 RESULTADOS

A composição de fósforo no corpo das espécies de peixe variou entre 1.4% e 6.4% com diferença significativa entre as espécies ($F= 24.67$, $gl=13$, $p<0.001$). Com base nos resultados dos Testes t de Student pareados (Figura 4) verificamos que cinco espécies apresentaram valores significativamente inferiores a 3.04% (média geral): *O. niloticus* ($t= -5.66$, $gl= 5.57$, $p= 0.001$), *C. heterura* ($t= -4.66$, $gl= 7.42$, $p=0.002$), *S. heterodon* ($t= -3.53$, $gl= 18.09$, $p= 0.002$), *P. calverti* ($t= -3.01$, $gl= 18.73$, $p=0.007$) e *S. piaba* ($t= -3.34$, $gl= 27.55$, $p= 0.002$) e quatro espécies apresentaram valores significativamente superiores a média geral: *S. notonota* ($t= 2.21$, $gl= 16.29$, $p= 0.04$), *C. orientale* ($t= 3.36$, $gl= 43.16$, $p=0.001$), *H. malabaricus* ($t= 3.03$, $gl= 7.51$, $p=0.01$) e *P. vivipara* ($t= 18.77$, $gl= 8.73$, $p<0.001$).

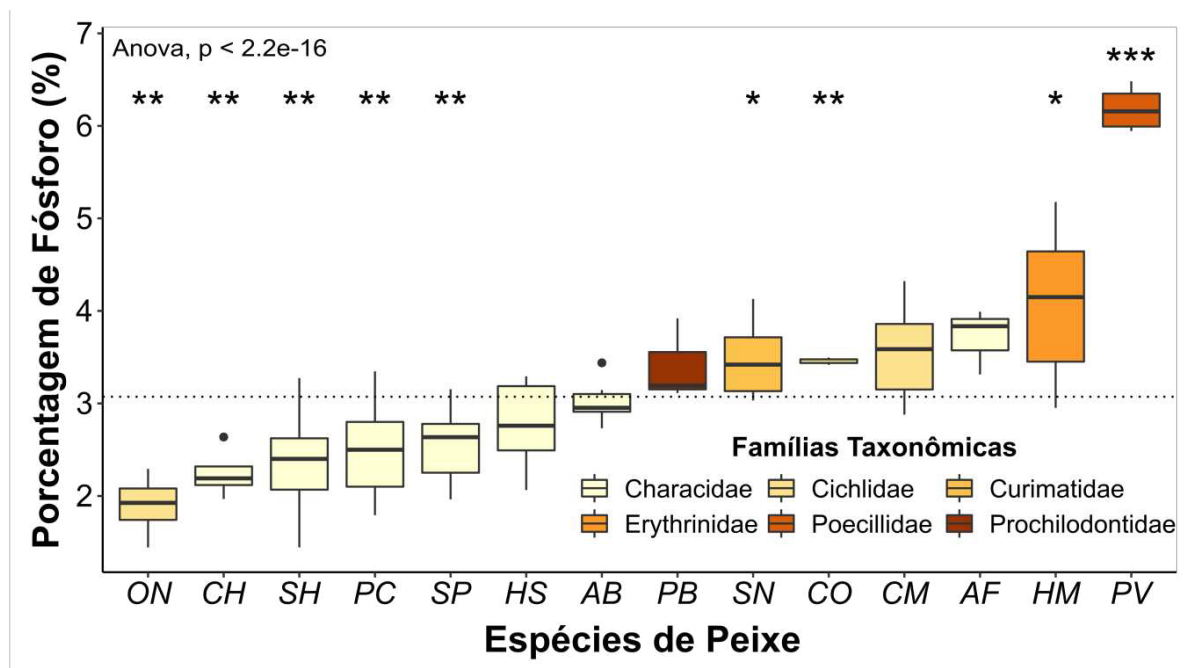


Figura 4. Porcentagem de fósforo no corpo de 14 espécies de peixe da Bacia do rio Mundaú discriminadas por família taxonômica. O resultado da ANOVA comparando as porcentagens de fósforo entre as espécies está na extremidade superior esquerda do gráfico e a média base geral entre os valores de porcentagem está representada pela linha descontinua horizontal. Os resultados do Teste t de student estão representados pelos símbolos “*” que indica $p < 0.05$, “**” $p < 0.01$ e “***” que indica $p < 0.001$. Os nomes das espécies estão abreviados como se segue: “PV” = *Poecilia vivipara*; “PC” = *Phenacogaster calverti*; “CM” = *Crenicichla menezesi*; “CH” = *Compsura heterura*; “SH” = *Serrapinnus heterodon*; “HS” = *Hemimigranus sp.*; “SP” = *Serrapinnus piaba*; “AF” = *Astyanax fasciatus*; “AB” = *Astyanax bimaculatus*; “SN” = *Steindachnerina notonota*; “ON” = *Oreochromis niloticus*; “CO” = *Cichlasoma orientale*; “HM” = *Hoplias malabaricus*; “PV” = *Prochilodus brevis*.

Ocorreu diminuição de biomassa total e de biomassa de fósforo de, respectivamente, 2200 g e 54.5 g ao longo das coletas (Figura 5). A diferença entre os valores de biomassa total entre as coletas foi significativa ($F=28.42$, $gl= 2$, $P < 0.001$) assim como foi verificado na flutuação dos valores de biomassa de fósforo ao longo do tempo ($F=27.72$, $gl= 2$, $P < 0.001$, Kruskal-Wallis). Entretanto, em ambos os casos não houve diferenças significativas entre a primeira e a segunda coleta ($p > 0.05$, teste de Wilcoxon).

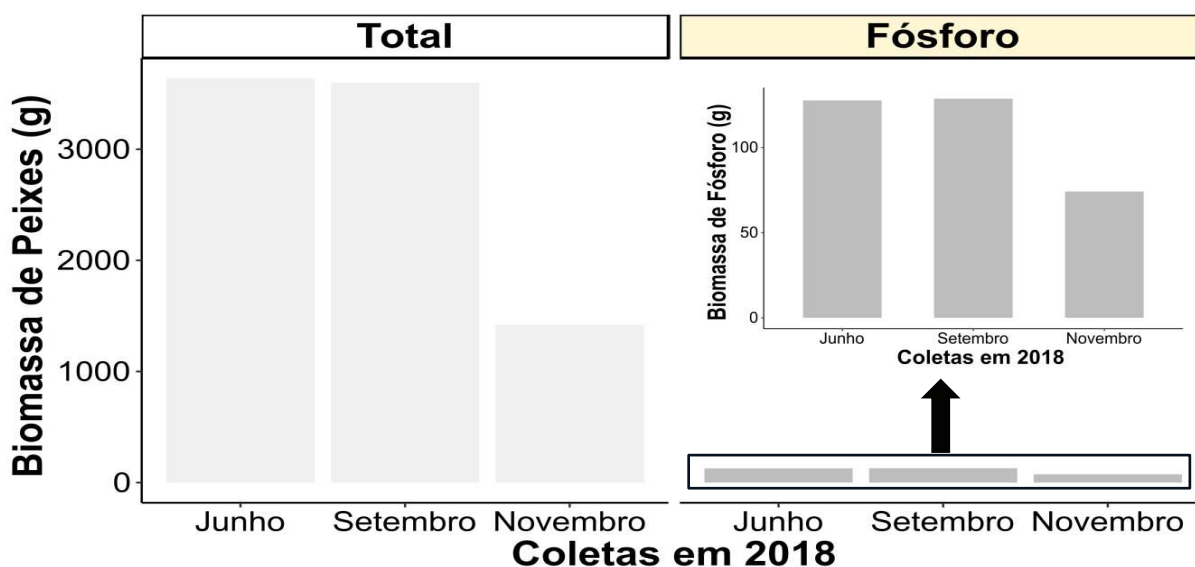


Figura 5. Biomassa Total (cinza claro) e Fósforo (cinza médio) verificada nos peixes amostrados na bacia do rio Mundaú durante a fase seca de 2018. No eixo x estão os meses de coleta e no eixo y valores de Biomassa em grama.

A maioria dos pontos amostrados apresentaram rendimentos de fósforo potencial, mas com grande variação entre os pontos de coleta (Figura 6 B). Ocorreu acúmulo de fósforo nos peixes (valores negativos) nos pontos P8 e P6, onde ocorreram poças que permaneceram com água até o final da estação seca. Foi verificada diferença significativa entre os pontos ($F=3.35$, $gl=8$, $p=0.0009$), mas apenas P1 apresentou valores estatisticamente diferentes da média geral ($t=2.26$, $gl=67.62$, $p=0.02$).

As espécies de peixe apresentaram diferenças significativas nos valores de rendimento potencial de fósforo ($F=2.98$, $gl=13$, $p=0.0003$). A maior parte das espécies apresentam rendimentos potencial (pontos representados na Figura 6 A). Apesar de não ser significativamente diferente da média geral a espécie *P. vivipara* apresentou maior acúmulo de fósforo em relação as outras espécies. Duas espécies apresentaram valores significativamente superiores a média geral: *A. bimaculatus* ($t=3.06$, $gl=79.12$, $p=0.0005$) e *H. malabaricus* ($t=2.34$, $gl=41.48$, $p=0.02$).

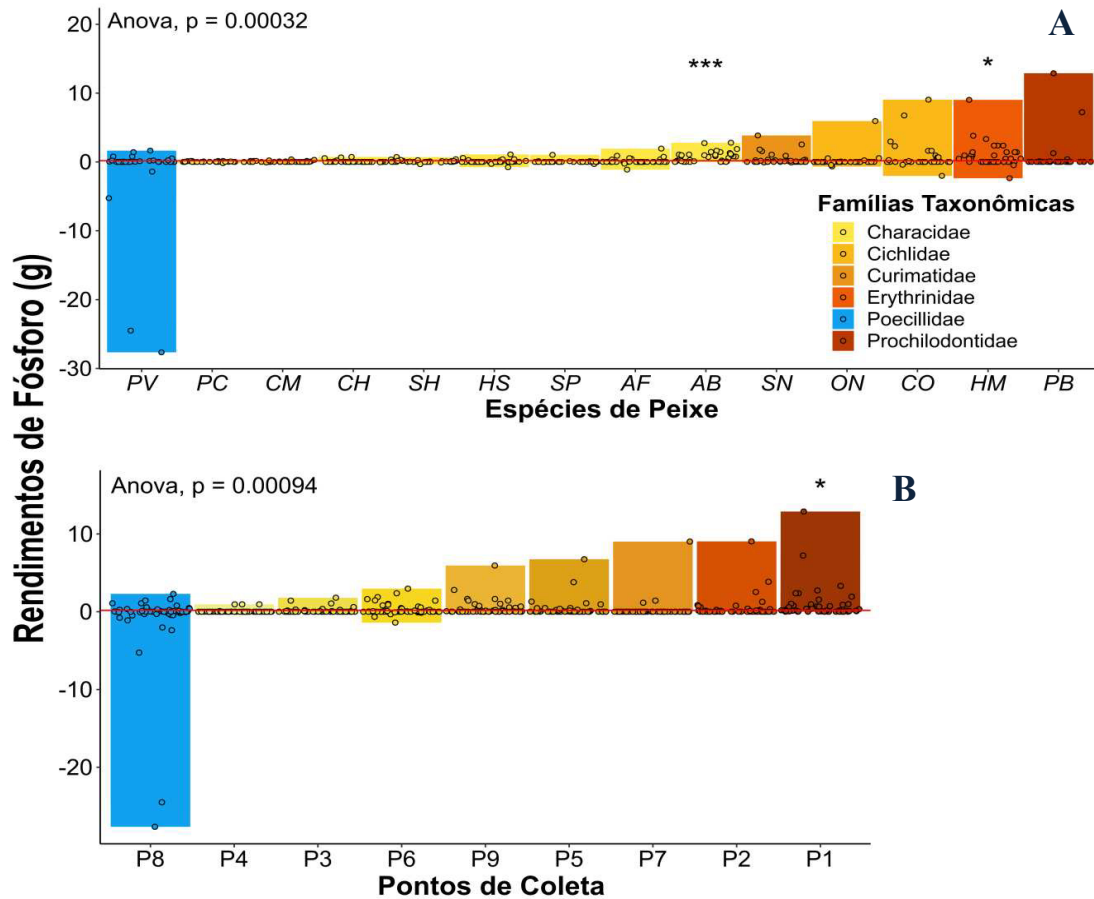


Figura 6. Rendimento potencial e acúmulo de fósforo de 14 espécies de peixe da bacia do rio Mundaú por família taxonômica (A) e rendimento de peixes por ponto de coleta amostrado no rio Cruxati (B). Nas extremidades superiores esquerda estão os valores de p das Análises de variâncias (ANOVA) comparando as médias de rendimento por espécie e por ponto e a linha horizontal vermelha demarca a média geral de rendimento em cada gráfico. Os resultados do Teste t de student estão representados pelos símbolos: “*” que indica $p < 0.05$, “**” $p < 0.01$ que indica e “***” que indica $p < 0.001$. Os nomes das espécies estão abreviados como se segue: “PV” = *Poecilia vivipara*; “PC” = *Phenacogaster calverti*; “CM” = *Crenicichla menezesi*; “CH” = *Compsura heterura*; “SH” = *Serrapinnus heterodon*; “HS” = *Hemmigramus sp.*; “SP” = *Serrapinnus piaba*; “AF” = *Astyanax fasciatus*; “AB” = *Astyanax bimaculatus*; “SN” = *Steindachnerina notonota*; “ON” = *Oreochromis niloticus*; “CO” = *Cichlasoma orientale*; “HM” = *Hoplias malabaricus*; “PV” = *Prochilodus brevis*.

Os testes de correlação de Pearson entre o rendimento de fósforo e características das espécies mostraram correlação positiva com as médias de peso das espécies ($r=0.74$) e com a proporção de fósforo no corpo das espécies ($r=0.59$). Entretanto, verificou-se uma baixa correlação negativa entre o rendimento potencial de fósforo e a abundância das espécies de peixe ($r= -0.11$).

Os valores de temperatura variaram entre 22.06 e 32.9 °C, condutividade entre 246.3 e 8083 mS/cm, pH entre 5.9 e 10.3 e turbidez entre 5.2 e 178.7 NTU. Os valores médios de oxigênio dissolvido reduziram ao longo das coletas, variando de 11.9% em junho à

a 0.8% em novembro. Por outro lado, a condutividade aumentou com médias entre 257.9 (junho) e 5332.2 (novembro) mS/cm. Além disso, sete dos nove pontos amostrados estavam sem água ao final da estação seca. Todas as variáveis ambientais mensuradas estão representadas no Apêndice D em valores de média e desvio padrão.

A análise de Redundância (RDA) realizada apresentou resultados estatisticamente significativos ($F= 1.809$, $gl= 9$, $p=0.07$, Teste de permutação). Porém, ao verificar a significância dos eixos apenas o primeiro eixo foi estatisticamente significativo ($F= 8.31$, $gl= 1$, $p= 0.042$). Os dois primeiros eixos canônicos explicaram 34.5% da variância e oxigênio dissolvido (OD), profundidade (Prof) e diversidade de abrigos (Dshel) foram as variáveis que mais contribuíram nesse eixo e no segundo eixo canônico as variáveis que mais contribuíram foram Área, condutividade (Cond) e pH. O primeiro eixo principal (não canônico) apresentou explicabilidade relativamente alta (24.49%), o que sugere que outras variáveis ambientais não mensuradas devem ser importantes para explicar o rendimento de fósforo das espécies de peixe no rio Cruxati.

O rendimento de três grupos de espécies foi correlacionado com diferentes variáveis ambientais (Figura 7 A): 1) O rendimento potencial de *H. malabaricus* e *C. menezesi* apresentaram relação com Oxigênio dissolvido e diversidade de abrigos; 2) *P. vivipara* e *O. niloticus* tiveram rendimento de fósforo relacionado a valores de área e condutividade e 3) *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *C. heretura*, *P. brevis*, *P. calverti* e *S. heterodon* tiveram rendimento relacionado a Profundidade, Turbidez e pH.

A seleção de variáveis pelo método *forward selection* aplicado a matriz de variáveis ambientais (E) indicou que as variáveis explicativas mais importantes foram oxigênio dissolvido e área. Ao realizar o mesmo procedimento separadamente com as matrizes de variáveis limnológicas (matriz L) e a de variáveis de estrutura de habitat (matriz H) foram selecionadas as variáveis área, profundidade, oxigênio dissolvido e condutividade. O particionamento da variância mostrou que as variáveis relacionadas a química da água (Oxigênio dissolvido e condutividade) explicam 12.07% da variância, as variáveis selecionadas de estrutura de habitat (Profundidade e área) explicam 4.19% da variância e a interação entre os dois grupos de variáveis explica 7.62% da variância (Figura 7 B). Todas essas frações apresentam significância estatística quando submetidos a teste de permutação ($p<0.01$).

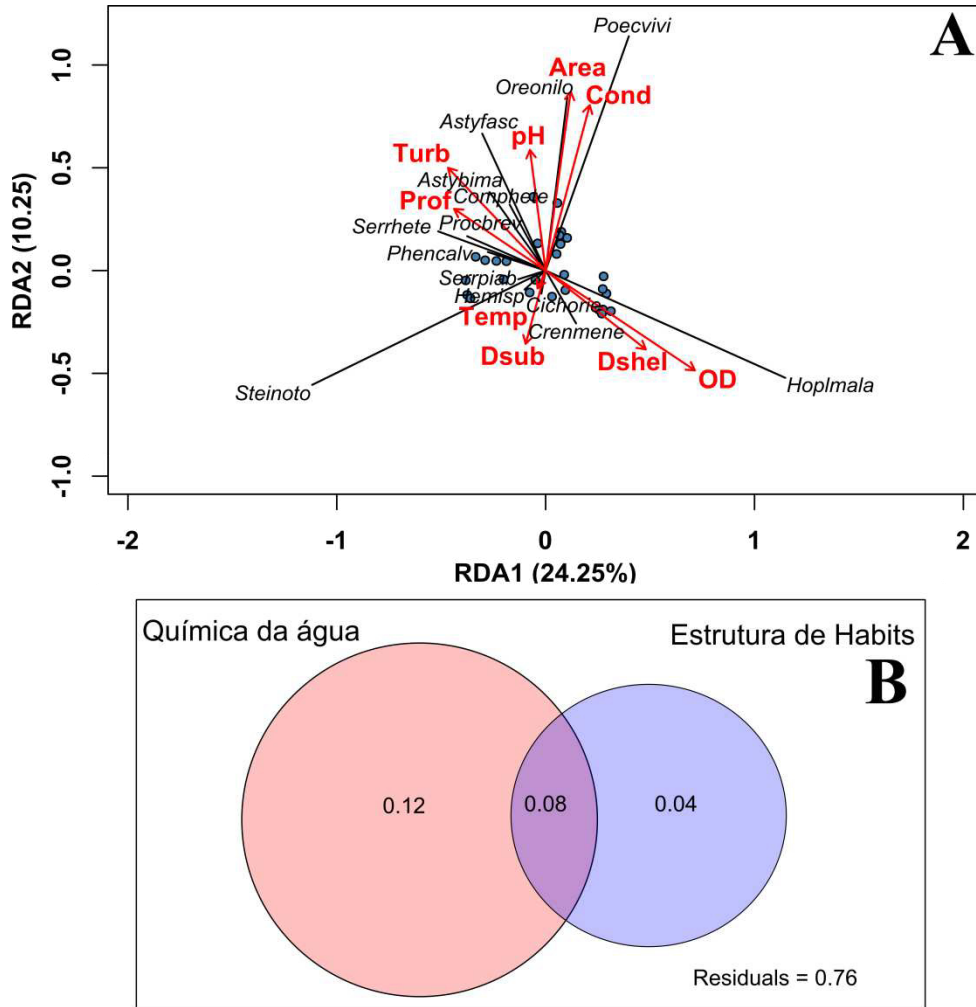


Figura 7. Representação gráfica dos dois primeiros eixos canônicos da Análise de Redundância (RDA) em “A” Diagrama de Venn do particionamento da variância explicada pela seleção de variáveis relacionadas a Química da água (Oxigênio dissolvido e condutividade) e Estrutura de Habitat (Área e profundidade) em “B”. As variáveis explicativas estão representadas nos vetores vermelhos, as espécies representadas por acrônimos em preto e as seções amostradas em azul. Os nomes das espécies estão abreviados como se segue: Poecvivi = *Poecilia vivipara*; Phencalv= *Phenacogaster calverti*; Crenmene = *Crenicichla menezesi*; Comphete=*Compsura heterura*; Serrehete = *Serrapinnus heterodon*; Hemisp = *Hemmigramus sp.*; Serрпиab = *Serrapinnus piaba*; Astyfasc = *Astyanax fasciatus*; Astybima = *Astyanax bimaculatus*; Steinoto = *Steindachnerina notonota*; Oreonilo = *Oreochromis niloticus*; Cichorie = *Cichlasoma orientale*; Hoplmala = *Hoplias malabaricus*; Procbrev = *Prochilodus brevis*.

Verificaram-se baixas correlações positivas entre a concentração de fósforo na água e a biomassa dos peixes ($r=0.36$) e também entre a concentração de fósforo na água e o rendimento potencial de fósforo dos peixes ($r=0.30$). A correlação foi relativamente mais alta entre a concentração de fósforo na água e a abundância de peixes ($r= 0.75$).

A correlação entre a concentração de fósforo na água e a concentração de fósforo nas frações de solo mostram a correlação positiva com a fração de fósforo no solo associado a matéria orgânica refratária (F5) ($r= 0.58$) e com a fração de fósforo associado a ácidos

húmicos(F3b) ($r= 0.41$) (Apêndice F). As demais frações apresentam baixas correlações positivas ou mesmo negativas: Fração do Fósforo adsorvido aos óxidos-hidróxidos de Fe (F2) ($r=0.29$) e fósforo associado a apatita (F4) ($r= -0.26$). Destaca-se a baixa relação entre fósforo total no solo e fósforo na água ($r= 0.005$).

Durante o experimento de predação foi verificado que em média 93.3% de indivíduos foram retirados, sem expressiva variação entre as réplicas (Figura 8). Adicionalmente, na observação de poças ocorreram 25 eventos de predação pela ave de hábito alimentar generalista *Pitangus sulphuratus* (Bem-te-vi) e cinco eventos de predação, considerados acidentais, por Gado bovino (*Bos taurus*).

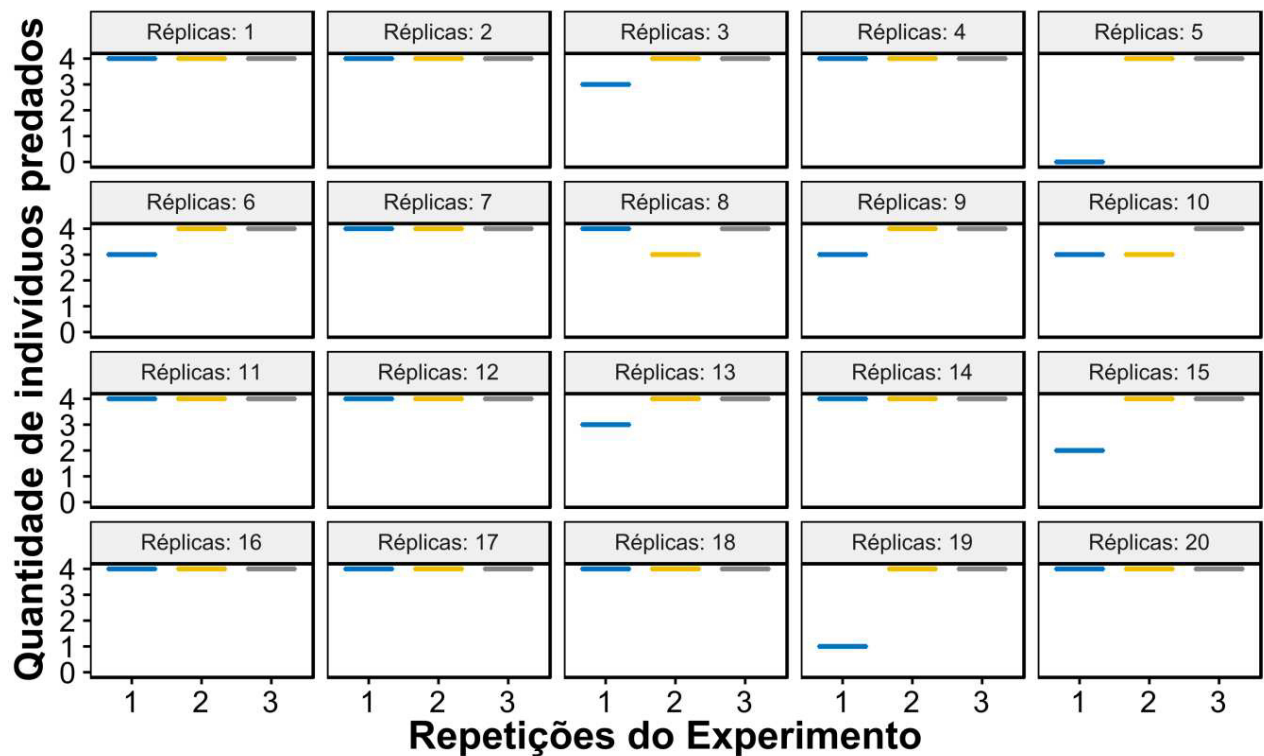


Figura 8. Quantidade de peixes predados em cada réplica experimental (Poças artificiais) abastecidas inicialmente com quatro indivíduos e verificada novamente no intervalo de aproximadamente 24 horas nas três repetições realizadas do Experimento de predação.

7 DISCUSSÃO

A diminuição da biomassa de peixes na maior parte dos locais amostrados, e consequente rendimento potencial de fósforo, corroborou o padrão de *Boom and Bust* que prevê em rios intermitentes a alta produtividade de peixes ligada a pulsos de inundações (JUNK *et al.*, 1989) e subsequente mortalidade de indivíduos na fase seca do ciclo

hidrológico (BUNN *et al.*, 2006; STERNBERG *et al.*, 2011). Entretanto, acúmulo de fósforo ocorreu pela permanência de poças que devem atuar como refúgio para as espécies de peixe (HUMPRIES & BALDWIN, 2003; MAGOULICK & KOBZA, 2003; SEDELL *et al.*, 1990). Além disso, verificou-se alta predação de peixes que nesse caso significa saída de nutrientes do sistema aquático para o terrestre. Esses resultados sugerem que peixes são drenos de fósforo em rios intermitentes pois o sequestro de nutrientes via predação é alto e as áreas que funcionam como refúgio promovem acúmulo de fósforo com o crescimento de populações de peixe.

A biomassa de peixes diminui apenas ao final da fase seca, provavelmente as espécies persistem por apresentar adaptações às condições severas das poças (e.g. temperatura e oxigênio dissolvido). Nesses sistemas a redução no volume de água ocasiona a extrema diminuição da qualidade ambiental dos habitats remanescentes (LAKE, 2003) e espécies que sobrevivem a tais condições devem apresentar um conjunto de especializações fisiológicas e comportamentais (DRIVER & HOEINGHAUS, 2016; LABBE & FAUSCH, 2000; KING *et al.*, 2003; WAGER & UNMACK, 2000). Além disso, parte das espécies possivelmente se reproduz continuamente como em outros locais (KERECZSY *et al.*, 2011; HUMPRIES *et al.*, 2008; ZEUG & WINEMILLER, 2008), estratégia reconhecidamente vantajosa nesse cenário de ciclos de perturbação hidrológica. No rio Cruxati as espécies estiveram presentes em poças com profundidade média de até 4.4 cm. O rendimento potencial de fósforo pela mortalidade de peixes pode ser condicional a perda total de água superficial, já que as espécies são adaptadas aos habitats remanescentes.

A variação no rendimento potencial/acúmulo de fósforo entre locais no cenário rio intermitente parece ser reflexo do padrão longitudinal da interrupção no fluxo de água. São reconhecidos três padrões longitudinais de variação da disponibilidade de água em sistemas lóticos intermitentes (LAKE, 2003): 1) rios com fontes permanentes na cabeceira que mantém fluxo perene nessa região, 2) sistemas onde se mantém fluxo ou água superficial no trecho baixo do rio devido a fluxos de água laterais e verticais e 3) rios onde a disponibilidade de água é perene nos trechos alto e baixo. O padrão longitudinal de seca é controlado, em grande parte, pelas variações de características geomorfológicas (LARNED *et al.*, 2011; SHAW, 2016; TOOTH & NANSON, 2011) que podem possibilitar aportes subterrâneos de água ou diminuição do volume de água por fluxos verticais (BOULTON, 2003; CARDENAS *et al.*, 2009). Os maiores rendimentos potenciais de nutrientes ocasionados pela mortalidade de peixes ocorreram no trecho médio do rio, onde sete dos nove pontos amostrados secaram

completamente. Por outro lado, o acúmulo de Fósforo é relacionado com presença de poças remanescentes. Esses habitats são refúgios que usualmente possibilitam a sobrevivência de espécies e recolonização após a seca (HODGES & MAGOULICK, 2011; LOEHLE, 2007; MAGOULICK & KOBZA, 2003). Além disso, destaca-se o efeito de concentração de indivíduos (MATTHEWS & MARSH-MATTHEWS, 2003) que pode gerar um pulso de nutrientes potencialmente disponibilizado ou um estoque estável de nutrientes capaz de aumentar ao longo do tempo.

O rendimento de fósforo das espécies de grande porte foi maior do que o das espécies pequenas e mais abundantes. A disponibilidade de fósforo ocasionada por carcaças de peixes de maior porte (e.g. *P. brevis*) pode ser também a mais retirada para o consumo humano e pela predação por animais silvestres no semiárido. As proporções das populações humanas na Caatinga e as condições econômicas potencializam a importância do uso local de recursos naturais (BARBOSA *et al.*, 2011; FERRAZ *et al.*, 2006; MELO *et al.*, 2014), destaca-se a importância de peixes como fonte de proteína (ALBUQUERQUE *et al.*, 2017). Além disso, peixes que sobrevivem em poças remanescentes em rios intermitentes são intensamente predados em outros continentes (KINGSFORD *et al.*, 2010; TRAMER & TRAMER, 1977; ZALE *et al.*, 1989). Indivíduos de grande porte da espécie *Campostoma anomalum* são mais suscetíveis a predação em poças quando comparados a indivíduos menores (DEKAR & MAGOULICK, 2013). Essa tendência pode ser ainda potencializada com a concentração de indivíduos que tende a favorecer a dispersão de carcaças por predadores (BEASLEY *et al.*, 2016). Nesse cenário, as espécies maiores podem ser também as mais predadas, seja por seres humanos ou predadores silvestres. Sendo assim, o rendimento potencial gerado por espécies maiores dificilmente representará entrada direta de fósforo para o sistema intermitente.

A imprevisibilidade de possíveis refúgios, quanto a manutenção da água superficial durante a seca, pode intensificar a mortalidade de peixes. Poças remanescentes durante a estação seca podem ser “refúgios no interior de habitats” (ver LANCASTER & BELYEA, 1997) com características morfológicas e físico-químicas que explicam a abundância de espécies (PIRES *et al.*, 2010). Entretanto, características geomorfológicas locais, como o nível da água superficial em relação ao lençol freático, controlam o padrão de seca (LARNED *et al.*, 2011; Shaw, 2016). Sendo assim, os resultados da RDA devem indicar que populações de peixes provavelmente se estabelecem em possíveis refúgios favoráveis a sobrevivência e reprodução. Contudo, características não acessadas por essas espécies (e.g.

fluxos de água da superfície para o lençol freático) determinam a seca completa das poças, intensificando-se o rendimento potencial de fósforo nesses locais.

Os peixes nos sistemas intermitentes devem ser drenos de nutrientes por representarem um compartimento estável de fósforo altamente mobilizado por predadores terrestres. O fluxo de nutrientes para o sistema aquático causado pela mortalidade de peixes é previsível quando carcassas não são retiradas (PARMENTER & LAMARRA, 1991; VANNI *et al.*, 2012). Porém, o papel de predadores e necrófagos é potencializado com a diminuição da profundidade de poças durante a seca (SCHIDAMI & AMYOT, 2008; JANETSKI *et al.*, 2009). Adicionalmente, a translocação de nutrientes do sistema aquático para o terrestre tem uma série de exemplos documentados (HILDERBRAND *et al.*, 1999; GENDE *et al.*, 2007; MARANGER *et al.*, 2008). Em rios intermitentes a seca pode facilitar a disponibilidade desse tipo de presa, constituindo-se assim um substancial fluxo de nutrientes do sistema aquático para o terrestre. É importante destacar que o consumo de peixes vivos e carcaças é comum para a ave *P. sulphuratus* (LATINO & BELTZER, 1999; FITZPATRICK, 1980; MUNIN *et al.*, 2012) e se destaca o potencial desse espécie em causar prejuízos financeiros para a piscicultura (CARVALHO *et al.*, 2003). Sendo assim, mesmo considerando a única espécie de predador observada nesse estudo a interface entre ecossistemas aquáticos intermitentes e terrestres parece apresentar condições para substancial translocação de nutrientes.

Os resultados corroboram com a hipótese de que peixes devem contribuir na ciclagem de nutrientes no sistema aquático principalmente a partir da excreção/egestão e outros efeitos indiretos em detrimento a contribuição a partir da decomposição de carcaças (VANNI, 2002). Ainda que ocorra mortalidade em massa de peixes o papel de predadores na mobilização de nutrientes e a presença de refúgios reduzem a possibilidade de considerar a decomposição de carcaças como um fluxo de nutrientes importante. Contudo, é possível que o movimento de nutrientes entre o ecossistema aquático e terrestre produza *feedbacks* complexos para o ecossistema aquático que devem ser investigados futuramente. Além disso, é importante considerar que na fase seca a redução de volume da água intensifica a predação de peixes de menor porte por peixes piscívoros (SCHLOSSER *et al.*, 1987). Nesse caso, predadores como o peixe *H. malabaricus* que apresentam alta tolerância as condições das poças (LOWE-MCCONNELL, 1975; KALININ *et al.*, 1996) e são capazes de estivar se enterrando no sedimento (PAIVA, 1974) podem atuar no sequestro de nutrientes, fortalecendo o papel da carcaça de peixes como drenos.

8 CONCLUSÃO

O papel de peixes como fonte ou dreno de nutrientes em sistemas aquáticos depende da escala considerada, flutuação de biomassa ao longo do tempo, movimento de indivíduos e destino da biomassa de indivíduos mortos (VANNI *et al.*, 2012). Nesse contexto, a diminuição drástica do fluxo de água superficial em rios intermitentes pode potencializar o papel de peixes como drenos onde ocorre a seca total e também nos locais onde poças permanecem devido a dois mecanismos diferentes: nesses ecossistemas peixes são doadores de nutrientes para os sistemas terrestres nos trechos onde o rio seca totalmente e podem representar um *pool* estável e crescente de fósforo onde ocorrem poças remanescentes.

REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, v. 58, n. 5, p. 403-414, 2008.
- ALBUQUERQUE U. P.; ARAÚJO E.; DE CASTRO C. C.; ALVES R. R. N. People and Natural Resources in the Caatinga. *In*: SILVA J. M. C., LEAL I. R., TABARELLI M. **Caatinga**. Springer, Cham, 2017. p. 303-333.
- ALLGEIER, J. E.; LAYMAN, C. A.; MUMBY, P. J.; ROSEMOND, A. D. Consistent nutrient storage and supply mediated by diverse fish communities in coral reef ecosystems. **Global change biology**, v. 20, n. 8, p. 2459-2472, 2014.
- ANDRÉ, E. R.; HECKY, R. E.; DUTHIE, H. C. Nitrogen and phosphorus regeneration by cichlids in the littoral zone of Lake Malawi, Africa. **Journal of Great Lakes Research**, v. 29, p. 190-201, 2003.
- ATKISON, C. L.; CAPPS, K. A.; RUGENSKI, A. T.; VANNI, M. J. Consumer-driven nutrient dynamics in freshwater ecosystems: from individuals to ecosystems. **Biological Reviews**, v. 92, n. 4, p. 2003-2023, 2017.
- ATTAYDE, J. L.; HANSSON, L. Fish-mediated nutrient recycling and the trophic cascade in lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 29, p. 190-201, 2003.
- BARBOSA, J. A. A.; NOBREGA, V. A.; ALVES, R. R. D. N. Hunting practices in the semiarid region of Brazil. **Indian Journal of Traditional Knowledge**, v. 10, n. 3, p. 486-490, 2011.
- BEASLEY, J. C.; OLSON, Z. H.; DEVAULT, T. L. Ecological role of vertebrate scavengers. *In*: BENBOW, M. E.; TOMBERLIN, J. K.; TARONE, A. M. **Carrion ecology, evolution and their applications**. Florida: CRC Press, 2015. p. 107-127.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology**, v. 73, n. 3, p. 1045-1055, 1992.
- BOROS, G.; TAKACS, P.; VANNI, M. J. The fate of phosphorus in decomposing fish carcasses: a mesocosm experiment. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 3, p. 479-489, 2015.
- BOULTON, A. J. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 7, p. 1173-1185, 2003.

BUNN, S. E.; THOMS, M. C.; HAMILTON, S. K.; CAPON, S. J. Flow variability in dryland rivers: boom, bust and the bits in between. **River Research and Applications**, v. 22, n. 2, p. 179-186, 2006.

CAPPS, K. A.; FLECKER, A. S. Invasive Fishes Generate Biogeochemical Hotspots in a Nutrient-Limited System. **PLoS ONE**, v. 8, n. 1, p. e54093, 2013.

CARDENAS, M. B. Stream-aquifer interactions and hyporheic exchange in gaining and losing sinuous streams. **Water Resources Research**, v. 45, n. 6, W06429, 2009.

CARVALHO, L. N.; VILARINHO, K. R.; Gabriel, A. Impacto predatório do bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) (Aves, Tyrannidae) na produção de juvenis do bagre africano (*Clarias gariepinus*) (Pisces, Clariidae). **Boletim Técnico do CEPTA**, v. 16, p. 57-64, 2003.

CATALANO, M. J.; ALLEN, M. S.; SCHAUS, M. H.; BUCK, D. G.; BEAVER, J. R. Evaluating short-term effects of omnivorous fish removal on water quality and zooplankton at a subtropical lake. **Hydrobiologia**, v. 655, n. 1, p. 159-169, 2010.

CHIDAMI, S.; AMYOT, M. Fish decomposition in boreal lakes and biogeochemical implications. **Limnology and Oceanography**, v. 53, n. 5, p. 1988-1996, 2008.

DEKAR, M. P.; MAGOULICK, D. D. Effects of predators on fish and crayfish survival in intermittent streams. **Southeastern naturalist**, v. 12, n. 1, p. 197-209, 2013.

DRIVER, L. J.; HOEINGHAUS, D. J. Spatiotemporal dynamics of intermittent stream fish metacommunities in response to prolonged drought and reconnectedness. **Marine and Freshwater Research**, v. 67, n. 11, p. 1667-1679, 2016.

ELSER, J. J.; BRACKEN, M. E. S.; CLELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B.; SMITH, J. E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary production in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v. 10, n. 12, p. 1135-1142, 2007.

ESTES, J. A.; TERBORGH, J.; BRASHARES, J. S.; POWER, M. E.; BERGER, J.; BOND, W. J.; CARPENTER, S. R.; ESSINGTON, T. E.; HOLT, R. D.; JACKSON, J. B. C.; MARQUIS, R. J.; OKSANEN, L.; OKSANEN, T.; PAINE, R. T.; PIKITCH, E. K.; RIPPLE, W. J.; SANDIN, S. A.; SCHEFFER, M.; SCHOENER, T. W.; SHURIN, J. B.; SINCLAIR, A. R. E. ; SOULÉ, M. E.; VIRTANEN, R.; WARDLE, D. A. Trophic downgrading of planet Earth. **Science**, v. 333, n. 6040, p. 301-306, 2011.

FERRAZ, J. S. F.; ALBUQUERQUE, U. D.; MEUNIER, I. M. J. Valor de uso e estrutura da vegetação lenhosa às margens do riacho do Navio, Floresta, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 125-134, 2006.

FITZPATRICK, J. W. Foraging behavior of Neotropical tyrant flycatchers. **The Condor**, v. 82, n. 1, p. 43-57, 1980.

GENDE, S. M.; MILLER, A. E.; HOOD, E. The effects of salmon carcasses on soil nitrogen pools in a riparian forest of southeastern Alaska. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 37, n. 7, p. 1194-1202, 2007.

GRIFFITHS, D. The direct contribution of fish to lake phosphorus cycles. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 15, n. 1, p. 86-95, 2006.

GRIMM, N. B. Feeding dynamics, nitrogen budgets, and ecosystem role of a desert stream omnivore, *Agosia chrysogaster* (Pisces: Cyprinidae). **Environmental Biology of Fishes**, v. 21, n. 2, p. 143-152, 1988.

HAYES, D. B.; Bence, J. R.; Kwak, T. J.; Thompson, B.E. Abundance, biomass, and production estimation. *In*: GUY, C. S.; BROWN, M. L. **Analysis and interpretation of freshwater fisheries data**. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 2007. p. 327-374.

HENDRIXSON H. A.; STERNER, R. W.; KAY, A. D. Elemental stoichiometry of freshwater fishes in relation to phylogeny, allometry and ecology. **Journal of Fish Biology**, v. 70, n. 1, p. 121-140, 2007.

HILDERBRAND, G. V.; HANLEY, T. A.; ROBBINS, C. T.; SCHWARTZ, C. C. Role of brown bears (*Ursus arctos*) in the flow of marine nitrogen into a terrestrial ecosystem. **Oecologia**, v. 121, n. 4, p. 546-550, 1999.

HJERNE, O.; HANSSON, S. The role of fish and fisheries in Baltic Sea nutrient dynamics. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 4, p. 1023-1032, 2002.

HODGES, S. W.; MAGOULICK, D. D. Refuge habitats for fishes during seasonal drying in an intermittent stream: movement, survival and abundance of three minnow species. **Aquatic Sciences**, v. 73, n. 4, p. 513-522, 2011.

HUMPHRIES, P.; BALDWIN, D. S. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 7, p. 1141-1146, 2003.

HUMPHRIES, P.; BROWN, P.; DOUGLAS, J.; PICKWORTH, A.; STRONGMAN, R.; HALL, K.; SERAFINI, L. Flow-related patterns in abundance and composition of the fish fauna of a degraded Australian lowland river. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 4, p. 789-813, 2008.

JANETSKI, D. J.; CHALONER, D. T.; TIEGS, S. D.; LAMBERTI, G. A. Pacific salmon effects on stream ecosystems: a quantitative synthesis. **Oecologia**, v. 159, n. 3, p. 583-595, 2009.

JUNK, W. J.; BAYLEY P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

KALININ, A. L.; RANTIN, F. T.; FERNANDES, M. N.; GLASS, M. L. Ventilatory flow relative to intrabuccal and intraopercular volumes in two ecologically distinct erythrinids (*Hoplias malabaricus* and *Hoplias lacerdae*) exposed to normoxia and graded hypoxia. *In*: VAL, A. L., ALMEIDA-VAL, V. M. F.; RANDALL, D. J. **Physiology and Biochemistry of the Fishes of the Amazon**, Manaus: Editora do INPA. 191-202. 1996

KEREZSY, A.; BALCOMBE, S.; ARTHINGTON, A.; BUNN, S. Continuous recruitment

underpins fish persistence in the arid rivers of far western Queensland, Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 62, n. 10, p. 1178-1190, 2011.

KING, A. J.; HUMPHRIES, P.; LAKE, P. S. Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, n. 7, p. 773-786, 2003.

KINGSFORD, R. T.; ROSHIER, D. A.; PORTER, J. L. Australian waterbirds—time and space travellers in dynamic desert landscapes. **Marine and Freshwater Research**, v. 61, n. 8, p. 875-884, 2010.

KITCHELL, J. F.; O'NEILL, R. V.; WEBB, D.; GALLEPP, G. W.; BARTELL, S. M.; KOONCE, J. F.; AUSMUS, B. S. Consumer regulation of nutrient cycling. **BioScience**, v. 29, n. 1, p. 28-34, 1979.

KITCHELL, J. F.; KOONCE, J. F.; TENNIS, P. S. Phosphorus flux through fishes. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, Verhandlungen**, v. 19, n. 3, p. 2478-2484, 1975.

LABBE, T. R.; FAUSCH, K. D. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. **Ecological Applications**, v. 10, n. 6, p. 1774-1791, 2000.

LAKE, P. S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. **Freshwater biology**, v. 48, n. 7, p. 1161-1172, 2003.

LANCASTER, J.; BELYEA, L. R. Nested hierarchies and scaledependence of mechanisms of flow refugium use. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 1, p. 221-238, 1997.

LARNED, S. T.; SCHMIDT, J.; DATRY, T.; KONRAD, C. P.; DUMAS, J. K.; DIETRICH, J. C. Longitudinal river ecohydrology: flow variation down the lengths of alluvial rivers. **Ecohydrology**, v. 4, n. 4, p. 532-548, 2011.

LATINO, S.; BELTZER, A. H. Ecología trófica del benteveo *Pitangus sulphuratus* (aves: Tyrannidae) en el valle de inundación del río Paraná, Argentina. **Orsis: organismos i sistemes**, v. 14, p. 69-78, 1999.

LIMA, S. M. Q.; RAMOS, T. P. A.; DA SILVA, M. J.; DE SOUZA ROSA, R. Diversity, distribution, and conservation of the Caatinga fishes: advances and challenges. *In*: SILVA, M.C.S.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. **Caatinga**. Springer, Cham, 2017. p. 97-131.

LOEHLE, C. Effect of ephemeral stepping stones on metapopulations on fragmented landscapes. **Ecological complexity**, v. 4, n. 1-2, p. 42-47, 2007.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Fish Communities in Tropical Freshwaters: Their Distribution, Ecology and Evolution**. London and New York: Longman. 1975.

MAGOULICK, D. D.; KOBZA, R. M. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. **Freshwater biology**, v. 48, n. 7, p. 1186-1198, 2003.

MALTCHIK, L.; MEDEIROS, E. S. F. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 16, n. 7, p. 665-677, 2006.

MARANGER, R., CARACO, N.; DUHAMEL, J.; AMYOT, M. Nitrogen transfer from sea to land via commercial fisheries. **Nature Geoscience**, v. 1, n. 2, p. 111, 2008.

MARCARELLI, A. M.; BAXTER, C. V.; MINEAU, M. M.; HALL JR., R. O. Quantity and quality: unifying food web and ecosystem perspectives on the role of resource subsidies in freshwaters. **Ecology**, v. 92, n. 6, p. 1215-1225, 2011.

MATTHEWS, W. J.; MARSH-MATTHEWS, E. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. **Freshwater biology**, v. 48, n. 7, p. 1232-1253, 2003.

MCINTYRE, P. B.; FLECKER, A. S.; VANNI, M. J.; HOOD, J. M.; TAYLOR, B. W.; THOMAS, S. A. Fish distributions and nutrient cycling in streams: can fish create biogeochemical hotspots. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2335-2346, 2008.

MCINTYRE, P. B.; FLECKER, A. S.; VANNI, M. J.; HOOD, J. M.; TAYLOR, B. W.; THOMAS, S. A. Fish distributions and nutrient cycling in streams: can fish create biogeochemical hotspots. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2335-2346, 2008.

MCINTYRE, P. B.; FLECKER, A. S. 2010. Ecological Stoichiometry as an Integrative Framework in Stream Fish Ecology. *In: American Fisheries Society Symposium*, 2010. p. 539-558.

MEDEIROS, E. S. F.; MALTCHIK, L. 2001. Fish Assemblage stability in an intermittently flowing stream from the Brazilian semiarid region. **Austral Ecology**, v. 26, n. 2, p. 156-164, 2001.

MELO, R. S.; DA SILVA, O. C.; SOUTO, A.; ALVES, R. R. N.; SCHIEL, N. The role of mammals in local communities living in conservation areas in the Northeast of Brazil: an ethnozoological approach. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 3, p. 423-439, 2014.

MOORE, C. H.; VAN NIEL, K.; HARVEY, E. S. The effect of landscape composition and configuration on the spatial distribution of temperate demersal fish. **Ecography**, v. 34, n. 3, p. 425-435, 2011.

MUNIN, R. L.; FISCHER, E.; LONGO, J. M. Foraging of Great Kiskadees (*Pitangus sulphuratus*) and food items offered to nestlings in the Pantanal. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 459-462, 2012.

MURPHY, J.; RILEY, J.R. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytical Chemistry**, v. 27, p. 31-36, 1962.

NISLOW, K. H., ARMSTRONG, J. D., & MCKELVEY, S. Phosphorus flux due to Atlantic salmon (*Salmo salar*) in an oligotrophic upland stream: effects of management and demography. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 61, n. 12, p. 2401-2410, 2004.

NOWLIN, W. H.; VANNI, M. J.; YANG, L. H. Comparing resource pulses in aquatic and terrestrial ecosystems. **Ecology**, v. 89, n. 3, p. 647-659, 2008.

NÓBREGA, G. N.; OTERO, X. L.; MACÍAS, F.; FERREIRA, T. O. Phosphorus geochemistry in a Brazilian semiarid mangrove soil affected by shrimp farm effluents. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 9, p. 5749-5762, 2014.

PAIVA, M. P. **Crescimento, Alimentação e Reprodução da Traíra *Hoplias malabaricus* no Nordeste Brasileiro**. Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará. 1974.

PALUDAN, C.; JENSEN, H. S. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: significance of humic acids. **Wetlands**, v. 15, n. 4, p. 365-373, 1995.

PALUDAN, C.; MORRIS, J. T. Distribution and speciation of phosphorus along a salinity gradient in intertidal marsh sediments. **Biogeochemistry**, v. 45, n. 2, p. 197-221, 1999.

PARMENTER, R. R.; LAMARRA, V. A. Nutrient cycling in a freshwater marsh: the decomposition of fish and waterfowl carrion. **Limnology and Oceanography**, v. 36, n. 5, p. 976-987, 1991.

PASTOR, J.; DEWEY, B.; NAIMAN, R. J.; MCINNES, P. F.; COHEN, Y. Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park. **Ecology**, v. 74, n. 2, p. 467-480, 1993.

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P.; DRAY, S.; BORCARD, D. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology**, v. 87, n. 10, p. 2614-2625, 2006.

PERSSON, A. Phosphorus release by fish in relation to external and internal load in a eutrophic lake. **Limnology and Oceanography**, v. 42, n. 3, p. 577-583, 1997.

PIRES, D. F.; PIRES, A. M.; COLLARES-PEREIRA, M. J.; MAGALHÃES, M. F. Variation in fish assemblages across dry-season pools in a Mediterranean stream: effects of pool morphology, physicochemical factors and spatial context. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, n. 1, p. 74-86, 2010.

ROSA, R. S.; MENEZES, N. A.; BRITSKI, H. A.; COSTA, W. J. E. M.; GROTH, F. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. In: LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA J.M.C. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Ed Universitária UFPE, 2003. pp 135-162.

SCHAUS, M. H.; GODWIN, W.; BATTOE, L.; COVENEY, M.; LOWE, E.; ROTH, R.; HAWKINS, C.; VINDIGNI, M.; WEINBERG, C.; ZIMMERMAN, A. Impact of the removal of gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*) on nutrient cycles in Lake Apopka, Florida. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 11, p. 2401-2413, 2010.

SCHLOSSER, I. J. The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. **Ecology**, v. 68, n. 3, p. 651-659, 1987.

SCHMITZ, O. J.; HAWLENA, D.; TRUSSELL, G. C. Predator control of ecosystem nutrient dynamics. **Ecology Letters**, v. 13, n. 10, p. 1199-1209, 2010.

SEDELL, J. R.; REEVES, G. H.; HAUER, F. R.; STANFORD, J. A.; HAWKINS, C. P. Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. **Environmental Management**, v. 14, n. 5, p. 711-724, 1990.

SEREDA, J. M.; HUDSON, J. J.; TAYLOR, W. D.; DEMERS, E. Fish as sources and sinks of nutrients in lakes. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 2, p. 278-289, 2008.

SHAW, S. B. Investigating the linkage between streamflow recession rates and channel network contraction in a mesoscale catchment in New York state. **Hydrological Processes**, v. 30, n. 3, p. 479-492, 2016.

SMITH, V. H. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 24, n. 6, p. 1051-1064, 1979.

SOPHOCLEOUS, M. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. **Hydrogeology journal**, v. 10, n. 1, p. 52-67, 2002.

STANLEY, E. H., FISHER, S. G., GRIMM, N. B. Ecosystem expansion and contraction in streams. **BioScience**, v. 47, n. 7, p. 427-435, 1997.

STERNBERG, D.; Balcombe, S. R.; Marshall, J. C.; Lobegeiger, J. S.; Arthington, A. H. Subtle 'boom and bust' response of *Macquaria ambigua* to flooding in an Australian dryland river. **Environmental biology of fishes**, v. 93, n. 1, p. 95-104, 2012.

STERNER, R.W. & ELSER, J. J. **Ecological stoichiometry: The biology of elements from molecules to the biosphere**. New Jersey, USA: Princeton University press, 2002.

TEIXEIRA, F. K.; RAMOS, T. P. A.; PAIVA, R. E. C. D.; TÁVORA, M. A.; LIMA, S. M. Q.; REZENDE, C. F. (2017). Ichthyofauna of Mundaú river basin, Ceará state, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, p. 1e20160174, 2017.

TOOTH, S. Process, form and change in dryland rivers: a review of recent research. **Earth-Science Reviews**, v. 51, n. 1-4, p. 67-107, 2000.

TOOTH, S.; NANSON, G. C. Equilibrium and nonequilibrium conditions in dryland rivers. **Physical Geography**, v. 21, n. 3, p. 183-211, 2000.

TRAMER, E. J.; TRAMER, F.E. Feeding responses of fall migrants to prolonged inclement weather. **The Wilson Bulletin**, v. 89, p. 166-167, 1977.

VALLENTYNE, J. R. On fish remains in lacustrine sediments. **American Journal Science**, v. 258, p. 344-349, 1960.

VANNI, M. J. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, n. 1, p. 341-370, 2002.

VANNI, M. J.; BOWLING, A. M.; DICKMAN, E. M.; HALE, R. S.; HIGGINS, K. A.;

HORGAN, M. J.; KNOLL, L. B.; RENWICK, W. H.; STEIN, R. A. Nutrient cycling by fish supports relatively more primary production as lake productivity increases. **Ecology**, v. 87, n. 7, p. 1696-1709, 2006.

VANNI, M. J.; BOROS, G.; MCINTYRE, P. B. When are fish sources vs. sinks of nutrients in lake ecosystems?. **Ecology**, v. 94, n. 10, p. 2195-2206, 2013.

VARPE, Øystein; FIKSEN, Øyvind; SLOTTE, Aril. Meta-ecosystems and biological energy transport from ocean to coast: the ecological importance of herring migration. **Oecologia**, v. 146, n. 3, p. 443, 2005.

VIDAL, L. V. O.; ALBINATI, R. C. B.; ALBINATI, A. C. L.; LIRA, A. D. D.; ALMEIDA, T. R. D.; SANTOS, G. B. Eugenol as an anesthetic for Nile tilapia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 8, p. 1069-1074, 2008.

WAGER, R.; UNMACK, P. J. **Fishes of the Lake Eyre catchment in central Australia**. Queensland: Department of Primary Industries, 2000.

WARDLE, D. A.; BARDGETT, R. D. Human-induced changes in large herbivorous mammal density: the consequences for decomposers. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 3, p. 145-153, 2004.

WILLIAMSON, T. J.; VANNI, M. J.; GONZÁLEZ, M. J.; RENWICK, W. H.; BREMIGAN, M. T.; CONROY, J. D. The importance of nutrient supply by fish excretion and watershed streams to a eutrophic lake varies with temporal scale over 19 years. **Biogeochemistry**, v. 140, n. 2, p. 233-253, 2018.

ZALE, A.; LESLIE JR., V. D. M.; FISHER, W. L.; MERRIFIELD, S. G. The Physicochemistry, Flora, and Fauna of Intermittent Prairie Streams: A Review of the Literature. **U.S. Fish and Wildlife Service**, Washington, DC, 1989.

ZEUG, S. C.; WINEMILLER, K. O. Relationships between hydrology, spatial heterogeneity, and fish recruitment dynamics in a temperate floodplain river. **River Research and Applications**, v. 24, n. 1, p. 90-102, 2008.

ZIMMER, K. D.; HERWIG, B. R.; LAURICH, L. M. Nutrient excretion by fish in wetland ecosystems and its potential to support algal production. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1, p. 197-207, 2006.

APÊNDICE A — PESO E COMPRIMENTO PADRÃO DE 14 ESPÉCIES DE PEIXE DO RIO CRUXATI

Tabela A. 1. Peso e Comprimento Padrão (CP) de 14 espécies de peixe da bacia do Mundáu.

Família/Espécie	N	CP mínimo-máximo (cm)	Peso mínimo-máximo (g)	Média (g)±Desvio-padrão
Characidae				
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus 1758) ^T	592	1.8-8.8	0.030-10.170	0.66±1.01
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	846	1.3-7	0.010-3.388	0.44±0.51
<i>Compsura heterura</i> Eigenmann, 1915 ^T	802	1.5-3.8	0.010-1.760	0.17±0.11
<i>Hemmigramus</i> sp.	1128	1.5-4.4	0.010-0.840	0.18±0.13
<i>Phenacogaster calverti</i> (Fowler, 1941) ^T	2066	1.2-5.6	0.010-2.990	0.27±0.28
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915) ^T	2970	0.28-6.6	0.010-3.100	0.18±0.12
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875) ^T	624	1-4.2	0.010-0.690	0.13±0.13
Curimatidae				
<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	483	2.7-11	0.190-18.960	2.35±2.11
Erythrinidae				
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	89	2.0-26.2	0.470-210.170	11.67±27.17
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus brevis</i> Steindachner, 1875	95	1.2-5.6	0.180-5.540	2.86±1.26
Poecillidae				
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	3428	1-5	0.010-3.394	0.35±0.36
Cichlidae				

<i>Cichlasoma orientale</i> Kullander, 1983 ^T	311	1.8-9	0.070-16.160	3.88±3.08
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991 ^T	63	2.6-9.1	0.140-8.840	2.10±2.24
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) ^T	329	0.9-6.4	0.030-3.810	1.13±0.63

^TValores reportados por Terra *et al.*, 2017

APÊNDICE B — COORDENADAS GEOGRÁFICAS DOS PONTOS DE COLETA NO RIO CRUXATI

Tabela B.1. Coordenadas geográficas e tipo de curso d'água dos pontos amostrados no rio Cruxati

Localidades	Latitude	Longitude	Curso d'água
1	3.406505° S	39.740857° W	Canal Principal do rio Cruxati
2	3.404357° S	39.735591° W	Triburário do rio Cruxati
3	3.413719° S	39.700938° W	Triburário do rio Cruxati
4	3.348007° S	39.735144° W	Triburário do rio Cruxati
5	3.348007° S	39.735144° W	Canal Principal do rio Cruxati
6	3.348007° S	39.735144° W	Canal Principal do rio Cruxati
7	3.322502° S	39.702834° W	Canal Principal do rio Cruxati
8	3.280581° S	39.647867° W	Canal Principal do rio Cruxati
9	3.300290° S	39.670841° W	Canal Principal do rio Cruxati

APÊNDICE C — MÉTODOS PARA O FRACIONAMENTO SEQUENCIAL DE FÓSFORO

Tabela C.1. Descrição das etapas do fracionamento sequencial do fósforo (P) em 2 gramas de amostra de sedimento (0-3 cm) do leito do rio Cruxati.

Etapa	Fração de P	Descrição dos procedimentos
I	P Trocável	Extração em 30 mL de solução de NaCl 1M em agitação por uma hora e centrifugado por 15 minutos a 9000 rpm. O sobrenadante foi retido para quantificação de P e a amostra foi lavada uma vez em água destilada (sobrenadante da lavagem foi descartado) para seguir para a etapa II.
II	P adsorvido aos óxido-hidróxidos de Ferro	Extração em 30 ml de solução de $\text{NaHCO}_3 + \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ a 0.11M. A amostra permaneceu em agitação por uma hora e então foi centrifugada por 15 minutos a 900 rpm. O sobrenadante foi retido para quantificação de P e a amostra foi lavada uma vez em água destilada (sobrenadante da lavagem foi descartado) para início do processamento da etapa III;
III	P associado aos filosilicatos e hidróxidos de Alumínio	Extração em 20 ml de NaOH (0.1 M) em agitação por 18 horas e centrifugação por 15 minutos a 900 rpm. Metade do sobrenadante foi retido para a quantificação de P e a outra metade foi retida para o próxima etapa IV. A amostra é lavada uma vez em água destilada (lavagem descartada) para a etapa V;
IV	P associado a ácidos húmicos	Foi adicionado 8 ml de HCl puro para acidificação (pH~1) do extrato da etapa III durante o intervalo de uma noite (até a precipitação). Em seguida o extrato passou por filtro de vidro GF/C 47mm. O filtro foi então secado (45°C) e calcinado por 2 horas a 550 °C e as cinzas fervidas em HCl (1 M) ate dissolver as cinzas para então quantificar o P;
V	P associado aos carbonatos e apatita	O Extrato da etapa III foi adicionado de 20 mL de HCl 0.5 M e agitado por uma hora. A amostra foi então centrifugada por 15 minutos a 900 rpm e o sobrenadante foi retido para quantificação de P. Posteriormente a amostra foi lavada com água destilada (sobrenadante da

lavagem foi descartado) para seguir para a próxima etapa;

- VI** P associado à matéria orgânica refratária A amostra residual da etapa V foi seca a 45°C e calcinado por 2 horas a 550 °C. Então as cinzas foram fervidas em HCl (1 M) e o P foi quantificado desse extrato .
-

APÊNDICE D — VARIÁVEIS AMBIENTAIS DOS PONTOS DE COLETA NAS TRÊS CAMPANHAS

Tabela D.1. Valores médios e desvio padrão das variáveis físicas e químicas medidas em nove pontos de coleta e em três campanhas na bacia do rio Mundaú

Campanha	Pontos	Temperatura (°C)	Oxigênio dissolvido (%)	Condutividade (mS/cm)	pH	Turbidez	Profundidade (cm)	Area (m²)	Volume (m³)
1	P1	27.2±2.5	1.8±0.5	257.9±11.1	7.3±0.6	13.0± 9.0	53.7±30.2	576.2±159.2	337.5± 251.0
	P2	24.3±0.6	1.1± 0.3	382.2±3.7	7.5±0.3	43.8±16.9	35.1±13.2	127.3±5.5	44.6±17.2
	P3	24.9±0.8	3.0±0.1	308.1±4.7	7.0±0.1	20.7± 5.6	22.7± 14.4	115.6±45.5	30.6±23.3
	P4	24.7±2.2	6.1±1.0	373.5±18.0	7.7±0.2	16.9± 3.8	14.2±4.8	139.8±47.6	21.1±11.8
	P5	24.1±0.4	5.1±0.7	432.3±66.9	6.1±0.1	9.8±2.8	27.7±11.8	297.9±33.0	80.1±27.0
	P6	24.4±0.2	5.4±0.9	274.0±15.0	6.0±0.0	6.8±0.9	45.2±18.3	426.8±60.9	187.7±75.0
	P7	25.1±0.9	1.5±0.6	423.4±196.9	7.0±0.1	18.8± 2.5	27.8±8.5	358.8±120.8	102.0± 51.5
	P8	25.2±0.4	0.1±0.0	979.2±25.4	7.3±0.1	23.2±6.8	40.0± 10.6	866.6±135.7	347.2±109.4
	P9	24.9±1.0	2.0± 1.0	1776.4±587.2	9.6±0.6	37.9± 6.6	35.4± 9.5	772.4±139.7	279.4± 100.6
2	P1	25.7±3.4	3.3±3.9	388.8±39.3	8.4±0.3	24.5± 5.2	26.8± 13.1	315.7±396.0	112.4±151.6
	P2	31.8±1.4	11.9± 0.8	876.1± 757.5	9.5±0.2	126.0±7.2	9.7± 0.0	21.9±0.0	2.1±0.0
	P3	-	-	-	-	-	-	-	-
	P4	-	-	-	-	-	-	-	-
	P5	23.2±0.8	2.5± 0.5	1361.7±387.8	7.8± 0.0	12.4±0.4	18.6± 2.3	62.3± 73.4	12.4±15.1

3	P6	30.3± 2.9	5.4± 1.5	600.3±175.9	7.9±0.6	40.6± 15.7	20.0± 13.4	123.5±192.6	37.9±64.3
	P7	-	-	-	-	-	-	-	-
	P8	28.8±1.3	8.0±0.6	2392.6±772.1	9.0±0.3	20.7±7.7	26.4± 8.3	939.0±268.1	256.6±137.8
	P9	28.2±0.5	0.1±0.0	862.5±5.7	8.0±0.1	42.9±21.9	12.6±7.4	186.9±189.5	33.9±45.8
	P1	-	-	-	-	-	-	-	-
	P2	-	-	-	-	-	-	-	-
	P3	-	-	-	-	-	-	-	-
	P4	-	-	-	-	-	-	-	-
	P5	-	-	-	-	-	-	-	-
	P6	22.1±1.0	0.8±0.1	2899.7±30.9	8.5±0.5	178.8±3.0	5.3± 0.0	1.25±0.0	0.06±0.0
	P7	-	-	-	-	-	-	-	-
	P8	22.9±0.4	0.8±0.3	5332.2±2385.5	7.7±0.4	25.3±15.4	25.0±6.7	353.97±401.8	95.36±110.3
	P9	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela D.2. Valores médios e desvio padrão dos tipos de substratos verificados em transectos de nove pontos de coleta e em três campanhas na bacia do rio Mundaú.

Campanha	Pontos	Pedra Grande (1-4 m)	Pedra Pequena (250-1000 mm)	Seixo (60-250 mm)	Cascalho(2-16 mm)	Arcia (0.2-2 mm)	Silte (<0.2 cm)	Folha
1	P1	0.75±0.96	1.25±1.50	1.00±1.15	1.25± 1.50	1.50±1.29	2.25±0.96	1.00±1.41
	P2	0.00±0.00	1.25±1.50	0.75± 1.50	0.75±1.50	0.75±1.50	3.00±0.00	0.00±0.00
	P3	1.50±1.73	1.75±1.50	0.00±0.00	0.75±0.96	2.25±1.50	0.50±1.00	0.00±0.00

	P4	0.25±0.50	0.00±0.00	0.00± 0.00	0.50±0.58	3.00±0.00	0.00±0.00	0.75± 0.50
	P5	0.50±0.58	0.75±1.50	0.00± 0.00	3.00±0.00	3.00±0.00	0.00± 0.00	0.00±0.00
	P6	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.25±0.50	3.00±0.00	0.00±0.00	0.50±0.58
	P7	0.75±0.50	0.00±0.00	0.75±0.96	2.75±0.50	3.00±0.00	0.00±0.00	1.00±0.82
	P8	0.50±0.58	0.00±0.00	3.00±0.00	3.00±0.00	3.00±0.00	0.25±0.50	0.00±0.00
	P9	0.00±0.00	0.50±1.00	0.00± 0.00	0.75±1.50	2.25±1.50	0.00±0.00	0.00±0.00
2	P1	0.75±0.50	0.25±0.50	2.25±2.87	2.75±2.50	2.00±2.83	1.00±1.41	1.25± 0.96
	P2	0.00±0.00	2.00±0.5	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	3.00±0.00	3.00±0.00
	P3	-	-	-	-	-	-	-
	P4	-	-	-	-	-	-	-
	P5	3.50±0.71	1.50± 2.12	2.00±1.41	2.00±1.41	5.50±0.71	4.00±2.83	6.00± 4.24
	P6	0.00±0.00	0.00±0.00	0.25±0.50	1.00± 1.41	3.00± 2.45	0.75±1.50	3.00±2.45
	P7	-						
	P8	0.75 ±0.50	0.00±0.00	1.00±1.15	2.00±0.82	1.50±1.00	1.50±1.00	0.25± 0.50
	P9	0.75±0.96	1.25±1.26	0.75±1.50	0.25±0.50	3.75±1.50	0.00± 0.00	1.25±1.50
3	P1	-	-	-	-	-	-	-
	P2	-	-	-	-	-	-	-
	P3	-	-	-	-	-	-	-
	P4	-	-	-	-	-	-	-
	P5	-	-	-	-	-	-	-

P6	0.00±0.00	0.00±0.00	2.00± 0.5	3.00±0.00	3.00±0.00	3.00± 0.00	3.00±0.00
P7	-	-	-	-	-	-	-
P8	1.00±1.00	0.00±0.00	0.67±1.15	2.67±0.58	1.67±1.53	2.00±1.00	0.33±0.58
P9	-	-	-	-	-	-	-

Tabela D.3. Valores médios e desvio padrão das porcentagens de ocorrência dos tipos de abrigos verificados em seções de 50 metros (trechos em rio) ou 25 metros (trechos em riachos) de nove pontos de coleta em três campanhas na bacia do rio Mundaú.

Campanha	Pontos	Macrófitas	Galhos	Troncos	Raízes/árvores vivas	Sombreamento da vegetação	Pedras	Lodo
1	P1	42.5±43.6	30.0±46.9	27.5±55.0	32.5±45.6	60.3±56.8	42.5±56.8	42.5±61.3
	P2	11.2±8.5	0.0±0.0	0.0±0.0	1.3± 2.5	21.3± 21.7	17.5± 35.0	0.0±0.0
	P3	5.0± 10.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	25.0±10.0	32.5± 20.6	17.5±17.1
	P4	0.0±0.0	7.0±3.5	2.5±2.9	27.5± 35.0	23.8± 9.5	1.3±2.5	20.0± 21.6
	P5	1.2±2.5	7.5±9.7	0.0±0.0	13.8±24.3	21.3±10.3	52.5±22.2	40.0±21.6
	P6	1.7±2.3	25.0±5.7	5.0±4.1	15.0±7.1	27.5±5.0	0.0±0.0	10.0±20.0
	P7	0.0±0.0	1.5± 2.5	0.0±0.0	17.5± 23.6	27.5±17.1	11.3±13.1	4.3± 5.1
	P8	28.7± 2.5	0.0± 0.0	0.0±0.0	0.0± 0.0	0.0±0.0	0.8±1.5	0.0±0.0
	P9	0.2±0.5	0.0± 0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	25.0±31.1	20.0±21.2	0.0±0.0
2	P1	6.5±5.0	4.8±7.8	1.9±2.4	12.5± 12.6	46.3±27.8	38.8±37.1	20.6±21.3
	P2	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	3.0±0.0	4.0±0.0	0.0±0.0

APÊNDICE E — GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE RENDIMENTO POTENCIAL DE FÓSFORO E CARACTERÍSTICAS DAS ESPÉCIES

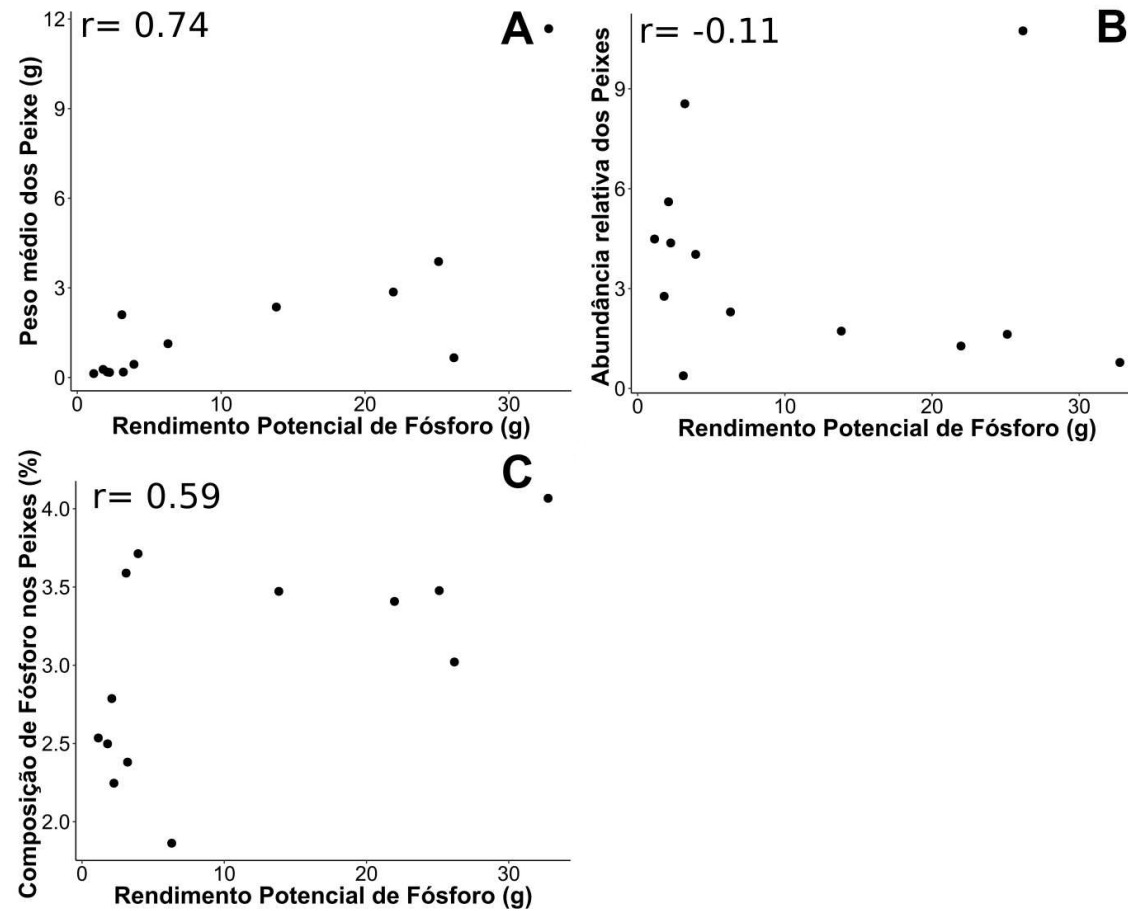


Figura E.1. Diagramas de dispersão do Rendimento potencial de Fósforo das espécies de Peixes em relação as variáveis: Peso médio das espécies de Peixe (g) (A), Abundância relativa dos Peixes verificada na seca do ano de 2018 (B) e Composição de Fósforo nos Peixes (%) (C).

APÊNDICE F — GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NA ÁGUA E NAS FRAÇÕES DO

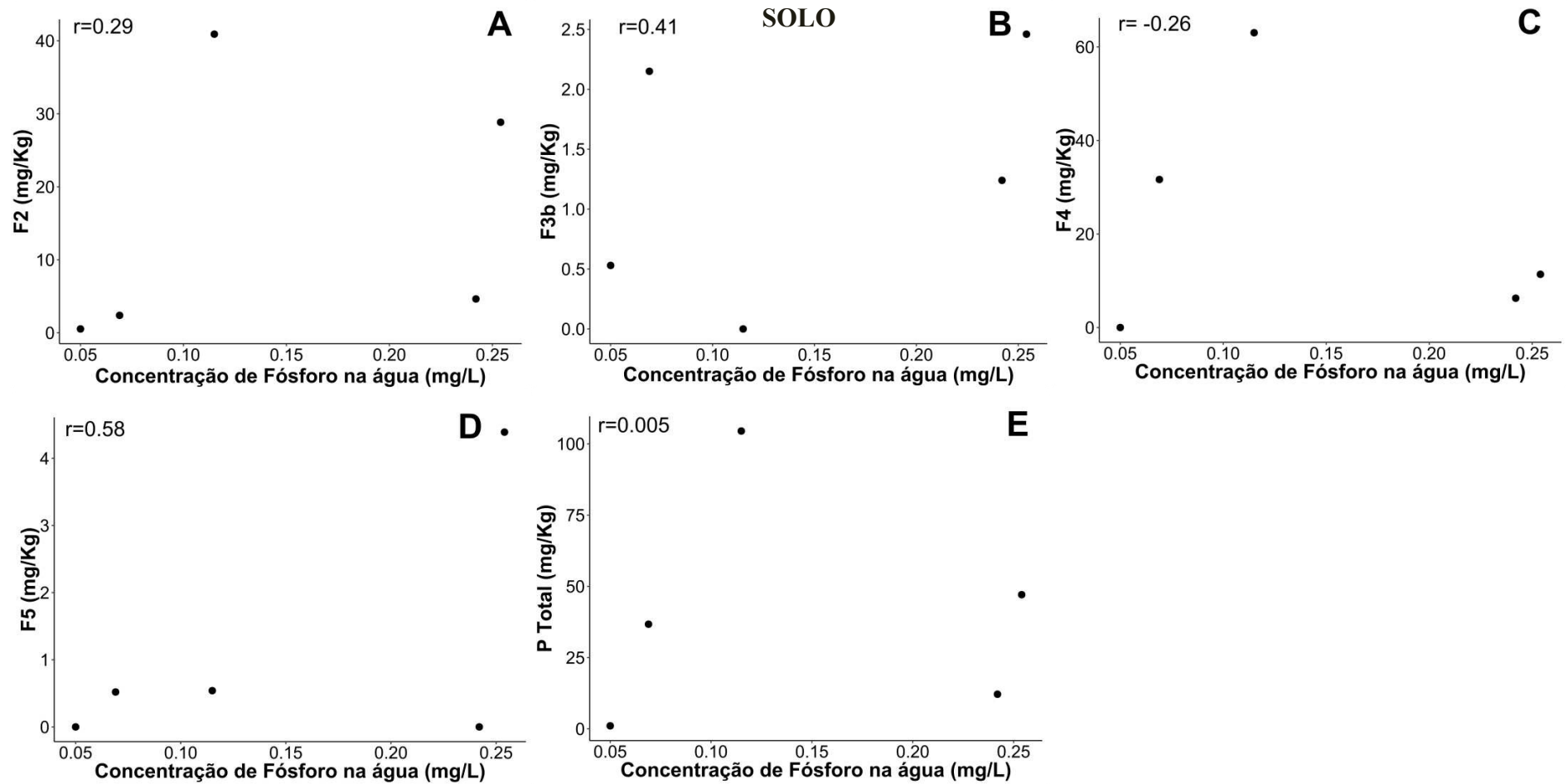


Figura F.1. Diagramas de dispersão da Concentração de Fósforo da água (mg/L) do Rio Cruxati em relação as variáveis: Concentração do Fósforo adsorvido aos óxidos-hidróxidos de Fe (F2) (mg/Kg), Fósforo associado aos ácidos húmicos (F3b) (mg/Kg), Fósforo associado a apatita (F4) (mg/Kg), Fósforo associado à matéria orgânica refratária (F5) (mg/Kg) e Fósforo Total (P Total) (mg/Kg).

APÊNDICE G — GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NA ÁGUA E CARACTERÍSTICAS DAS ESPÉCIES

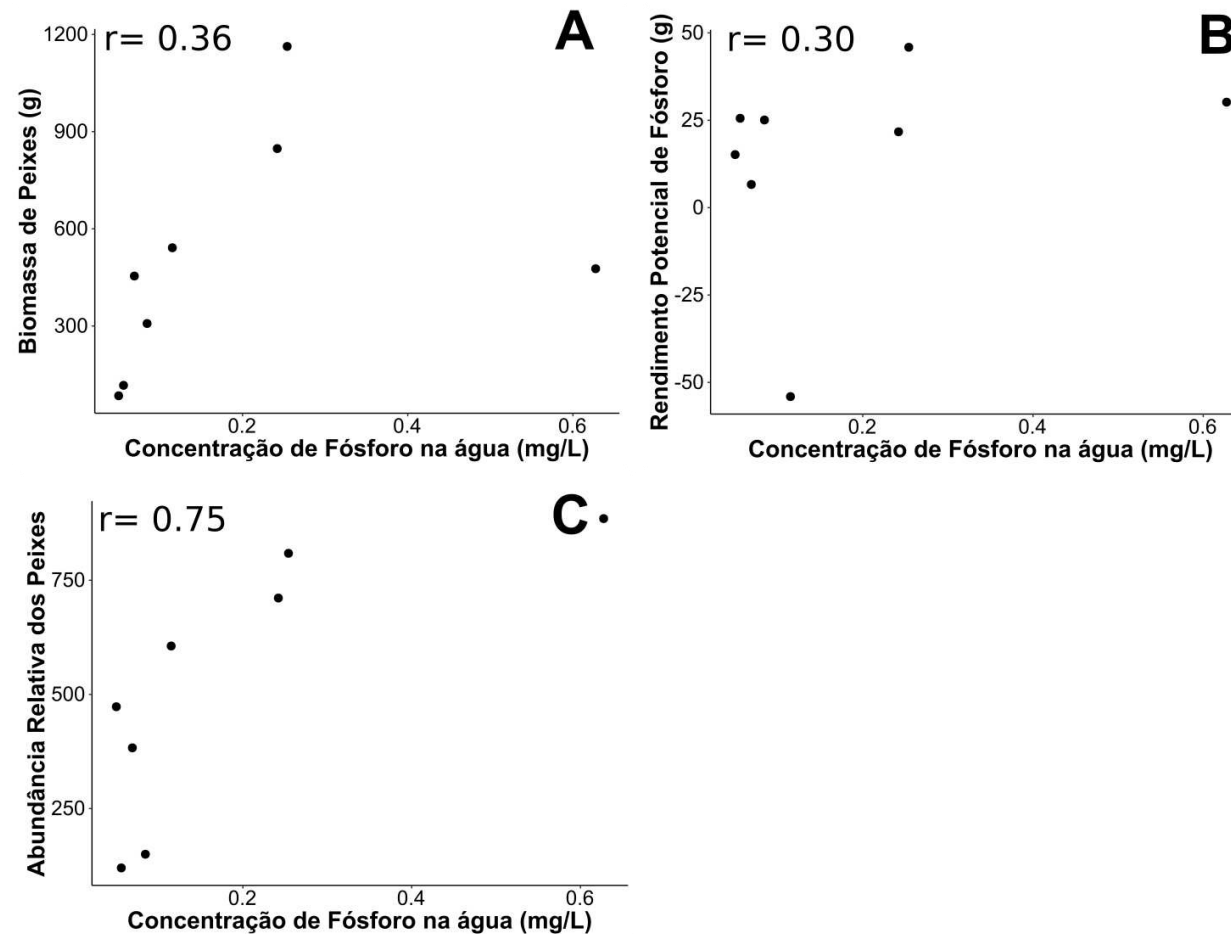


Figura G.1. Diagramas de dispersão da Concentração de Fósforo da água (mg/L) do Rio Cruxati em relação as variáveis: Biomassa das espécies de peixe (g), Rendimento Potencial de fósforo dos peixes (g) e Abundância relativa das espécies de peixe.