



UEPB

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

JÚLIA SILVA OLIVEIRA

**COMUNIDADE BIÓTICA EM RIOS INTERMITENTES: COMO AS ASSEMBLEIAS
SE ESTRUTURAM NAS FASES AQUÁTICAS DO CICLO HIDROLÓGICO DE
INTERMITÊNCIA?**

**CAMPINA GRANDE - PB
2020**

JÚLIA SILVA OLIVEIRA

**COMUNIDADE BIÓTICA EM RIOS INTERMITENTES: COMO AS ASSEMBLEIAS
SE ESTRUTURAM NAS FASES AQUÁTICAS DO CICLO HIDROLÓGICO DE
INTERMITÊNCIA?**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia e conservação de ecossistemas continentais.

Orientadora: Profa. Dra. Bianca de Freitas Terra

**CAMPINA GRANDE - PB
2020**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

O48c Oliveira, Júlia Silva.
Comunidade biótica em rios intermitentes [manuscrito] : como as assembleias se estruturam nas fases aquáticas do ciclo hidrológico de intermitência? / Júlia Silva Oliveira. - 2020.
79 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2020.
"Orientação : Profa. Dra. Bianca de Freitas Terra, Departamento de Biologia - CCBS."
1. Rios intermitentes. 2. Seca. 3. Perturbação hidrológica.
I. Título

21. ed. CDD 577.6

JÚLIA SILVA OLIVEIRA

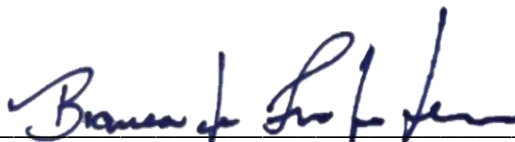
COMUNIDADE BIÓTICA EM RIOS INTERMITENTES: COMO AS ASSEMBLEIAS SE ESTRUTURAM NAS FASES AQUÁTICAS DO CICLO HIDROLÓGICO DE INTERMITÊNCIA?

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

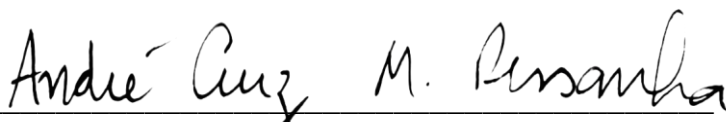
Área de concentração: Ecologia e conservação de ecossistemas continentais.

Aprovada em: 27 / 02 / 2020

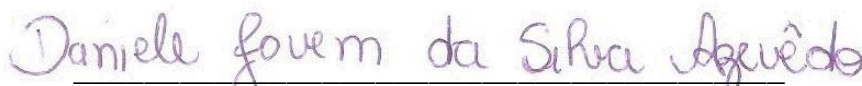
BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Bianca de Freitas Terra (Orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Dra. Daniele Jovem da Silva Azevêdo
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

AGRADECIMENTOS

“Happiness is only real when shared” (Christopher McCandless)

É com essa frase que inicio essa seção tão importante para mim e que resume tudo o que a vida acadêmica tem me ensinado.

Primeiramente, agradeço a minha mãe e meu pai, pelo suporte, apoio, por respeitarem minha independência, por serem a parte mais fundamental de mim, eu não iria a lugar algum se não pertencesse a vocês primeiro. Aos meus irmãos pela parceria, em especial minha irmã Ana Clara, que junto ao seu companheiro Pedro, foi meu socorro em todos os momentos dolorosos de minha relação tortuosa com a informática. Eu sempre serei grata por sua disponibilidade, paciência, amizade, por incentivar meu voo e por aturar meus dias ruins. Eu assumo que não sou uma pessoa fácil, mas você é! Agradeço a meu sobrinho Miguel, por recarregar minhas forças com seu sorriso. Agradeço a Luce, minha cachorra, ainda que pareça estranho, por ser família, amiga e a alegria dos meus dias.

Agradeço aos meus amigos da vida, pelo apoio. Em especial, a Naiana, a melhor pessoa e amiga que conheço. Nossos caminhos se separaram fisicamente há anos, mas você será sempre minha pessoa! Agradeço as amigas que fiz na graduação, Amanda, Brena, Késsia, Samantha, Daniela, Taiz, Karullyn, entre outras, o meu “da faculdade para a vida” não poderia ser mais bonito.

Agradeço ao Lucas Messias, meu companheiro e suporte, por absolutamente todos os dias desta jornada, por ser ombro, colo e a calma dos meus dias mais ansiosos. Que bom que nós nos esbarramos, meu bem!

Agradeço a turma 2018.1 do Mestrado em Ecologia e Conservação da UEPB, pela parceria nas disciplinas e pelos intervalos divertidos e relaxantes, não tenho dúvidas de que vocês conquistarão o mundo! Agradeço especialmente a minha grande amiga Gracielle, por ter compartilhado esse desafio comigo, pelos dias de desespero e domingos tranquilos de pintar unhas e lavar o cabelo, foi um prazer dividir os dias (e semanas) em Campina Grande com você.

Agradeço a Natalice, por ter sido abrigo para mim em Campina Grande, por ter me recebido em sua casa, sem nem mesmo me conhecer, por ser uma companhia tão maravilhosa e divertida. Eu sempre serei grata pelo acolhimento e por ter conhecido uma mulher tão incrível profissional e pessoalmente.

Agradeço a Ana Márcia, Larissa, Lucas F, Lucas M, Manassés, Vanessa, Victor, Yarley e todos os integrantes do Laboratório de Ecologia de Comunidades Aquáticas (LECA - UVA) pela contribuição no trabalho, pelos dias de coletas, triagens intensas e diversão, esse trabalho é nosso!

Agradeço ao Telton Ramos pela disponibilidade em contribuir com a identificação dos peixes e aos pesquisadores do Laboratório de Ecologia de Bentos da UEPB por tirarem dúvidas “bobas”, mas reais, de uma peixinha que aceitou o desafio de trabalhar com macroinvertebrados.

Agradeço ao Victor por ser meu parceiro e equipe na identificação de macroinvertebrados, pelos dias longos de trabalho, por converter dias exaustivos em lembranças maravilhosas, por não soltar minha mão! Agradeço ainda por ser meu amigo, confidente e por nos comunicarmos apenas por memes (não tem como não agradecer por isso).

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, em especial, ao secretário Júlio, que foi solícito e minha principal conexão ao programa enquanto estive no Ceará. Agradeço a

Universidade Estadual Vale do Acaraú pelo espaço para a realização do trabalho de laboratório. Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Agradeço a todos os que cruzaram meu caminho e me fizeram companhia nas inúmeras viagens entre o Ceará e a Paraíba.

Agradeço por último, a minha orientadora Bianca Terra, por ter me acolhido em sua equipe em formação, assim que integrou o quadro de professores da Universidade Estadual Vale do Acaraú, por ter despertado em mim o amor pela água doce, por compartilhar suas experiências de vida, por ser a profissional mais ética, capaz e sensível que eu já tive o prazer de conviver. Agradeço ainda pelo cuidado, apoio, por extrapolar a relação de trabalho, por enxergar a Júlia além da mestranda, por ser excessivamente humana, e por ser tão intensamente Bianca. Eu definitivamente não poderia ter escolhido alguém melhor para me orientar. Eu sempre serei grata por nossa parceria e por ter tido o prazer de ter do meu lado, a cientista em quem eu verdadeiramente me inspiro.

RESUMO

Os rios intermitentes são sistemas dinâmicos que apresentam três fases distintas ao longo de seu ciclo hidrológico: lóxico (corrente), lêntico (secagem do fluxo de água e formação de poças isoladas) e seca total. Apesar da dinâmica única destes sistemas, apenas nos últimos anos os rios intermitentes têm se tornado enfoque de estudos ecológicos que objetivam investigar sua diversidade e dinâmica. Esse interesse tem sido incentivado pela previsão de que esses sistemas têm expandido sua área de cobertura ao redor do mundo em função das mudanças climáticas e usos extensivos. Além disso, é necessário conhecer a dinâmica destes rios para a gestão eficaz e inclusão em programas de biomonitoramento e recuperação. Ao longo do ciclo natural de intermitência, a secagem do fluxo de água e a consequente formação de poças isoladas é uma perturbação natural experimentada periodicamente pela comunidade biótica destes sistemas. Assim, comunidades resilientes devem se reorganizar em uma estrutura alternativa, após a secagem do fluxo de água e formação de poças isoladas, resultante dos efeitos da perturbação nas diferentes espécies que compõem uma comunidade. Além disso, as poças persistentes poderiam servir de refúgio durante o período seco, o que é fundamental para a manutenção da comunidade biótica nestes sistemas. Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi responder a seguinte pergunta: Como a comunidade biótica é estruturada entre as fases aquáticas do ciclo hidrológico intermitente? A hipótese considerada foi a de que a formação de um mosaico de manchas terrestres e aquáticas no leito dos rios altera as estruturas das assembleias de peixes e macroinvertebrados diferentemente. Este estudo foi realizado em cinco riachos pertencentes a bacia do Acaraú, localizada no Ceará, Nordeste do Brasil. Os riachos selecionados foram amostrados nas fases corrente e de poças do ciclo hidrológico intermitente em 2019. Na fase corrente, os riachos foram divididos em dez seções, onde foram dispostos transectos no início e no centro de cada seção. Em cinco pontos equidistantes de cada transecto, foram mensuradas as variáveis físico-químicas e profundidade. Na fase de poças, por sua vez, foram dispostos cinco transectos em cada poça, onde foi seguido o mesmo protocolo da fase corrente. Em cada seção, da fase corrente, e em cada poça, foram estimadas as porcentagens de sombreamento, abrigo, macrófitas e velocidade do fluxo. Os peixes foram coletados através de dez arrastos e 20 peneiradas por riacho na fase corrente, enquanto que para macroinvertebrados, foram coletadas 10 amostras compostas (cada amostra composta por 3 subamostras em micro-habitats diferentes) em cada riacho. A quantidade de poças por trecho e a amostragem das assembleias variou conforme a disponibilidade e tamanho das poças. A composição da assembleia de peixes não diferiu entre as fases do ciclo hidrológico, as espécies *Astyanax fasciatus*, *Serrapinnus heterodon* e *Phenacogaster calverti* foram as espécies dominantes na fase corrente, enquanto que na fase de poças, as espécies dominantes foram *Hemigrammus rodwayi*, *Poecilia reticulata* e *Astyanax fasciatus*. No entanto, nenhuma das 25 espécies de peixes foi considerada indicadora de alguma das fases aquáticas do ciclo hidrológico. Assim, essa assembleia se mostrou resistente às perturbações do ciclo. A assembleia de macroinvertebrados, por sua vez, apresentou composições distintas entre as fases do ciclo hidrológico, além disso, os táxons dominantes também diferiram entre as fases. Chironomidae, táxon dominante na fase corrente e Chaoboridae, dominante nas poças, pertencem a ordem de insetos aquáticos Diptera, caracterizada por apresentar fase aquática larval e adultos aéreos. As famílias Baetidae, Belostomatidae, Dytiscidae e Libellulidae

foram consideradas táxons indicadores da fase de poças. O ProTest associado a análise de PROCRUSTES mostrou que não houve concordância significativa entre as assembleias nas fases corrente e de poças. A estrutura do habitat diferiu entre as fases aquáticas do ciclo hidrológico. A fase corrente apresentou maior heterogeneidade ambiental que a fase de poças. Na fase corrente, 11 espécies de peixes e 13 táxons de macroinvertebrados estiveram correlacionados significativamente a 13 e oito variáveis ambientais, respectivamente. O substrato lama foi a variável mais importante, estando correlacionada significativamente a três espécies de peixes e seis táxons de macroinvertebrados. Na fase de poças, seis espécies de peixes e 19 táxons de macroinvertebrados estiveram significativamente correlacionados a seis e 10 variáveis ambientais, respectivamente. As variáveis mais importantes para a assembleia de peixes foram profundidade, presença de troncos, raízes ou árvores vivas no leito do riacho e a taxa de oxigênio dissolvido. Para macroinvertebrados, os substratos areia, lama e pedra grande apresentaram maior relevância. A presença de refúgios aquáticos (poças) possibilitou a permanência de espécies de peixes, assembleia mais intimamente ligada a presença de água. Contudo, a dominância de insetos aquáticos e a diferenciação na composição da assembleia de macroinvertebrados entre as fases do ciclo hidrológico mostram que além da presença de refúgios, a dispersão é um mecanismo fundamental de resiliência em sistemas dinâmicos como os rios intermitentes.

Palavras-chave: Semiárido. Seca. Resiliência. Perturbação hidrológica.

ABSTRACT

Intermittent rivers are dynamic systems that present three different phases along their hydrological cycle: lotic (flowing water), lentic (isolated pools) and terrestrial (dry riverbed). Despite the unique dynamic of intermittent rivers, only in recent years, the number of ecological studies that aim investigate your hydrological cycle dynamic increased. These systems have expanded their coverage area around the world due to climate change and extensive use and that can explain the increase in ecological studies in these rivers. It is necessary to understanding the dynamics of intermittent rivers for effective management and inclusion in biomonitoring and recovery programs. In natural intermittency cycle, the drying of the water flow and the formation of isolated pools is a natural disturbance experienced periodically by the community. Thus, resilient communities must reorganize in an alternative structure, after water flow drying and riverbed become a mosaic of isolated pools and terrestrial habitat. That is the result from the effects of the disturbance on the different species of a community. In addition, persistent pools could serve as an essential refuge during the dry period. The aim of this study was to answer the question: How is the biotic community structured between the aquatic phases of the intermittent hydrological cycle? The hypothesis was: the formation of a mosaic of terrestrial and aquatic patches in the riverbed alters differently the structures of fish and macroinvertebrates assemblages. This study was conducted in five streams among Acaraú river catchment, located in Ceará, Northeast, Brazil. The streams were sampled in lotic and pool phases of the intermittent hydrological cycle in 2019. In lotic phase, the streams were divided into ten sections, with transect in the beginning and middle of sections. The physicochemical parameters and depth were measured in five equidistant points in each transect. In pool phase, five transects were established and the same protocol of the lotic phase was followed. In each section of lotic phase and each pool, riparian shading, shelter, macrophytes and flow velocity were estimated. Fish were collected with ten trails and 20 sieve by stream in lotic phase, while for macroinvertebrates, 10 samples (each sample consisting of 3 subsamples in different micro-habitats) were collected in each stream. The number of pool per stretch and sampling of the assemblages in this phase varied according to the availability and size of the pools. The composition of the fish assemblage did not differ between the phases of hydrological cycle, *Astyanax fasciatus*, *Serrapinnus heterodon* and *Phenacogaster calverti* were the dominant species in lotic phase. In pool phase, dominant species were *Hemigrammus rodwayi*, *Poecilia reticulata* and *Astyanax fasciatus*. However, no one species of fish was considered an indicator of any of the aquatic phases of the hydrological cycle. Thus, this assemblage proved to be resistant to the disturbances of the cycle. Macroinvertebrate assemblage presented different compositions between the phases of the hydrological cycle, in addition, the dominant taxa also differed between the phases. Chironomidae, a dominant taxon in lotic phase and Chaoboridae, dominant in pools, belong to the order of aquatic insects Diptera, characterized by presenting larval aquatic phase and aerial adults. Baetidae, Belostomatidae, Dytiscidae and Libellulidae were considered indicator taxa of pool phase. ProTest associated with PROCUSTES analysis demonstrate there was no significant concordance between the assemblages in the lotic and pool phases. The habitat structure differed between the aquatic phases of the hydrological cycle. Lotic phase demonstrates greater environmental heterogeneity than the pool phase. In lotic phase, 11 species of fish and 13 taxa of macroinvertebrates were significantly correlated to 13 and eight

environmental variables, respectively. The substrate silt was the most important variable and was significantly correlated to three species of fish and six taxa of macroinvertebrates. In pool phase, six species of fish and 19 taxa of macroinvertebrates were significantly correlated to six and 10 environmental variables, respectively. Most important variables for fish assemblage were depth, presence of parts of live trees in the stream bed and the dissolved oxygen rate. For macroinvertebrates, the substrates sand, silt and boulders were more relevant. The presence of aquatic refuges (pools) was important for remain of fish species, an assemblage more closely linked to the presence of water. However, the dominance of aquatic insects and the differentiation in the composition of macroinvertebrate assemblage between the phases of the hydrological cycle show that in addition to the presence of refuges, dispersion is a fundamental mechanism of resilience in dynamic systems such as intermittent rivers.

Key-words: Semiarid. Drought. Resilience. Hydrological disturbance.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista de riachos amostrados na bacia do rio Acaraú com informações de localização e data de coleta.....	32
Tabela 2. Classificação de espécies da ictiofauna baseada no <i>rank</i> das abundâncias médias (\pm erro padrão) para cada fase hidrológica.....	46
Tabela 3. Ocorrência das espécies de peixes em cinco riachos da bacia do rio Acaraú, nas fases corrente e de poça. 1 - Riacho Caioca; 2 - Riacho Batoque; 3 - Riacho Sabonete; 4 - Riacho Renato Parente; 5 - Riacho Cajazeiras; Total = total de amostras que a espécie foi encontrada (considerando um total de 10 amostras: cinco na fase corrente e cinco na fase de poças).....	47
Tabela 4. Classificação dos táxons de macroinvertebrados baseada no <i>rank</i> das abundâncias médias (\pm erro padrão) para cada fase hidrológica.....	49
Tabela 5. Ocorrência dos táxons de macroinvertebrados em cinco riachos da bacia do rio Acaraú, nas fases corrente e de poça. 1 - Riacho Caioca; 2 - Riacho Batoque; 3 - Riacho Sabonete; 4 - Riacho Renato Parente; 5 - Riacho Cajazeiras; Total = total de amostras que o táxon foi encontrado (considerando um total de 10 amostras: cinco na fase corrente e cinco na fase de poças).....	51
Tabela 6. Variáveis ambientais (média e erro padrão) das fases do ciclo hidrológico e métodos de seleção: VIF = Fator de Inflação da Variância; Corr = Correlação de Spearman. Quadrado preenchido= variável selecionada e quadrado vazio= variável excluída.....	54
Tabela 7. Correlações significativas entre as espécies de peixes e as variáveis ambientais.....	55
Tabela 8. Correlações significativas entre os táxons de macroinvertebrados e as variáveis ambientais.....	57

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	11
2. PERGUNTA.....	17
3. HIPÓTESE.....	17
4. OBJETIVOS.....	18
4.1 GERAL.....	18
4.2 ESPECÍFICOS.....	18
5. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	19
6. REFERÊNCIAS.....	20
7. CAPÍTULO ÚNICO (ARTIGO)	25

1. INTRODUÇÃO GERAL

A comunidade biótica é definida como um conjunto de espécies que compartilham o mesmo espaço, tempo e interagem entre si. Sua dinâmica está associada a mudanças na riqueza e abundância relativa das espécies decorrentes de flutuações nas populações ao longo do tempo (VELLEND, 2010). Além disso, os fatores abióticos influenciam as relações intra e interespecíficas, e por consequência, as espécies que compõem o *pool* de tais comunidades (DUNSON e TRAVIST, 1991). Os limites de uma comunidade são arbitrários e sofrem influência do tipo de ambiente em que são encontradas. Em ambientes aquáticos, os limites de uma comunidade podem ser mais facilmente determinados quando se tratam de lagos e poças, entretanto, quando rios, várzeas e ambientes marinhos são considerados, os limites de uma comunidade são mais difusos e, conseqüentemente, mais difíceis de serem estabelecidos.

Em ambientes lóticos, a estrutura dendrítica das redes de drenagem associada às características morfológicas das bacias hidrográficas afetam a composição e diversidade das comunidades aquáticas além de conecta-las dificultando a identificação de limites entre elas (SCHOFIELD et al., 2018). A estruturação dessas comunidades tem como principal explicação a Teoria do Rio Contínuo (*The river continuum concept*) de Vannote et al. (1980), que considera a influência das características geomorfológicas fluviais. Nela, os ecossistemas lóticos são descritos como um gradiente físico que se estende da cabeceira à foz do rio, com alterações previsíveis na composição da comunidade (VANNOTE et al., 1980). A importância da entrada de matéria orgânica alóctone diminui conforme o rio aumenta em largura. Conseqüentemente, as espécies de invertebrados dominantes e a biomassa dos grupos funcionais (coletores, trituradores, raspadores e predadores) se alteram seguindo o gradiente à jusante devido às adaptações morfológicas e comportamentais. Assim, as características hidrológicas, químicas e biológicas de ecossistemas de fluxo contínuo são o reflexo do clima, geologia e vegetação ripária ao longo de tais sistemas (WETZEL, 2001). Esse modelo explica a alta diversidade de habitats e espécies em ambientes lóticos em contraste com sua pequena área de cobertura no planeta (ALTERMATT, 2013).

A Teoria do Rio Contínuo é amplamente difundida e aceita como o conceito mais influente da ecologia de rios, no entanto, não explica a estruturação de

comunidades em ambientes que experimentam a perda total ou parcial do fluxo de água (DATRY, LARNED e TOCKNER, 2014). Rios intermitentes são ecossistemas de água doce altamente dinâmicos, que secam parcial ou totalmente em algum momento (DATRY, BONADA e BOULTON, 2017). Nesse conceito, estão sendo considerados os rios temporários, efêmeros, sazonais e episódicos, seguindo Datry, Larned e Tockner (2014). Tais ecossistemas apresentam três fases distintas ao longo do ciclo hidrológico de cheia e secagem, denominado por alguns pesquisadores como gradiente temporal de intermitência (fases lótica, lêntica e seca) (ARSCOTT et al., 2010; DATRY, 2012; DATRY, LARNED e TOCKNER, 2014). Na fase lótica, o fluxo hidrológico é contínuo. Quando o fluxo cessa e o rio torna-se um mosaico de habitats terrestres e aquáticos (LARNED et al., 2010), os quais se caracterizam como poças, se inicia a fase lêntica. Já a fase seca tem início quando as manchas de habitats aquáticos da fase lêntica secam, e o leito do rio fica disponível para a colonização por espécies terrestres (CORTI e DATRY, 2012). Os diferentes tipos de habitat que compõem as três fases se alternam ao longo do ciclo hidrológico de intermitência influenciando a diversidade e a estrutura das comunidades bióticas dos rios intermitentes. Esse padrão justifica a criação de um novo conceito dentro da ecologia de rios que considere as fases lótica, lêntica e a seca na dinâmica e estruturação das comunidades (LARNED et al., 2010).

Os rios intermitentes são tão comuns quanto rios perenes, e como consequência, compõem a paisagem de grande parcela dos biomas terrestres (LARNED et al., 2010; DATRY, LARNED e TOCKNER, 2014). Além disso, o avanço das mudanças climáticas e a intensificação da seca em algumas regiões podem resultar na secagem do fluxo de água em rios classificados como perenes, e consequentemente, no aumento da proporção de rios intermitentes (LARNED et al., 2010; DATRY, FRITZ e LEIGH, 2016). Os rios naturalmente intermitentes também são afetados pelas mudanças climáticas, em especial, pela secagem total das poças remanescentes e o aumento no período da fase seca (LARNED et al., 2011), o que altera o ciclo natural e previsível de cheia e secagem do fluxo de água.

Estudos teóricos que enfocam na dinâmica do ciclo hidrológico intermitente (LARNED et al., 2010; DATRY, ARSCOTT e SABATER, 2011; DATRY, LARNED e TOCKNER, 2014; DATRY, FRITZ e LEIGH, 2016; DATRY et al., 2016; LEIGH et al., 2016; DATRY et al., 2017), ou que utilizem as poças formadas durante a fase lêntica, para investigar a dinâmica de metacomunidades (DATRY, BONADA e

HEINO, 2016; RESETARITS JR e SILBERBUSH, 2016; RUHÍ, DATRY e SABO, 2017; SARREMEJANE ET AL., 2017; FAUSTINO e TERRA 2019) têm se tornado comuns, e são fundamentais no desenvolvimento da ecologia de rios intermitentes. Contudo, estudos que objetivem investigar o efeito da secagem do fluxo de água e a formação de poça isoladas sobre as assembleias são necessários. Hill e Milner (2018) em seu trabalho com a assembleia de macroinvertebrados em dois rios com áreas perenes e intermitentes no Reino Unido consideraram as fases lótica e lêntica e constataram que 34 táxons encontrados nas poças não estavam presentes na fase lótica, comprovando a existência de espécies exclusivas das poças e a iminente contribuição dessas manchas de habitat para a diversidade destes ecossistemas.

As comunidades bióticas estabelecidas em rios intermitentes apresentam dinâmica distintas àquelas estabelecidas em rios perenes, uma vez, que a recorrente perda parcial e total de habitat desafia a permanência dos organismos aquáticos. Deste modo, a resiliência se torna fundamental para a persistência da comunidade em sistemas que sofrem alterações sazonais e previsíveis, como os rios intermitentes (HERSHKOVITZ e GASITH, 2013). A resiliência pode ser definida como a medida do quanto de uma perturbação pode ser tolerada por uma comunidade até que ela se reorganize em uma estrutura, diferente da inicial (GUNDERSON, 2000). A persistência de uma comunidade resiliente em um ambiente recém perturbado é promovido pela reestruturação da comunidade. Esta reorganização é resultado dos efeitos distintos que uma perturbação exerce sobre as diferentes assembleias que integram uma comunidade. Enquanto alguns táxons são resistentes a alguns distúrbios, outros são sensíveis, o que afeta a recuperação de suas populações (FALK, WATTS e THODE, 2019). Após uma perturbação, a comunidade resiliente pode apresentar aumento ou diminuição da riqueza e abundância, mudança nas espécies dominantes, entre outros, o que altera sua estrutura, mas permite sua continuidade em um ambiente recém perturbado (GUNDERSON, 2000; MEDEIROS e MALTCHIK, 2001). Entre os mecanismos que facilitam a persistência dos organismos aquáticos em sistemas intermitentes, pode-se destacar a existência de refúgios aquáticos, que permitem a permanência das assembleias, mesmo com o fluxo hidrológico interrompido (MAGOULICK e KOBZA, 2003; LENNOX et al., 2019). Sendo assim, é fundamental considerar a fase lêntica em estudos que objetivem investigar o efeito da dinâmica intermitente sobre as

assembleias aquáticas, uma vez, que as poças formadas no leito do rio, durante a secagem, servem de refúgio para estes organismos (BOGAN et al., 2017).

Duas assembleias serão utilizadas para testar a hipótese proposta neste estudo, a ictiofauna e os macroinvertebrados. Os peixes têm sua história de vida necessariamente associada a presença de água, sendo afetados diretamente pelas perturbações hidrológicas que reduzem a disponibilidade de habitat. A continuidade de suas populações está associada a presença de refúgios com água, tais como as poças e lagoas temporárias. Entretanto, as condições adversas encontradas nesses ambientes e a barreira imposta à dispersão podem reduzir drasticamente a riqueza e abundância da ictiofauna em sistemas que sofrem perturbações hidrológicas como os rios intermitentes (HODGES e MAGOULICK, 2011; BOGAN et al., 2017). As assembleias de macroinvertebrados, por sua vez, apresentam maior flexibilidade diante das perturbações, devido a diversidade das classes e ordens que as compõem. Algumas classes apresentam dispersão aérea, podendo se movimentar entre as manchas de habitats, o que facilita a permanência das espécies e, até mesmo a colonização dos novos ambientes, poças formadas no leito de rios secos, por exemplo, por novas espécies (BOGAN et al., 2017; HILL e MILNER, 2018). A necessidade de compreender como a cessação do fluxo hidrológico afeta toda a comunidade biótica justifica a utilização de duas assembleias com estratégias distintas. Além disso a ampla distribuição e abundância da ictiofauna e dos macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos continentais tornam ambos os grupos adequados a este estudo.

As bacias hidrográficas do Nordeste correspondem a 18% das bacias brasileiras. No entanto, a hidrografia nordestina é considerada modesta devido à característica intermitente irregular da maior parte dos seus rios, condicionada pela dominância do clima semiárido na região (BRASIL, 2017). Por consequência, os rios que compõem a rede hidrográfica do estado do Ceará (doze bacias), em sua totalidade, são de caráter intermitente sazonal (CEARÁ, 2017). Nas últimas décadas, os rios da região têm se tornado objetos de estudos com enfoque na diversidade, distribuição e uso do habitat pelos organismos em áreas áridas, principalmente, a ictiofauna (MALTCHIK e MEDEIROS, 2006; MENDES et al., 2011; FARIAS, CARVALHO e MEDEIROS, 2012; CARVALHO, FARIAS e MEDEIROS, 2013; KOTZIAN e AMARAL, 2013; NOBRE e CARVALHO, 2014; RAMOS, RAMOS e RAMOS, 2014; COSTA et al., 2017a; TEIXEIRA et al., 2017; OLIVEIRA-SILVA et

al., 2018; SILVA, DUARTE e MEDEIROS, 2018), e na dinâmica de metacomunidades (FAUSTINO e TERRA, 2019; RODRIGUES-FILHO et al., 2019). Além disso, foram realizados alguns estudos com enfoque na dinâmica dos rios intermitentes e seu efeito sobre as assembleias de peixes (MEDEIROS e MALTCHIK, 1999; MEDEIROS e MALTCHIK, 2000; MEDEIROS e MALTCHIK, 2001), macroinvertebrados (FILHO e MALTCHIK, 2000; ROCHA, MEDEIROS e ANDRADE, 2012) e macrófitas (MALTCHIK e PEDRO, 2001; PEDRO, MALTCHIK e BIANCHINI, 2006). Observa-se também que a maioria desses estudos se encontram concentrados regionalmente em bacias hidrográficas da Paraíba, e publicados em revistas regionais.

A dominância de rios intermitentes no Nordeste brasileiro motivou a criação de 540 reservatórios para o acúmulo de água. Entre estes, 155 estão localizados no estado do Ceará, sendo o estado com maior quantidade de reservatórios, seguido da Paraíba com 126 (BRASIL, 2020). Espécies de peixes foram introduzidas nos reservatórios e, por consequência, nas bacias hidrográficas, com o intuito de incrementar a pesca. Além disso, a criação dos reservatórios facilitou o estabelecimento de espécies invasoras de outros grupos taxonômicos (BRASIL, 2016). A criação de reservatórios, associado a outros impactos, como derramamento de esgoto, podem alterar a dinâmica natural dos rios intermitentes da região. Estudos têm sido realizados nos últimos anos a fim de investigar a diversidade, distribuição e processos associados aos grandes sistemas perenes de águas paradas construídos no semiárido (DANTAS, BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOURA, 2012; COSTA, BARBOSA e DANTAS, 2016; COSTA et al., 2017b; GOMES et al., 2018). No entanto, os efeitos da perenização artificial de rios intermitentes não são conhecidos, mas devem impactar principalmente os indivíduos associados as diferentes fases do ciclo hidrológico (DATRY, LARNED e TOCKNER, 2014). Sendo assim, é fundamental compreender a dinâmica dos rios intermitentes para reconhecer os impactos causados, em especial, pela construção e gestão de reservatórios, extração e desvio da água, desmatamento das margens e lançamento de efluentes.

Conhecer a dinâmica das comunidades bióticas em rios intermitentes é de extrema importância para a manutenção da diversidade em regiões onde esse ecossistema domina, como a região semiárida brasileira. Da mesma forma, a falta de informações precisas sobre a dinâmica das comunidades bióticas em tais

sistemas, assim como a falta de reconhecimento de sua diversidade e importância ecológica, têm sido umas das principais barreiras para o monitoramento e recuperação desses rios. No Brasil, o novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) retira as nascentes intermitentes de Áreas de Proteção Permanentes, através da redefinição de nascentes como “afloramento natural do lençol freático que apresenta perenidade e dá início a um curso d’água” (BRASIL, 2012). Tal ação excluiu as nascentes dos principais sistemas naturais de água do Nordeste da obrigatoriedade de proteção e mostra que há um longo caminho a ser traçado na consolidação da conservação de rios intermitentes no país.

2. PERGUNTA

Como a comunidade biótica é estruturada entre as fases aquáticas do ciclo hidrológico intermitente?

3. HIPÓTESE

A secagem do fluxo e formação de um mosaico de manchas terrestres e aquáticas no leito dos rios alteram diferentemente as estruturas das assembleias de peixes e macroinvertebrados.

4. OBJETIVOS

4.1 GERAL

Compreender o efeito da secagem natural e periódica de rios intermitentes e a formação de poças isoladas sobre a estrutura das assembleias de peixes e macroinvertebrados.

4.2 ESPECÍFICOS

- Determinar a composição e riqueza das assembleias de peixes e macroinvertebrados em rios intermitentes durante as duas fases aquáticas do ciclo hidrológico (corrente e de poça);
- Identificar as espécies dominantes nas assembleias de peixes e macroinvertebrados em ambas as fases hidrológicas;
- Determinar quais espécies ou táxons estão relacionados a cada uma das fases estudadas;
- Quantificar as espécies e táxons que permanecem após a secagem dos rios e formação das poças;
- Relacionar as estruturas das assembleias estudadas nas fases corrente e de poças;
- Quantificar as alterações ambientais entre as fases aquáticas do ciclo hidrológico.

5. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação está organizada em um único capítulo. O manuscrito está intitulado: “*Fish and Macroinvertebrate assemblage structure responses to hydrological phases in intermittent streams from the Brazilian semiarid region*” será submetido a um periódico *B2+*, na área de Biodiversidade, após a defesa final.

6. REFERÊNCIAS

ALTERMATT, F. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. **Aquatic Ecology**, v. 47, p. 365-377, 2013.

ARSCOTT, D. B.; LARNED, S.; SCARSBROOK, M. R.; LAMBERT, P. Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn river, New Zealand. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, p. 530-545, 2010.

BOGAN, M. T.; CHESTER, E. T.; DATRY, T.; MURPHY, A. L.; ROBSON, B. J.; RUHI, A.; STUBBINGTON, R.; WHITNEY, J. E. Resistance, resilience, and community recovery in intermittent rivers and ephemeral streams. In: DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. (Org.). **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams**. London: Academic Press (Elsevier), 2017. p. 349-376.

BRASIL. **Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 2012. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 102, 28 maio 2012. Seção 1, p.1

BRASIL. LATINI, A. O.; RESENDE, D. C.; POMBO, V. B.; CORADIN, L. (Org.). **Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2016.

BRASIL. SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. **Hidrografia**. 2017. Disponível em: <<http://www.sudene.gov.br/area-de-atuacao/regiao-nordeste-estatisticas/hidrografia>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2019.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Sistema de acompanhamento de reservatórios**. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/sar/nordeste-e-semiarido>. Acesso em: 20 de janeiro de 2020.

CARVALHO, L. K.; FARIS, R. L.; MEDEIROS, E. S. F. Benthic invertebrates and the habitat structure in an intermittent river of the semi-arid region of Brazil. **Neotropical biology and conservation**, v. 8, p. 57-67, 2013.

CEARÁ. INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. **Ceará em Números**. 2017. Disponível em: http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/ceara_em_numeros/2017/completa/Ceara_em_Numeros_2017.pdf. Acesso em: 01 de dezembro de 2019.

CORTI, R.; DATRY, T. Invertebrates and sestonic matter in an advancing wetted front travelling down a dry river bed (Albarine, France). **Freshwater Science**, v. 31, p. 1187-1201, 2012.

- COSTA, D. F.; BARBOSA, J. E. L.; DANTAS, E. W. Productivity-diversity relationships in reservoir phytoplankton communities in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 129, p. 64-70, 2016
- COSTA, N. K. R.; PAIVA, R. E. C.; SILVA, M. J.; RAMOS, T. P. A.; LIMA, S. M. Q. Ichthyofauna of Ceará-Mirim river basin, Rio Grande do Norte state, northeastern Brazil. **ZooKeys**, v. 715, p. 39-51, 2017a.
- COSTA, S. Y. L.; BARBOSA, J. E. L.; VIANA, L. G.; RAMOS, T. P. A. R. Composition of the ichthyofauna in Brazilian semiarid reservoirs. **Biota Neotropica**, v. 17, p. 1-11, 2017b.
- DANTAS, E. W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. **Limnologica**, v. 42, p. 72-80, 2012.
- DATRY, T.; ARSCOTT, D. B.; SABATER, S. Recent perspectives on temporary river ecology. **Aquatic Science**, v. 73, p. 453-457, 2011.
- DATRY, T. Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a flow intermittence gradient: effects of duration of dry events. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 563-574, 2012.
- DATRY, T.; LARNED, S. T.; TOCKNER, K. Intermittent Rivers: A challenge for freshwater ecology. **BioScience**, v. 64, p. 229-235, 2014.
- DATRY, T.; BONADA, N.; HEINO, J. Towards understanding the organisation of metacommunities in highly dynamic ecological systems. **Oikos**, v. 125, p. 149-159, 2016.
- DATRY, T.; FRITZ, K.; LEIGH, C. Challenges, developments and perspectives in intermittent river ecology. **Freshwater Biology**, v. 61, p. 1171-1180, 2016.
- DATRY, T.; PELLA, H.; LEIGH, C.; BONADA, N.; HUGUENY, B. A landscape approach to advance intermittent river ecology. **Freshwater ecology**, v. 61, p. 1200-1213, 2016.
- DATRY, T.; BOULTON, A. J.; BONADA, N.; FRITZ, K.; LEIGH, C.; SAUQUET, E.; TOCKNER, K.; HUGUENY, B.; DAHM, C. N. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 353-364, 2017.
- DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. General introduction. In: DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. (Org.). **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams**. London: Academic Press (Elsevier), 2017. p. 1-20.
- DUNSON, W. A.; TRAVIST, J. The role of abiotic factors in community organization. **The American Naturalist**, v. 138, p. 1067-1091, 1991.
- FALK, D. A.; WATTS, A. C.; THODE, A. E. Scaling ecological resilience. **Frontiers in ecology and conservation**, v. 7, p. 1-26. 2019.

FAUSTINO, A. C. Q.; TERRA, B. F. Ecological drivers of fish metacommunities: Environmental and spatial factors surpass predation in structuring metacommunities of intermittent rivers. **Ecology of freshwater fish**, early viewp. 1-11, 2019.

FARIAS, R. L.; CARVALHO, L. K.; MEDEIROS, E. S. F. Distribution of Chironomidae in a Semiarid intermittent river of Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 41, p. 450-460, 2012.

FILHO, M. J. S.; MALTCHIK, L. Stability of macroinvertebrates to hydrological disturbance by flood and drought in a Brazilian semi-arid river (NE Brazil). **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 27, p. 2461-2466, 2000.

GOMES, W. I. A.; JOVEM-AZEVEDO, D. S.; PAIVA, F. F.; MILESI, S.V.; MOLOZZI, J. Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impactson reservoirs: A biomonitoring approach. **Ecological indicators**, v. 93, p. 404-410, 2018.

GUNDERSON, L. H. Ecological resilience - In Theory and Application. **Annual review of ecology, evolution and systematics**, v. 31, p. 425-439, 2000

HERSHKOVITZ, Y.; GASITH, A. Resistance, resilience, and community dynamics in Mediterranean-climate streams. **Hydrobiologia**, v. 719, p. 59-75, 2013.

HILL, M. J.; MILNER, V. S. Ponding in intermittent streams: A refuge for lotic taxa and a habitat for newly colonising taxa?. **Science of the total environment**, v. 628/629, p. 1308-1316, 2018.

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, p. 513-522, 2011.

KOTZIAN, C. B.; AMARAL, A. M. B. Diversity and distribution of mollusks along the Contas River in a tropical semiarid region (Caatinga), notheastern, Brazil. **Biota neotropical**, v. 13, p. 299-314, 2013.

LARNED, S.; DATRY, T.; ARSCOTT, D. B.; TOCKNER, K. Emerging concepts in temporary-river ecology. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 717-738, 2010.

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, p. 532-548, 2011.

LEIGH, C.; BOULTON, A. J.; COURTWRIGHT, J. L.; FRITZ, K.; MAY, C. L.; WALKER, R. H.; DATRY, T. Ecological research and manangement of intermittent rivers: an historical review and future directions. **Freshwater biology**, v. 61, p. 1181-1199, 2016.

LENNOX, R. J.; CROOK, D. A.; MOYLE, P. B.; STRUTHERS, D. P.; COOKE, S. J. Toward a better understanding of freshwater fish responses to an increasingly drought-stricken world. **Reviews in fish biology and fisheries**, v. 29, p. 71-92, 2019.

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

MALTCHIK, L.; PEDRO, F. Responses of aquatic macrophytes to disturbance by flash floods in a Brazilian semiarid intermittent stream. **Biotropica**, v. 33, p. 566-572, 2001.

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, p. 665-677, 2006.

MEDEIROS, E. S. F.; MALTCHIK, L. The effects of hydrological disturbance on the intensity of infestation of *Laernea cyprinacea* in an intermittent stream fish community. **Journal of arid environments**, v. 43, p. 351-356, 1999.

MEDEIROS, E. S. F.; MALTCHIK, L. Influence of hydrological disturbance on the reproduction of a fish community in an intermittent stream from the Brazilian semiarid region. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 27, p. 906-911, 2000.

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

MENDES, L. B.; BORGES, J. A. T.; SILVA, M. J.; RAMOS, R. T. C.; MEDEIROS, E. S. F. Food habits of *Triportheus signatus* (Teleostei, Characidae) in a Brazilian semi-arid intermittent river. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 13, p. 59-71, 2011.

NOBRE, C. E.; CARVALHO, A. L. Odonata of Itatira, a Brazilian semi-arid area in the state of Ceará. **International Journal of Odonatology**, v. 17, p. 73-80, 2014.

OLIVEIRA-SILVA, L.; RAMOS, T. P. A.; CARVALHO-ROCHA, Y. G. P.; VIANA, K. M. P.; AVELLAR, R. C.; RAMOS, R. T. C. Ichthyofauna of the Mamanguape river basin, Northeastern, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18(3), p. 1-11, 2018.

PEDRO, F.; MALTCHIK, L.; BIANCHINI JR., I. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermitente rivers of the semi-arid region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 575-585, 2006.

RAMOS, T. P. A.; RAMOS, R. T. C.; RAMOS, S. A. Q. A. Ichthyofauna of the Parnaíba river Basin, Northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14(1), p. 1-8, 2014.

RESETARITS, W.; SILBERBUSH, A. Local contagion and regional compression: Habitat selection drives spatially explicit, multiscale dynamics of colonisation in experimental metacommunities. **Ecology Letters**, v. 19, p. 191-200, 2016

RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; GURGEL-LOURENÇO, R. C.; RAMOS, E. A.; NOVAES, J. L. C.; GAREEZ, D. S.; COSTA, R. S.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. Metacommunity organization in an intermittent river in Brazil: the importance of riverine networks for regional biodiversity. **Aquatic Ecology**, p. 1-17, 2019.

ROCHA, L. G.; MEDEIROS, E. S. F.; ANDRADE, H. T. A. Influence of flow variability on macroinvertebrate assemblages in an intermittent stream of semi-arid, Brazil. **Journal of arid environments**, v. 85, p. 33-40, 2012.

RUHÍ, A.; DATRY, T.; SABO, J. L. Interpreting beta diversity components over time to conserve metacommunities in highly-dynamic ecosystems. **Conservation Biology**, v. 31, p. 1459-1468, 2017.

SARREMEJANE, R.; CAÑEDO-ARGUELLES, M.; PRAT, N.; MYKRA, H.; MUOTKA, T.; BONADA, N. Do metacommunities vary through time? Intermittent rivers as model systems. **Journal of Biogeography**, v. 44, p. 2752-2763, 2017.

SCHOFIELD, K. A.; ALEXANDER, L. C.; RIDLEY, C. E.; VANDERHOOF, M. K.; FRITZ, K. M.; AUTREY, B. C.; DEMEESTER, J. E.; KEPNER, W. G.; LANE, C. R.; LEIBOWITZ, S. G.; POLLARD, A. I. Biota connect aquatic habitats throughout freshwater ecosystem mosaics. **Journal of the American water resources association**, v. 54, p. 372-399, 2018.

SILVA, E. P.; DUARTE, M. R. N.; MEDEIROS, E. S. F. Length-weight relationship of two fish species from a dryland intermittent river in northeastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 13, p. 90-93, 2018.

TEIXEIRA, F. K.; RAMOS, T. P. A.; PAIVA, R. E. C.; TÁVORA, M. A.; LIMA, S. M. Q.; REZENDE, C. F. Ichthyofauna of Mundaú river basin, Ceará State, Northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, p. 1-9, 2017.

VANNOTE, R. L. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. **Quarterly Review of Biology**, v. 85, p. 183-206, 2010.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3 ed. San Diego: Academic Press, 2001. p. 17-18.

7. CAPÍTULO ÚNICO

FISH AND MACROINVERTEBRATE ASSEMBLAGE STRUCTURE RESPONSES TO HYDROLOGICAL PHASES IN INTERMITTENT STREAMS FROM THE BRAZILIAN SEMIARID REGION

Júlia Silva Oliveira¹ e Bianca de Freitas Terra^{1,2}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Corresponding author: juliasilvoliveira@gmail.com.

²Curso de Ciências Biológicas, Centro de Ciências Agrárias e Biológicas, Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA).

RESUMO

As perturbações hidrológicas naturais experimentadas pela comunidade biótica de rios intermitentes podem resultar em uma comunidade resiliente e persistente. Isso acontece, porque ocorrem alterações na estrutura da comunidade entre as fases aquáticas, possibilitadas por adaptações que conferem flexibilidade dispersiva, e principalmente, permitem a sobrevivência de espécies em refúgios aquáticos (poças) remanescentes. Diante disto, o objetivo deste estudo foi determinar o padrão de estruturação e associação das assembleias de peixes e macroinvertebrados com as fases aquáticas do ciclo hidrológico em rios intermitentes. Para isso, amostragens foram realizadas em cinco riachos pertencentes a bacia hidrográfica do rio Acaraú – Ceará, no ano de 2019. As assembleias de peixes e macroinvertebrados foram coletadas nas fases aquáticas (corrente e poças) através de amostragem padronizada com a utilização de rede de arrasto, peneira e surber. Para caracterização do habitat local, variáveis ambientais (habitat físico e variáveis físico-químicas) foram mensuradas. Foram coletados 1.395 peixes e 15.152 macroinvertebrados. As assembleias responderam a perturbação hidrológica de forma diferenciada e apenas a composição da assembleia de macroinvertebrados diferiu significativamente entre as fases estudadas. No entanto, as duas assembleias apresentaram alterações na riqueza, abundância e espécies dominantes entre as fases. A alteração na composição dos macroinvertebrados e a dominância de insetos aquáticos nos riachos estudados destacam a importância de ciclos de vidas que possibilitem o movimento por vias aquáticas e terrestres (fase larval aquática e adultos aéreos). Além disso, a presença de refúgios aquáticos (poças) possibilitou a

permanência de 52% das espécies de peixes, assembleia mais intimamente ligada a presença de água, e 46,65% dos táxons de macroinvertebrados. Assim, essas assembleias persistem devido a presença de refúgios (poças) e a mecanismos de dispersão (para macroinvertebrados).

Palavras-chave: Seca. Resiliência. Rios intermitentes. Estrutura da comunidade.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos experimentam perturbações em escalas espacial e temporal, além disso, são amplamente afetados pelas mudanças climáticas e eventos extremos de inundações intensas e secas prolongadas (WOODWARD et al., 2016). Conseqüentemente, estudos com enfoque no efeito da seca em ecossistemas naturalmente perenes têm aumentado nos últimos anos (ASPIN et al., 2018; ASPIN et al., 2019a; ASPIN et al., 2019b; PIANO et al., 2019; HERBST et al., 2019). Esses estudos visam compreender como a diversidade de espécies é negativamente afetada por estas perturbações cada vez mais comuns, e quais mecanismos podem promover a persistência da comunidade em sistemas recém impactados.

Em rios intermitentes que não foram modificados por intervenções antrópicas, as perturbações hidrológicas são componentes fundamentais (LYTLE e POFF, 2004). Esses rios são sistemas que experimentam a perda parcial ou total do seu fluxo de água ao longo do ciclo hidrológico de intermitência (LARNED et al., 2010; DATRY, ARSCOTT e SABATER, 2011). Tais sistemas apresentam três fases distintas ao longo de seu ciclo hidrológico: a fase lótica, na qual o fluxo é contínuo; a fase lêntica, que tem início quando o fluxo do rio cessa e o leito se torna um mosaico de manchas terrestres e inundadas (poças); e a fase seca, formada a partir da secagem total das poças restantes ao longo do leito do rio (LARNED et al., 2010; DATRY, LARNED e TOCKNER, 2014). Apesar de se distribuírem por todos os biomas terrestres e serem tão comuns quanto rios perenes, estudos empíricos que visem investigar como a comunidade biótica é afetada pela secagem do fluxo contínuo e formação de poças isoladas são raros (ROCHA, MEDEIROS e ANDRADE, 2012; HILL e MILNER, 2018).

A secagem sazonal dos rios intermitentes é uma perturbação natural, resultante de fatores climáticos e características geomorfológicas da bacia hidrográfica, entre outros (DATRY, BONADA e BOULTON, 2017). Sendo assim, a

dinâmica hidrológica é determinante para a biota aquática nestes sistemas, uma vez, que os indivíduos devem apresentar mecanismos que os permitam sobreviver diante de tais perturbações sazonais (BOGAN, et al., 2017). Essa dinâmica atua como um filtro ambiental, selecionando os organismos aquáticos que apresentam adaptações em sua história de vida, dependentes da previsibilidade e duração destas perturbações, o que resulta em comunidades mais resilientes diante da secagem do fluxo de água (POFF, 1997; LYTLE e POFF, 2004; LEIGH e DATRY, 2016).

A comunidade resiliente pode ser definida como aquela que resiste aos efeitos da perturbação, persiste e se recupera rapidamente após a mesma por recolonização (MCCLUNEY et al. 2014). Tanto a resistência quanto a recuperação das comunidades vão depender dos efeitos que as perturbações exercem nas diferentes populações e, estes dependem das características das espécies. Enquanto indivíduos que apresentam mecanismos associados a resistência garantem sua permanência após o distúrbio (WALKER et al., 2004) e contribuição na recuperação da comunidade, outras populações declinam, e espécies novas podem colonizar o habitat disponível. Esse processo pode resultar na redução ou incremento na riqueza, mudança nas espécies dominantes e por consequência, na persistência da comunidade através da reorganização em uma estrutura alternativa a que era encontrada antes do distúrbio (FALK, WATTS e THODE, 2019).

Sendo assim, a sobrevivência das assembleias aquáticas em sistemas intermitentes pode estar diretamente relacionada às estratégias e atributos associados à dispersão, a reprodução das espécies, a adaptabilidade a alterações recorrentes nas condições, entre outros, conferindo resiliência diante de perturbações (LYTLE e POFF, 2004; BOGAN et al., 2017). No caso de ambientes em que a perturbação gera modificações drásticas, tais como alterações na estrutura do habitat e na qualidade da água (e.g. aumento na temperatura e condutividade, diminuição ou saturação de oxigênio dissolvido), a habilidade dispersiva é um mecanismo de resiliência fundamental para assembleias compostas por organismos que não conseguem sobreviver em um ambiente perturbado ou com características desfavoráveis para seu desenvolvimento. Além disso, a dispersão favorece a rápida colonização do habitat disponível, pois garante o deslocamento dos indivíduos ao ambiente, após a perturbação (HERSHKOVITZ e GASITH, 2013; LOOY et al., 2019). Assembleias integralmente aquáticas que não conseguem dispersar por meios alternativos são mais dependentes da existência de refúgios

inundados ou precisam desenvolver estratégias e traços que permitam ciclos curtos e estruturas de resistência à seca (BOGAN et al., 2017; LENNOX et al., 2019).

Os refúgios são definidos como habitats que fornecem proteção espacial e temporal, para que as espécies persistam em um ecossistema impactado. Além disso, apresentam variadas formas e são importantes na manutenção da biodiversidade diante de pressões abióticas (MAGOULICK e KOBZA, 2003; KEPPEL et al., 2012). Em rios intermitentes, as poças funcionam como refúgios para os organismos aquáticos quando o ambiente está secando e muitas vezes, também persistem até a próxima estação chuvosa. Contudo, a alta densidade de indivíduos e a alteração das variáveis físicas do habitat e físico-químicas da água tornam as poças, um ambiente com condições desfavoráveis para organismos sensíveis a alterações nas condições, o que resulta no declínio de suas populações (BOGAN et al., 2017).

As assembleias de macroinvertebrados e peixes são amplamente distribuídas e diversas nos ecossistemas aquáticos continentais, entretanto, são grupos distintos. Os macroinvertebrados aquáticos possuem estratégias que os permitem se movimentar por meios aquáticos e terrestres, apresentando flexibilidade diante das perturbações hidrológicas (THORP e COVICH, 2015). Os peixes, por sua vez, possuem histórias de vida e mecanismos dispersivos associados a presença de água. Sendo assim, seu movimento depende da conectividade do canal do rio e da ausência de barreiras que impeçam a passagem do fluxo (ROSS, 2013; RADINGER e WOLTER, 2014). Ainda que os macroinvertebrados apresentem maior flexibilidade dispersiva diante das perturbações hidrológicas, ambas as assembleias necessitam de refúgios aquáticos ao longo do ciclo hidrológico dos rios intermitentes (KERESZY et al., 2017; STUBBINGTON et al., 2017).

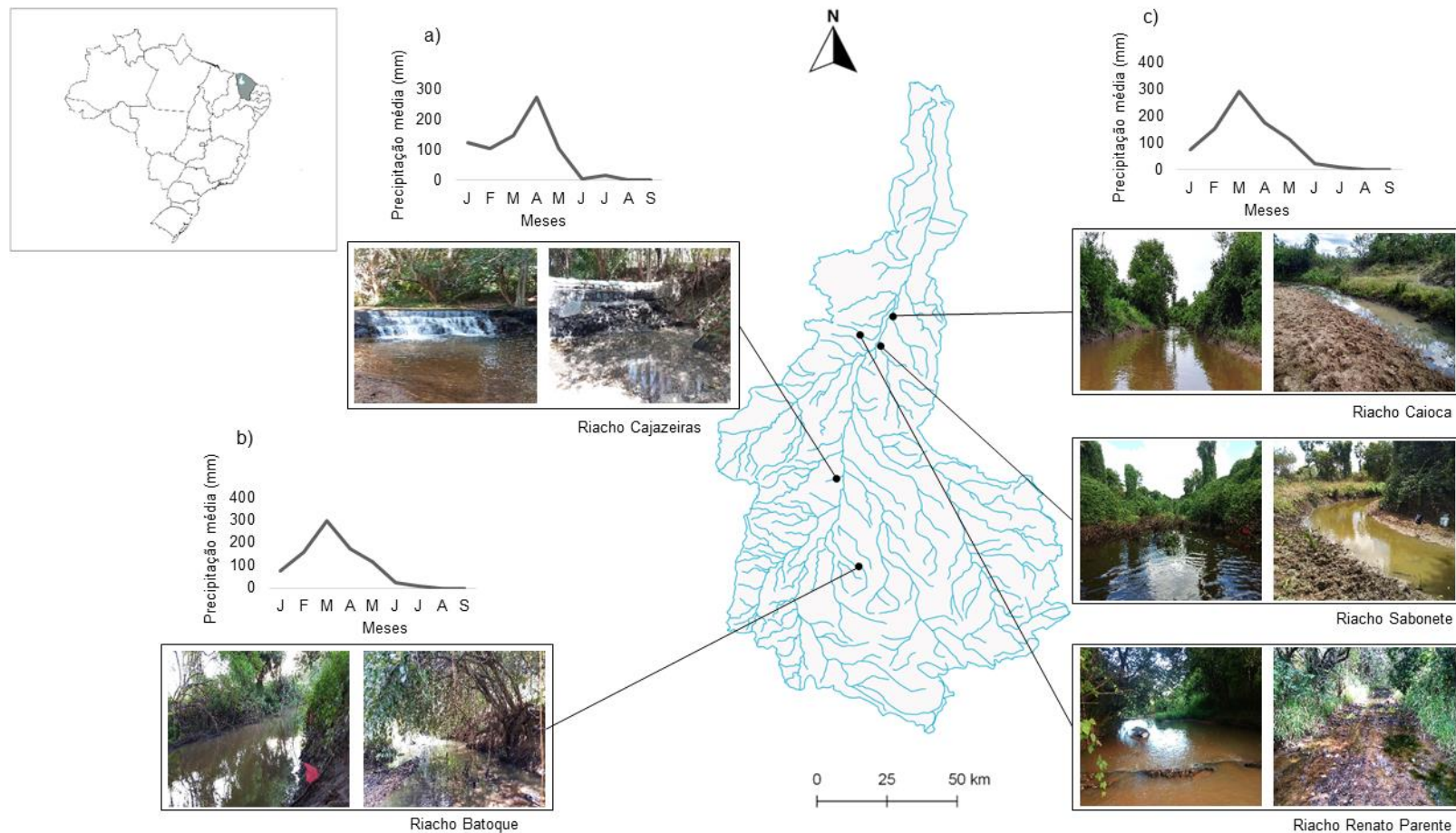
Diante do exposto, este estudo objetivou: (1) determinar o padrão de estruturação de duas assembleias (peixes e macroinvertebrados) nas fases aquáticas (corrente e poça); (2) analisar a associação das assembleias entre si e com as fases aquáticas do ciclo hidrológico em rios intermitentes e (3) relacionar as características ambientais das fases com as assembleias. Deste modo, hipotetizou-se que (1) a secagem da água e consequente mudança do fluxo, de corrente para poças, altera a estrutura das assembleias de peixes e macroinvertebrados e (2) as assembleias são afetadas diferentemente pelas alterações ambientais geradas através da secagem da água.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Acaraú (Figura 1), localizada na região Noroeste do estado do Ceará, Nordeste do Brasil. Os rios que compõem a malha hidrográfica deste estado são, em sua totalidade, de caráter intermitente sazonal (CEARÁ, 2017). A bacia do rio Acaraú, abrange uma área de aproximadamente 14.600 km² e está integralmente inserida na região Ecológica da Caatinga, com vegetação arbórea, arbustiva densa, arbustiva aberta e áreas de matas úmidas nos brejos de altitude (CEARÁ, 2010; BRASIL, 2017; SILVA et al., 2017). O clima na região é do tipo Bsh (semiárido quente), com temperatura média acima de 26°C e taxas de precipitação irregulares, entre 300 e 800 mm por ano, com o período chuvoso se estendendo de janeiro a junho/julho (CEARÁ, 2009; CEARÁ, 2017). Os principais impactos antrópicos que afetam a bacia são o represamento de rios, agricultura, pecuária, urbanização e desmatamento (CEARÁ, 2010).

Figura 1. Localização dos riachos amostrados na bacia hidrográfica do rio Acaraú, Ceará, Brasil, com destaque para fotos dos riachos nas fases corrente (esquerda) e de poças (direita). Acima das fotos, os gráficos de precipitação média (mm) observada de janeiro a setembro de 2019 (meses com dados disponíveis), nos municípios nos quais os riachos estão localizados: a) Varjota; b) Hidrolândia; c) Sobral. Fotos: autoras (2019). Fonte dos dados de precipitação: Ceará (Portal Hidrológico do Ceará), 2020.



Fonte: elaborado pela autora.

Delineamento amostral

Cinco riachos (de 1° a 3° ordem) foram selecionados considerando os seguintes critérios: não estarem localizados em cabeceiras ou região estuarina; sofrer mínima influência de ações antrópicas tais como derramamento de esgoto, barragem do fluxo e desmatamento da vegetação ripária; formarem poças naturalmente durante a estação seca. Os riachos selecionados foram amostrados em duas fases do ciclo hidrológico: fase corrente e fase de poças. Os riachos amostrados apresentaram largura média inferior a 10 m. Deste modo, o trecho amostrado foi de 100 metros, o tamanho mínimo estabelecido para amostragem (Tabela 1). Na fase de poças, o mesmo trecho foi considerado. Para os riachos amostrados, o número de poças variou entre duas e nove (Tabela 1), de acordo com a disponibilidade de poças e seguindo o critério estabelecido (apresentar mais de um metro de diâmetro e 10 cm de profundidade). Em ambas as fases, foram amostradas as assembleias de peixes e macroinvertebrados, além de terem sido mensuradas as variáveis físicas do habitat e físico-químicas da água.

Tabela 1. Lista de riachos amostrados na bacia do rio Acaraú com informações de localização, data de coleta e amostragem. Trecho = informação do tamanho do trecho amostrado na fase corrente e o comprimento médio das poças amostradas em cada riacho. Número de arrasto (A), número de peneiradas (P) e número de amostras de macroinvertebrados (M).

Riacho	Fase	Data	Latitude	Longitude	Altitude	Trecho	Amostragem biótica	Símbolo
Caioca	Corrente	09/5/19	3°35'22,97"	40°16'12,15"	54m	100 m	10 A, 20 P e 10 M	
	Poças	27/6/19				9 poças (19,68 m ± 5,36 m)	11 A, 22 P e 11 A	■
Batoque	Corrente	16/5/19	4°25'3,78"	40°23'0,14"	194m	100 m	10 A, 20 P e 10 M	
	Poças	17/7/19				4 poças (50,63 m ± 17,28 m)	8 A, 16 P e 8 M	▲
Sabonete	Corrente	29/5/19	3°41'15,16"	40°18'39,29"	63m	100 m	10 A, 20 P e 10 M	
	Poças	24/7/19				8 poças (16,95 m ± 2,57 m)	9 A, 18 P e 9 M	◆
Renato Parente*	Corrente	29/5/19	3°39'3,11"	40°22'45,18"	105m	100 m	10 A, 20 P e 10 M	⊕
	Poças	07/8/19				6 poças (16,25 m ± 5 m)	7 A, 14 P e 7 M	
Cajazeiras	Corrente	06/6/19	4°7'37,31"	40°27'26,34"	125m	100 m	10 A, 20 P e 10 M	
	Poças	29/8/19				2 poças (7 m - 50 m)	5 A, 10 P e 5 M	▼

*O nome dado ao riacho é semelhante a localidade de coleta porque não há registro nas cartas oficiais.

Variáveis ambientais

Na fase corrente, cada trecho foi dividido em 10 seções. No início e no centro de cada seção foram dispostos transectos equidistantes, totalizando 21 transectos

(Apêndice 1.A). Em cinco pontos equidistantes ao longo de cada transecto, foram mensurados profundidade e tipo de substrato: pedra grande (>300mm), pedra pequena (150 a 300mm); seixo (50 a 149 mm); cascalho (3 a 49mm) ou areia (<3mm), seguindo Taylor e Lienesch (1995). Nos transectos dispostos no centro de cada seção, foram mensuradas também as seguintes variáveis: temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH e condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$). A profundidade foi mensurada com o auxílio de um profundímetro feito de cano PVC com escala métrica indicada. As variáveis físico-químicas da água foram mensuradas com o auxílio de medidor multiparâmetro, modelo HANNA-HI98194. Em cada seção, foram estimadas as porcentagens de sombreamento, abrigo (galhos e tocas), macrófitas e velocidade do fluxo (remanso, rápido e corredeira). Para minimizar o erro, as variáveis estimadas (%) e o tipo de substrato foram determinados visualmente pelas mesmas duas pessoas durante o período de amostragem.

Na fase de poças, as mesmas variáveis foram amostradas. No entanto, em cada poça foram dispostos cinco transectos equidistantes nos quais as variáveis foram mensuradas seguindo o mesmo protocolo adotado na fase corrente (os transectos dispostos nas poças foram tratados como aqueles dispostos no centro de cada seção do trecho amostrado na fase corrente) (Apêndice 1.B). Além disso, foram tomadas medidas de largura e comprimento em um eixo longitudinal, de cada poça

Amostragem biótica

Na fase corrente, a amostragem da ictiofauna foi realizada através de um arrasto no sentido oposto ao fluxo do riacho e duas peneiradas, uma em cada margem, por seção, totalizando 10 arrastos e 20 peneiradas por trecho amostrado. Os macroinvertebrados foram coletados em cada seção por três subamostras dispostas em diferentes micro-habitats. Deste modo, em cada trecho, foram coletadas 10 amostras compostas de macroinvertebrados. Na fase de poças, a quantidade de arrastos, peneiradas (duas para cada arrasto) e amostras compostas de macroinvertebrados foi proporcional ao tamanho das poças e variou de um arrasto, duas peneiradas e uma amostra composta de macroinvertebrados a quatro arrastos, oito peneiradas e quatro amostras compostas de macroinvertebrados por poça (Tabela 1). Como o esforço amostral para as duas assembleias foi proporcional nas duas fases amostradas, os dados utilizados não foram transformados em

captura por unidade de esforço. A coleta de peixes foi realizada com o auxílio de uma rede de arrasto com 3,5m x 2,3m e malha de 5mm entre nós opostos, e uma peneira com 67 cm de diâmetro e malha de 1 mm. A amostragem de macroinvertebrados foi realizada através de um amostrador do tipo *Surber* (área de 900cm² e malha de 250 micrômetros).

Os peixes capturados foram anestesiados em Eugenol (100 mg de óleo de cravo, 10 ml de álcool metílico e 1000 ml de água) levados ao gelo por um período de duas a cinco horas e, posteriormente, fixados em formaldeído 10% por 48 horas. Em laboratório, os indivíduos foram conservados em álcool 70%. Os peixes foram identificados ao nível de espécie com o auxílio de chave de identificação (RAMOS, 2012) e consulta a especialista do Laboratório de Ecologia Aquática, Universidade Estadual da Paraíba-UEPB. Cada indivíduo foi pesado (g) e medido (cm). O material coletado na amostragem de macroinvertebrados foi fixado em formaldeído 10% ainda em campo e levado ao laboratório para separação, contagem e identificação dos indivíduos. Os indivíduos foram identificados ao nível de família sempre que possível, exceto Bivalvia, Hirudinea e Oligochaeta, que foram identificados a nível de classe, com o auxílio de chaves de identificação (MUGNAI, NESSIMIAN e BAPTISTA, 2010; SEGURA, VALENTE-NETO e FONSECA-GESSNER, 2011; HAMADA, NESSIMIAN e QUERINO, 2014) e consulta a especialistas do Laboratório de Ecologia de Bentos, Universidade Estadual da Paraíba-UEPB. O procedimento recebeu autorização da Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) da Universidade Estadual Vale do Acaraú (número 003. 05. 018. UVA. 205.13), onde está localizado o Laboratório de Ecologia de Comunidades Aquáticas (LECA - UVA) e obteve autorização de coleta (número 64822-1) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO).

Análise de dados

A estrutura das assembleias de peixes e macroinvertebrados foi analisada em cinco riachos amostrados nas duas fases aquáticas do ciclo hidrológico de intermitência (5 trechos x 2 fases). Para isso, foram utilizados os descritores de comunidades: riqueza de espécies, composição de espécies, abundância e biomassa total (este último somente para a ictiofauna). A curva de abundância (WHITTAKER, 1965) foi utilizada para a visualização do padrão organizacional das

assembleias em cada um dos riachos amostrados e em cada fase através das funções “rankabundance” e “rankabunplot”, do pacote BiodiversityR (KINDT, 2019).

A normalidade dos dados foi testada e atribuída através do teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). Em seguida, o Teste t pareado foi utilizado para investigar se havia diferença na riqueza, abundância e biomassa (apenas para ictiofauna) entre as fases do ciclo hidrológico estudadas. Os cálculos foram feitos através das funções “shapiro.test” e “t.test” do pacote STATS (R CORE TEAM, 2019). Além disso, a riqueza das assembleias em cada fase foi estimada através dos estimadores de riqueza CHAO 1 (forma com viés corrigido) e JACKKNIFE 1 (baseado em abundância), que consideram dados de abundância e são adequados para estimar a riqueza em amostras únicas (GOTELLI e COWELL, 2011). O cálculo dos estimadores de riqueza foi realizado através da função “Chaospecies” do pacote SpadeR (CHAO et al., 2016). A fim de analisar a diferença na abundância e dominância dos táxons, entre as fases do ciclo hidrológico, as espécies de peixes e táxons de macroinvertebrados foram classificados de acordo com a abundância média, em cada uma das fases amostradas e, em seguida, o coeficiente de correlação de postos de Spearman foi calculado. Este foi o teste não paramétrico utilizado para quantificar a correlação entre duas variáveis classificadas, através da função “cor.test” do pacote STATS (R CORE TEAM, 2019).

Os dados de abundância das assembleias foram transformados em $\log(x)+1$, para minimizar o efeito de dados enviesados. Em seguida, a Análise de Coordenadas Principais (PCoA), através de uma matriz de dissimilaridade de Bray Curtis, foi realizada para examinar e visualizar a variabilidade nas assembleias estudadas entre as fases hidrológicas, utilizando-se a função “cmdscale” do pacote STATS (R CORE TEAM, 2019). A diferença na estrutura das assembleias de peixes e macroinvertebrados entre as fases foi testada através do uso de análise de variância multivariada usando permutações (PERMANOVA, ANDERSON et al, 2008), função “adonis”, do pacote VEGAN (OKSANEN et al, 2017). A análise de PROCRUSTES foi utilizada para quantificar a concordância entre as ordenações das assembleias, geradas através da Análise de Coordenadas Principais, em cada fase. Esta análise minimiza a diferença entre a soma dos quadrados residuais (m^2) de duas ordenações através da transformação da ordenação Y (escalonamento, reflexão, rotação) para sobrepor a ordenação referência X (PERES-NETO E JACKSON, 2001). A significância estatística da concordância entre as ordenações

foi calculada através do ProTest (JACKSON, 1995), que calcula a soma dos quadrados residuais da sobreposição das ordenações através de transformações nas duas configurações, diferentemente da PROCRUSTES. A análise de PROCRUSTES e o ProTest foram calculados através das funções “procrustes” e “protest” do pacote VEGAN (OKSANEN et al., 2017). A análise de espécies indicadoras foi usada para analisar a preferência de cada táxon com as fases hidrológicas amostradas. Este método desenvolvido por Dufrêne e Legendre (1997), mede a associação entre espécies e grupos de amostras, através de um índice, produto de dois componentes: especificidade (espécie capturada apenas nas amostras de determinado grupo) e fidelidade (espécie capturada em todas as amostras de determinado grupo). A análise foi calculada através da função “multipatt” do pacote INDICESPECIES (DE CACERES e JANSEN, 2019).

As variáveis físico-químicas e a profundidade (cm) foram transformadas em $\log x+1$, com exceção do pH, enquanto as variáveis estimadas em porcentagem foram transformadas em arco seno de $(x/100)^{1/2}$ para minimizar o efeito da distribuição não-normal dos dados. Após as transformações, as variáveis ambientais foram testadas quanto a normalidade através do teste Shapiro-Wilk, função “shapiro.test” do pacote STATS (R CORE TEAM, 2019). A matriz de variáveis ambientais foi submetida a testes de colinearidade para que as variáveis altamente correlacionadas fossem eliminadas. O Fator de Inflação da Variância (VIF) foi calculado para cada variável (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998), com a finalidade de também de excluir variáveis colineares. Assim, variáveis com valores de VIF maiores que 10 foram eliminadas, esse procedimento foi executado através da função “vifcor” do pacote usdm (NAIMI et al, 2017). O teste de Fator de Inflação da Variância (VIF) não detectou problemas de colinearidade entre as variáveis. Em seguida, as variáveis foram submetidas ao teste de Correlação de Spearman, selecionado a partir da distribuição não normal dos dados atribuída pelo teste Shapiro-Wilk ($p < 0,05$), para exclusão de variáveis com valor maior que $|0,70|$, através da função “rcorr” do pacote Hmisc (HARREL JR., 2019). O teste de correlação de Spearman excluiu o fluxo remanso (%) que apresentou alta correlação com as variáveis condutividade, fluxo rápido e corredeira. Para examinar e visualizar a heterogeneidade ambiental dentro e entre as fases hidrológicas, foi utilizada a Análise de Coordenadas Principais - PCoA (matriz de distância Euclidiana). A distância média do centroide foi calculada para cada fase e a significância da

diferença entre as distâncias foi testada através de testes de permutações. Estas análises foram realizadas através do pacote VEGAN (OKSANEN et al. 2017), função “betadisper”. Em seguida testes de Correlação de Spearman foram calculados entre as matrizes de dados das assembleias de peixes e macroinvertebrados com a matriz de dados ambientais, a partir da função “rcorr” do pacote Hmisc (HARREL JR., 2019) para que as variáveis mais associadas a cada espécie fossem identificadas. Todas as análises estatísticas foram realizadas em ambiente R, versão R 3.6.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

RESULTADOS

Estrutura e Composição das Assembleias

No total, foram coletados 1.389 peixes com biomassa total de 781,75 gramas, pertencentes a 25 espécies, 20 gêneros, 11 famílias e 4 ordens (Apêndice 2), entre estas, apenas duas espécies são exóticas (*Cichla monoculus* e *Poecilia reticulata*). A ordem Characiformes foi a mais abundante com 76,6% dos indivíduos capturados e a mais rica com seis famílias e 16 espécies. A família mais representativa foi Characidae com 72,57% (S=11) do total de indivíduos coletados. *Hemigrammus rodwayi* (23,69%), *Poecilia reticulata* (19,44%) e *Astyanax fasciatus* (18,07%) foram as espécies mais abundantes. Em relação a biomassa, as espécies mais representativas foram *Cichla monoculus* (23,54%; n=3), *Astyanax fasciatus* (12,42%; n=251) e *Astyanax bimaculatus* (10,5%; n=81). Na fase corrente, a riqueza variou entre 5 e 14, com um total de 20 espécies, 494 indivíduos e biomassa de 217,72 gramas. As espécies mais abundantes foram *Astyanax fasciatus* (29,76%), *Serrapinnus heterodon* (20,24%) e *Phenacogaster calverti* (17%). Na fase de poças, a riqueza variou de 5 a 15, com um total de 18 espécies, 895 indivíduos e biomassa total de 564,03 gramas. *Hemigrammus rodwayi* (32,96%), *Poecilia reticulata* (29,16%) e *Astyanax fasciatus* (11,62%) foram as espécies mais abundantes nas poças.

Para macroinvertebrados, foram coletados 15.152 indivíduos pertencentes a 43 famílias, 10 ordens e 6 classes (Apêndice 3). Diptera foi a ordem mais abundante com 37,16% do total de indivíduos coletados (8 famílias). Chironomidae (Diptera) com 18,75%, Chaoboridae (Diptera) com 17,87% e Caenidae (Ephemeroptera) com 16,69% foram os táxons mais abundantes. A riqueza de táxons na fase corrente variou entre 12 e 23, com um total de 31 táxons e 4.076 indivíduos. Os táxons mais

abundantes foram Chironomidae (33,44%), Bivalvia (27,48%) e Caenidae (22,57%). Na fase de poças, por sua vez, a riqueza variou entre 14 e 33, com um total de 36 táxons e 11.076 indivíduos. Os táxons mais abundantes nas poças foram Chaoboridae (24,42%), Caenidae (14,50%) e Planorbidae (13,99%).

Embora a riqueza observada de peixes tenha variado entre as fases amostradas (Figura 2.A), com exceção do riacho Renato Parente, essa variação não foi estatisticamente significativa ($p > 0,05$). A abundância total e a biomassa de peixes entre as fases do ciclo hidrológico (Figura 2. B-C) também não foram estatisticamente diferentes. A riqueza observada e abundância total de macroinvertebrados foram maiores na fase de poças em todos os riachos, com exceção do riacho Renato Parente no qual a riqueza não variou, e Cajazeiras que apresentou uma redução da abundância total de indivíduos na fase de poças. Entretanto, apenas a riqueza foi estatisticamente diferente entre as fases amostradas ($p < 0,05$) (Figura 3). O esforço amostral foi suficiente para a estimativa da riqueza de espécies (ou táxons) para os dois grupos. Tanto para peixes como para macroinvertebrados a riqueza esteve dentro ou próximo ao intervalo de confiança da riqueza estimada pelos estimadores selecionados (CHAO 1 e JACKKNIFE 1) (Figuras 4 e 5).

Figura 2. Variação na riqueza observada (A), abundância total (B) e biomassa (C) da ictiofauna entre as fases hidrológicas. Símbolos que representam os riachos de acordo com a Tabela 1.

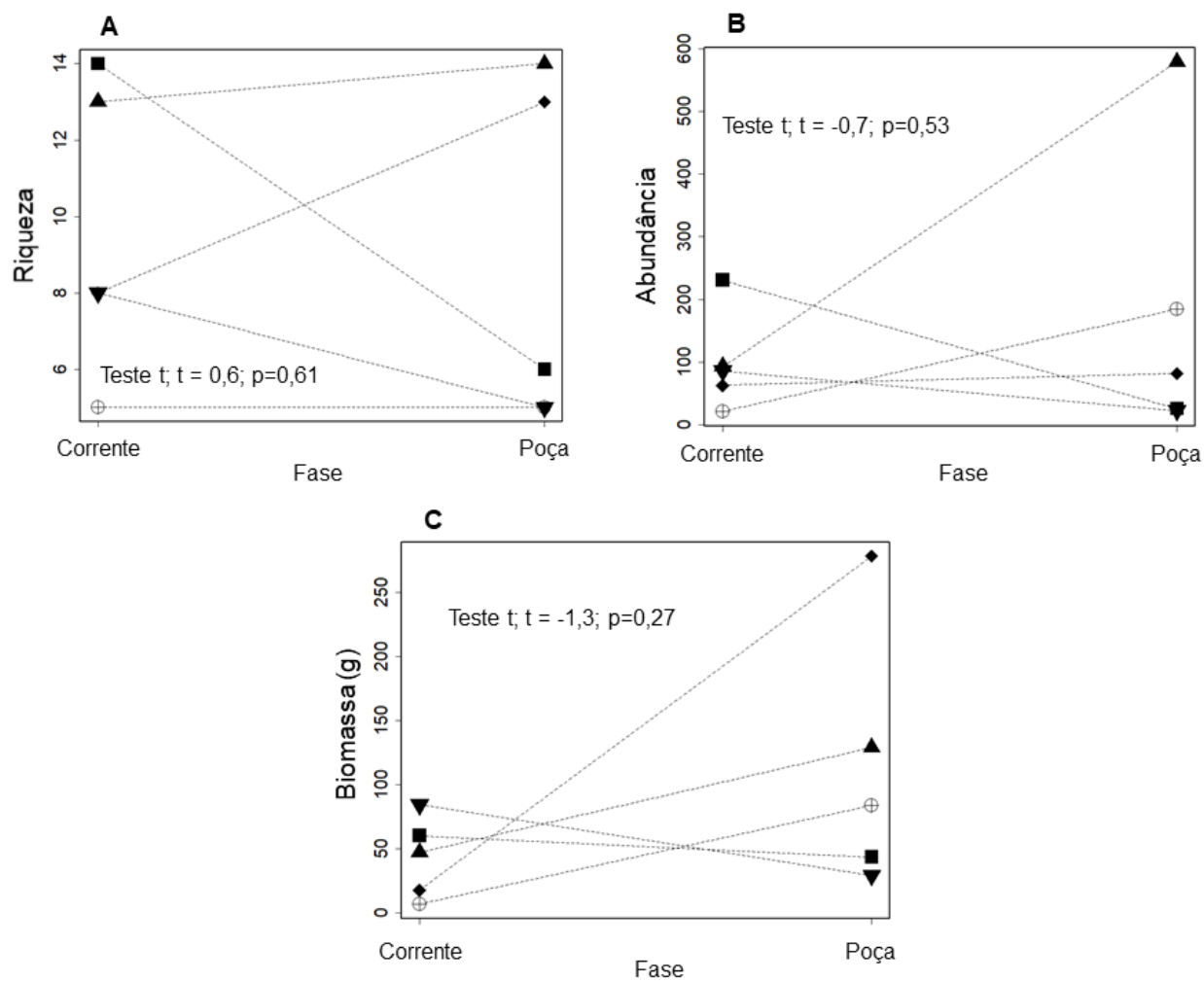


Figura 3. Variação na riqueza observada (A), e abundância total (B) de macroinvertebrados entre as fases hidrológicas. Símbolos que representam os riachos de acordo com a Tabela 1.

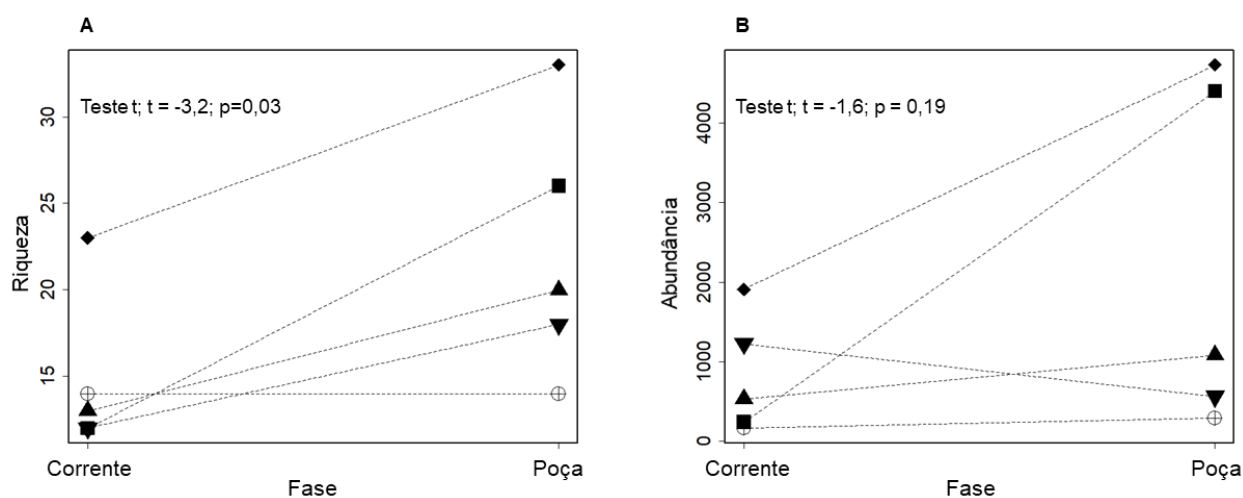


Figura 4. Riqueza de peixes estimada (■) e intervalo de confiança calculados para os riachos na fase corrente (A e B) e fase de poças (C e D). ● = riqueza observada.

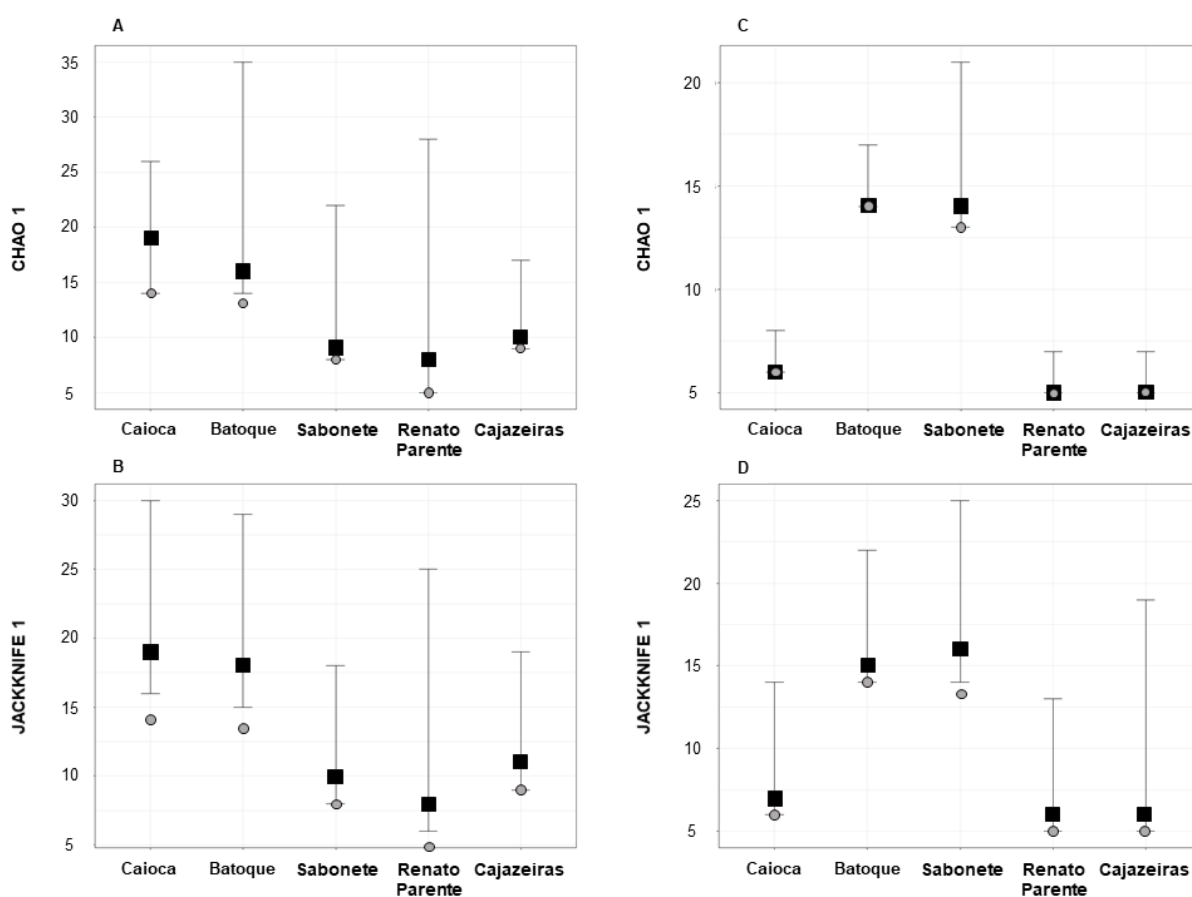
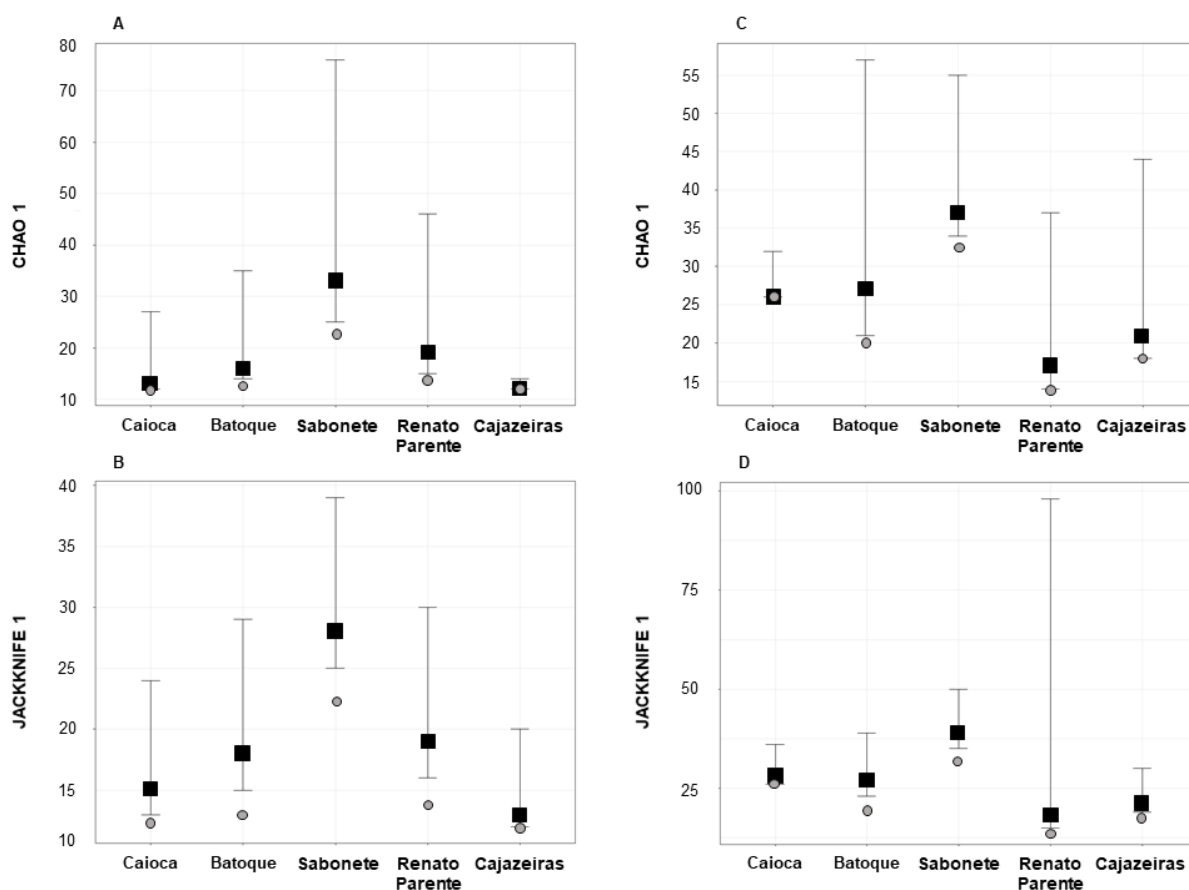
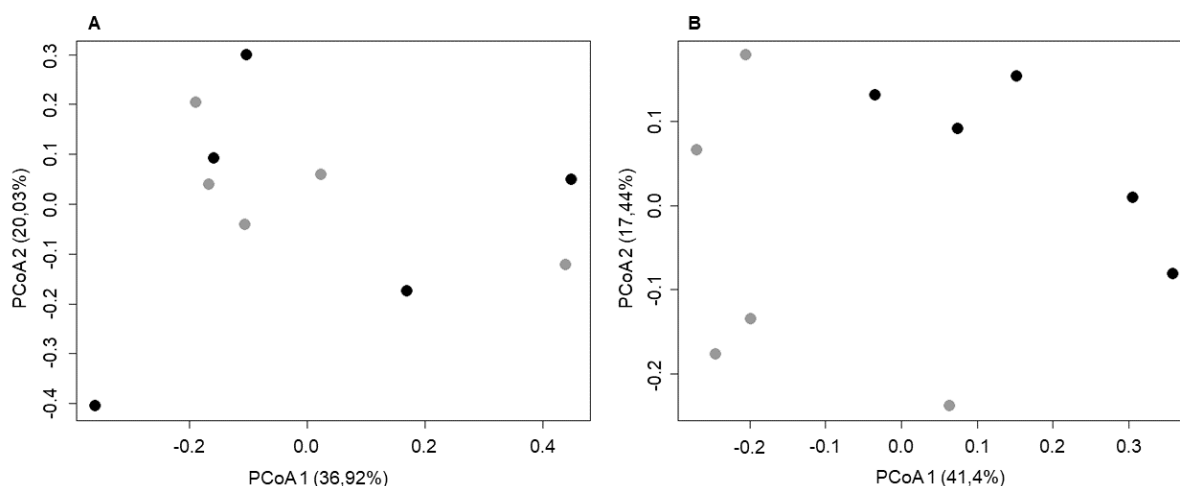


Figura 5. Riqueza de macroinvertebrados estimada (■) e intervalo de confiança calculados para os riachos na fase corrente (A e B) e fase de poças (C e D). ● = riqueza observada.



A Análise de Coordenadas Principais (PCoA) não detectou diferença na estrutura das assembleias de peixes entre as fases hidrológicas estudadas (Figura 6.A; PERMANOVA $R^2= 0,08$; $p= 0,74$;). Entretanto, para macroinvertebrados, a diferença na estrutura das assembleias entre as fases foi evidente (Figura 6.B; PERMANOVA $R^2= 0,32$; $p= 0,01$). O ProTest associado a análise de PROCRUSTES mostrou que não houve concordância significativa entre as ordenações das assembleias geradas através das PCoA nas fases corrente ($m^2 = 0,226$; $p = 0,708$) e de poças ($m^2 = 0,117$; $p = 0,133$). O que mostra que as assembleias responderam a perturbação hidrológica de forma diferenciada.

Figura 6. Diagrama da análise de Coordenadas Principais (PCoA) com as assembleias de peixes (A) e macroinvertebrados (B) de cinco riachos pertencentes a bacia do rio Acaraú. Fase corrente (●) e fase de poças (●).



As espécies de peixes dominantes diferiram entre as fases hidrológicas e entre os riachos amostrados (Figura 7. A-F). Na fase corrente, *Astyanax fasciatus* foi a espécie dominante nos riachos Sabonete e Cajazeiras, enquanto que *Phenacogaster calverti*, *Serrapinnus heterodon* e *Astyanax bimaculatus* foram dominantes nos riachos Caioca, Batoque e Renato Parente, respectivamente. Na fase de poças, por sua vez, *Hemigrammus rodwayi* foi a espécie mais abundante em dois riachos: Batoque e Sabonete. *Steindachnerina notonota*, *Poecilia reticulata* e *Cichlasoma orientale* foram dominantes nas poças dos riachos Caioca, Renato Parente e Cajazeiras, respectivamente. Considerando todas as amostras de cada fase, *Astyanax fasciatus* foi a espécie de peixe dominante na fase corrente e *Hemigrammus rodwayi*, na fase de poças.

Assim também, os táxons de macroinvertebrados dominantes diferiram entre as fases hidrológicas e entre os riachos amostrados, exceto no riacho Cajazeiras (Figura 8. A-F). No entanto, a família Chironomidae (Diptera) foi dominante em três riachos na fase corrente (Caioca, Renato Parente e Cajazeiras) e em dois riachos da fase de poças (Batoque e Cajazeiras). Além disso, essa família foi o táxon dominante na fase corrente de modo geral. Chaoboridae, outra família da ordem Diptera, foi o táxon mais abundante nos riachos Caioca e Sabonete na fase de poças, e nas poças, de modo geral. Apenas os riachos Batoque e Sabonete na fase

corrente e Renato Parente na fase de poças apresentaram táxons dominantes não-Diptera: Caenidae, Bivalvia e Planorbidae, respectivamente.

Figura 7. Curva de abundância de peixes de cinco riachos da bacia do rio Acaraú, com destaque para as espécies mais abundantes em cada um deles. A - Riacho Caioca; B - Riacho Batoque; C - Riacho Sabonete; D - Riacho Renato Parente. E - Riacho Cajazeiras; F - Fases hidrológicas. Curva cinza - Corrente; Curva preta - Poças.

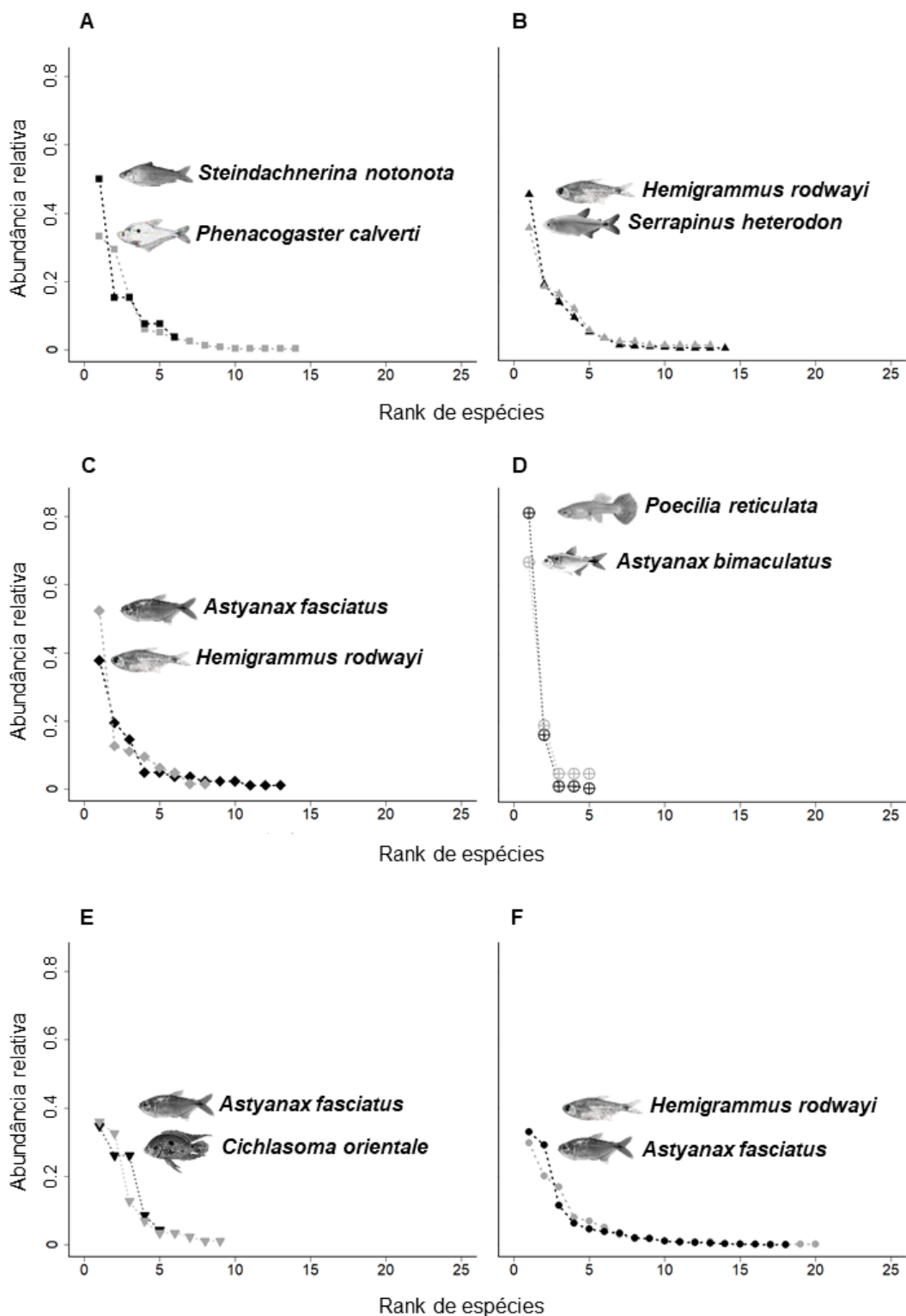
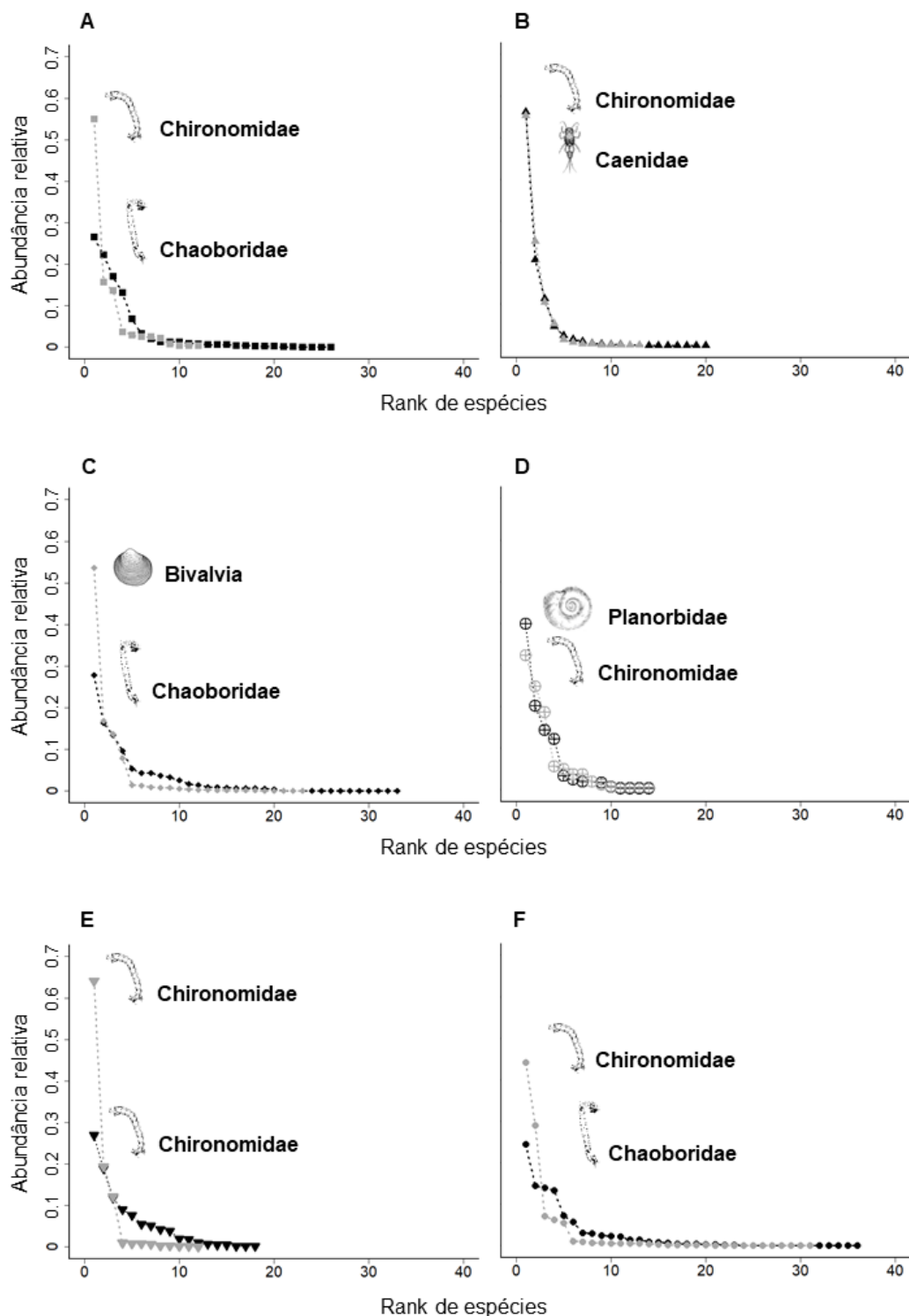


Figura 8. Curva de abundância de macroinvertebrados de cinco riachos da bacia do rio Acaraú, com destaque para os táxons mais abundantes em cada um deles. A - Riacho Caioca; B - Riacho Batoque; C - Riacho Sabonete; D - Riacho Renato Parente. E - Riacho Cajazeiras; F - Fases hidrológicas. Curva cinza - Corrente; Curva preta - Poças



A classificação das abundâncias de peixes entre as fases foi significativamente correlacionada ($r=0,57$; $p=0,001$) (Tabela 2). O padrão de dominância na assembleia de peixes foi semelhante nas duas fases hidrológicas, as três espécies mais abundantes apresentaram médias superiores as demais espécies. Entretanto, na fase de poças, a diferença entre a segunda e terceira espécies mais abundantes foi maior que 30 indivíduos por riacho. *Astyanax fasciatus* esteve entre as três espécies mais abundantes nas duas fases hidrológicas amostradas. *Serrapinnus heterodon* e *Phenacogaster calverti* estiveram entre as espécies mais abundantes na fase corrente, entretanto, as espécies mais abundantes nas poças, foram *Hemigrammus rodwayi* e *Poecilia reticulata* (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação de espécies da ictiofauna baseada no *rank* das abundâncias médias (\pm erro padrão) para cada fase hidrológica.

Família	Espécies	Corrente		Poças	
		Abundância	Rank	Abundância	Rank
Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i>	29,4 (11,35)	1	20,8 (15,05)	3
Characidae	<i>Serrapinnus heterodon</i>	20 (7,67)	2	11,2 (10,46)	4
Characidae	<i>Phenacogaster calverti</i>	16,8 (15,09)	3	1,2 (0,73)	12
Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i>	8 (2,21)	4	8,2 (5,54)	5
Characidae	<i>Hemigrammus rodwayi</i>	6,8 (3,58)	5	59 (51,09)	1
Characidae	<i>Serrapinnus piaba</i>	5 (2,02)	6	7 (3,71)	6
Loricariidae	<i>Hypostomus sp</i>	1,8 (1,56)	7	0,4 (0,4)	16
Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	1,8 (1,11)	8	52,2 (32,39)	2
Crenuchidae	<i>Characidium sp.</i>	1,5 (1,8)	9		
Curimatidae	<i>Steindachnerina notonota</i>	1,2 (0,73)	10	3,4 (2,44)	9
Cichlidae	<i>Cichlasoma orientale</i>	1,2 (0,49)	11	3,6 (1,33)	8
Characidae	<i>Compsura heterura</i>	1 (0,77)	12	6,2 (5,71)	7
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	1 (0,63)	13	2 (1,05)	10
Characidae	<i>Bryconamericus sp,</i>	0,4 (0,4)	14		
Anostomidae	<i>Leporinus sp,</i>	0,4 (0,4)	15		
Heptapteridae	<i>Pimelodella sp,</i>	0,2 (0,2)	16		
Characidae	<i>Moenkhausia sanctaefilomende</i>	0,2 (0,2)	17		
Characidae	<i>Hyphessobrycon piabinhas</i>	0,2 (0,2)	18		
Characidae	<i>Hyphessobrycon sp,</i>	0,2 (0,2)	19		
Cichlidae	<i>Crenicichla menezesi</i>	0,2 (0,2)	21	0,2 (0,2)	17
Serrasalmididae	<i>Pygocentrus nattereri</i>			0,2 (0,2)	18
Cichlidae	<i>Crenicichla brasiliensis</i>			1 (0,63)	13
Cichlidae	<i>Cichla monoculus</i>			0,6 (0,6)	14
Callichthyidae	<i>Aspidoras spilotos</i>			0,4 (0,4)	15
Poeciliidae	<i>Poecilia vivípara</i>			1,4 (1,4)	11

Considerando a frequência da ocorrência das espécies de peixes, *Astyanax bimaculatus* foi a espécie mais recorrente, sendo capturada em nove amostras, seguida de *Astyanax fasciatus*, *Hemigrammus rodwayi* e *Cichlasoma orientale*, capturadas em oito amostras (Tabela 3). *Serrapinnus heterodon*, *Phenacogaster calverti*, segunda e terceira espécies mais abundantes na fase corrente, e *Poecilia*

reticulata, segunda mais abundante nas poças, foram capturadas em sete, seis e cinco amostras, respectivamente (Tabela 3). Entre as espécies de peixes coletadas, 28% (n=7) foram encontradas apenas na fase corrente, enquanto 20% (n=5) apenas nas poças e 52% (n=13) em ambas as fases (Tabela 3). Entre as 12 espécies exclusivas de apenas uma das fases do ciclo hidrológico, 83,33% (n=10) foram capturadas em uma única amostra.

Tabela 3. Ocorrência das espécies de peixes em cinco riachos da bacia do rio Acaraú, nas fases corrente e de poça. 1 - Riacho Caioca; 2 - Riacho Batoque; 3 - Riacho Sabonete; 4 - Riacho Renato Parente; 5 - Riacho Cajazeiras; Total = total de amostras que a espécie foi encontrada (considerando um total de 10 amostras: cinco na fase corrente e cinco na fase de poças).

Família	Espécie	Corrente					Poças					Total	Corrente	Poças
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5			
Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i>	■	■	■	■	■	□	■	■	■	■	9	■	■
Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i>	■	■	■	□	■	■	■	■	□	■	8	■	■
Characidae	<i>Serrapinnus heterodon</i>	■	■	■	□	■	□	■	■	■	□	7	■	■
Characidae	<i>Serrapinnus piaba</i>	■	■	■	■	□	■	■	■	□	□	7	■	■
Characidae	<i>Hemigrammus rodwayi</i>	■	■	■	■	■	□	■	■	□	■	8	■	■
Characidae	<i>Hyphessobrycon piabinhas</i>	□	■	□	□	□	□	□	□	□	□	1	■	□
Characidae	<i>Hyphessobrycon</i> sp.	□	□	□	□	■	□	□	□	□	□	1	■	□
Characidae	<i>Phenacogaster calverti</i>	■	■	□	□	■	■	□	■	□	■	6	■	■
Characidae	<i>Compsura heterura</i>	■	□	■	□	□	□	■	■	□	□	4	■	■
Characidae	<i>Moenkhausia</i> cf. <i>sanctaeofilomenae</i>	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□	1	■	□
Characidae	<i>Bryconamericus</i> sp.	□	■	□	□	□	□	□	□	□	□	1	■	□
Anostomidae	<i>Leporinus</i> sp.	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□	1	■	□
Curimatidae	<i>Steindachnerina notonota</i>	■	■	□	□	□	■	■	■	□	□	5	■	■
Crenuchidae	<i>Characidium</i> sp.	■	□	■	□	■	□	□	□	□	□	3	■	□
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	□	■	□	□	■	■	■	□	■	□	5	■	■
Serrasalminidae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	□	□	□	□	□	□	□	■	□	□	1	□	■
Cichlidae	<i>Cichlasoma orientale</i>	■	■	□	■	■	□	■	■	■	■	8	■	■
Cichlidae	<i>Crenicichla menezesi</i>	■	□	□	□	□	□	■	□	□	□	2	■	■
Cichlidae	<i>Crenicichla brasiliensis</i>	□	□	□	□	□	□	■	■	□	□	2	□	■
Cichlidae	<i>Cichla monoculus</i>	□	□	□	□	□	□	□	■	□	□	1	□	■
Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□	1	■	□
Loricariidae	<i>Hypostomus</i> sp.	□	■	■	□	□	■	□	□	□	□	3	■	■
Callichthyidae	<i>Aspidoras spilotos</i>	□	□	□	□	□	□	■	□	□	□	1	□	■
Poeciliidae	<i>Poecilia vivípara</i>	□	□	□	□	□	□	■	□	□	□	1	□	■
Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	□	■	□	■	□	□	■	■	■	□	5	■	■

A classificação dos táxons de macroinvertebrados baseada na abundância média entre as fases foi fracamente correlacionada ($r=0,31$; $p=0,04$) (Tabela 4). Chironomidae (Diptera) foi o táxon mais abundante na fase corrente, seguido de Caenidae (Ephemeroptera) e Bivalvia. Na fase de poças, por sua vez, os táxons mais abundantes foram Chaoboridae (Diptera), Caenidae e Planorbidae (Gastropoda). A abundância da fase de poças foi três vezes maior do que a encontrada na fase corrente, no entanto, os cinco táxons mais abundantes na fase corrente e os seis táxons mais abundantes nas poças, apresentaram valores superiores aqueles observados para os demais táxons.

Tabela 4. Classificação dos táxons de macroinvertebrados baseada no *rank* das abundâncias médias (\pm erro padrão) para cada fase hidrológica.

Classe/Ordem	Família	Corrente		Poças	
		Abundância	Rank	Abundância	Rank
Diptera	Chironomidae	272,6 (132,16)	1	295 (122,53)	4
Bivalvia	-	224 (199,98)	2	162,4 (153,28)	5
Ephemeroptera	Caenidae	184 (62,76)	3	321,2 (181,88)	2
Odonata	Gomphidae	45,6 (26,70)	4	68,4 (24,99)	7
Gastropoda	Planorbidae	34,2 (29,22)	5	310 (157,24)	3
Odonata	Coenagrionidae	7 (5,09)	6	14,4 (7,79)	16
Gastropoda	Ampullariidae	6,4 (4,53)	7	49 (32,76)	11
Odonata	Calopterygidae	4,6 (2,36)	8		
Ephemeroptera	Baetidae	4,4 (2,77)	9	33,6 (9,01)	12
Coleoptera	Dytiscidae	3,6 (3,6)	10	64,8 (48,56)	8
Odonata	Libellulidae	3,4 (1,99)	11	125,4 (53,82)	6
Trichoptera	Hydropsychidae	3,2 (2,96)	12	1 (0,32)	25
Odonata	Protoneuridae	3 (1,52)	13	4,6 (2,91)	22
Odonata	Corduliidae	2,8 (1,71)	14	7,6 (6)	20
Hirudinea	-	2,2 (2,2)	15	0,6 (0,6)	26
Ephemeroptera	Oligoneuriidae	2 (2)	16		
Coleoptera	Dryopidae	1,4 (1,17)	17		
Hemiptera	Belostomatidae	1,4 (1,4)	18	18,2 (6,22)	15
Gastropoda	Ancylidae	1,2 (1,2)	19	8,8 (5,58)	19
Gastropoda	Physidae	1 (0,77)	20		
Gastropoda	Hydrobiidae	1 (0,55)	21	0,6 (0,6)	27
Diptera	Simuliidae	0,8 (0,59)	22		
Coleoptera	Hydrophilidae	0,6 (0,24)	23	5,8 (3,34)	21
Odonata	Megapodagrionidae	0,4 (0,24)	24		
Oligochaeta	-	0,4 (0,4)	25		
Coleoptera	Elmidae	0,4 (0,4)	26	31,8 (31,55)	13
Ephemeroptera	Leptohyphidae	0,4 (0,4)	27		
Hemiptera	Gerridae	0,2 (0,2)	28	0,4 (0,4)	30
Diptera	Dixidae	0,2 (0,2)	29	0,6 (0,6)	28
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	0,2 (0,2)	30		
Hemiptera	Veliidae	0,2 (0,2)	31		
Coleoptera	Hydroscaphidae			0,4 (0,4)	31
Coleoptera	Meruidae			1 (0,55)	24
Coleoptera	Noteridae			19,4 (12,54)	14
Coleoptera	Scirtidae			0,2 (0,2)	32
Decapoda	Atyidae			8,8 (5,96)	18
Diptera	Chaoboridae			541 (289,63)	1
Diptera	Culicidae			4,6 (1,96)	23
Diptera	Psychodidae			0,2 (0,2)	33
Diptera	Sciomyzidae			0,2 (0,2)	34
Diptera	Tabanidae			9,8 (5,72)	17
Hemiptera	Corixidae			51,6 (23,94)	10
Hemiptera	Nepidae			0,2 (0,2)	35
Hemiptera	Notonectidae			52,2 (38,87)	9

Hemiptera	Pleidae	0,6 (0,4)	29
Hymenoptera	Diapriidae	0,2 (0,2)	36

No que se refere a permanência dos táxons de macroinvertebrados, entre as fases corrente e de poças, as famílias Chironomidae (Diptera) e Caenidae (Ephemeroptera) se destacam, por estarem entre os quatro táxons dominantes de ambas as fases e terem sido capturadas em todas as amostras (n=10) (Tabela 5). Planorbidae e Gomphidae também foram capturadas em todas as amostras e estão entre os dez táxons mais abundantes em ambas as fases. Bivalvia, segundo táxon mais abundante na fase corrente, foi capturado em sete amostras. As larvas da família Chaoboridae foram dominantes nas poças, sendo capturados em três amostras, contudo, representantes desta família não foram coletados na fase corrente. Dos 46 táxons de macroinvertebrados capturados, 45,65% (n=21) estiveram presentes nas fases corrente e de poças, enquanto 21,74% (n=10) foram capturados apenas na fase corrente, e 32,61% (n=15), apenas nas poças (Tabela 5). Entre os táxons capturados apenas nas amostras da fase corrente, 30% (n=3) pertencem a ordem Ephemeroptera, no entanto, apenas representantes da família Calopterygidae (Odonata) foram coletados em três amostras, os demais táxons foram capturados em apenas um ou dois riachos. No que refere aos táxons exclusivos das poças, 73,33% (n=11) pertencem as ordens de insetos aquáticos Coleoptera, Hemiptera e Diptera, entretanto, 45,45% (n=5) foram capturados em apenas uma amostra da fase de poças.

Tabela 5. Ocorrência dos táxons de macroinvertebrados em cinco riachos da bacia do rio Acaraú, nas fases corrente e de poça. 1 - Riacho Caioca; 2 - Riacho Batoque; 3 - Riacho Sabonete; 4 - Riacho Renato Parente; 5 - Riacho Cajazeiras; Total = total de amostras que o táxon foi encontrado (considerando um total de 10 amostras: cinco na fase corrente e cinco na fase de poças).

Família	Táxon	Corrente					Poças					Total	Corrente	Poças
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5			
Bivalvia	-	■	■	■	■	□	■	■	■	□	□	7	■	■
Coleoptera	Dryopidae	□	■	■	□	□	□	□	□	□	□	2	■	□
Coleoptera	Dytiscidae	□	□	■	□	□	■	■	■	■	■	6	■	■
Coleoptera	Elmidae	□	■	□	□	□	■	□	■	□	□	3	■	■
Coleoptera	Hydroscaphidae	□	□	□	□	□	□	□	■	□	□	1	□	■
Coleoptera	Hydrophilidae	□	■	■	■	□	■	■	■	□	■	7	■	■
Coleoptera	Meruidae	□	□	□	□	□	□	■	■	□	■	3	□	■
Coleoptera	Noteridae	□	□	□	□	□	■	□	■	□	■	3	□	■
Coleoptera	<u>Scirtidae</u>	□	□	□	□	□	□	□	■	□	□	1	□	■
Decapoda	Atyidae	□	□	□	□	□	■	□	■	■	□	3	□	■
Diptera	Chaoboridae	□	□	□	□	□	■	■	■	□	□	3	□	■
Diptera	Chironomidae	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	10	■	■
Diptera	Culicidae	□	□	□	□	□	■	■	■	□	■	4	□	■
Diptera	Dixidae	□	□	■	□	□	■	□	□	□	□	2	■	■
Diptera	Psychodidae	□	□	□	□	□	□	□	□	□	■	1	□	■
Diptera	Sciomyzidae	□	□	□	□	□	□	□	■	□	□	1	□	■
Diptera	Simuliidae	■	□	■	□	□	□	□	□	□	□	2	■	□
Diptera	Tabanidae	□	□	□	□	□	■	□	■	■	■	4	□	■
Ephemeroptera	Baetidae	□	■	■	□	■	■	■	■	■	■	8	■	■
Ephemeroptera	Caenidae	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	10	■	■
Ephemeroptera	Leptohyphidae	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□	1	■	□
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	□	□	■	□	□	□	□	□	□	□	1	■	□
Ephemeroptera	Oligoneuriidae	□	□	□	□	■	□	□	□	□	□	1	■	□
Gastropoda	Ampullariidae	■	■	■	□	□	■	■	■	■	■	8	■	■
Gastropoda	Ancylidae	□	□	□	■	□	■	■	■	□	□	4	■	■
Gastropoda	Hydrobiidae	■	■	■	□	□	□	□	■	□	□	4	■	■
Gastropoda	Physidae	□	■	■	□	□	□	□	□	□	□	2	■	□
Gastropoda	Planorbidae	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	10	■	■
Hemiptera	Belostomatidae	□	□	■	□	□	■	■	■	■	■	6	■	■
Hemiptera	Corixidae	□	□	□	□	□	■	■	■	□	□	3	□	■
Hemiptera	Gerridae	□	□	□	□	■	□	□	■	□	□	2	■	■
Hemiptera	Nepidae	□	□	□	□	□	□	□	■	□	□	1	□	■
Hemiptera	Notonectidae	□	□	□	□	□	■	■	■	□	■	4	□	■
Hemiptera	Pleidae	□	□	□	□	□	■	□	■	□	□	2	□	■
Hemiptera	Veliidae	□	□	□	■	□	□	□	□	□	□	1	■	□
Hirudinea	-	□	□	■	□	□	□	□	■	□	□	2	■	■
Hymenoptera	Diapriidae	□	□	□	□	□	□	□	■	□	□	1	□	■
Odonata	Calopterygidae	□	□	■	■	■	□	□	□	□	□	3	■	□
Odonata	Coenagrionidae	■	□	■	■	□	■	■	■	■	■	8	■	■

Odonata	Corduliidae	■	□	□	■	■	■	■	■	■	5	■	■
Odonata	Gomphidae	■	■	■	■	■	■	■	■	■	10	■	■
Odonata	Libellulidae	□	□	■	■	■	■	■	■	■	8	■	■
Odonata	Megapodagrionidae	□	□	■	■	□	□	□	□	□	2	■	□
Odonata	Protoneuridae	■	□	■	■	■	■	■	■	□	8	■	■
Oligochaeta	-	□	□	□	□	■	□	□	□	□	1	■	□
Trichoptera	Hydropsychidae	□	■	■	□	□	■	■	□	■	6	■	■

A análise de espécies indicadoras selecionou quatro táxons de macroinvertebrados como indicadores da fase de poças ($p < 0,05$): Baetidae (Ephemeroptera), Belostomatidae (Hemiptera), Dytiscidae (Coleoptera) e Libellulidae (Odonata). Os quatro táxons foram encontrados nas cinco amostras da fase de poças (fidelidade = 1), e foram mais frequentes nas poças do que na fase corrente (especificidade $\geq 0,742$) (Apêndice 4). Nenhum dos táxons de macroinvertebrados foi considerado indicador da fase corrente. Para a assembleia de peixes, nenhuma das 25 espécies capturadas foi considerada indicadora de alguma das fases do ciclo hidrológico.

Variáveis ambientais

A estrutura do habitat diferiu entre as fases hidrológicas (Figura 9). Durante a fase corrente, o fluxo dos riachos era um mosaico de águas rápidas e remanso, com profundidade média, de 23,62 cm ($\pm 0,92$) (Tabela 6). As poças, por sua vez, consistiam inteiramente de fluxo remanso, com profundidade média de 13,07 cm ($\pm 0,57$). Temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade foram maiores na fase de poças. A disponibilidade de abrigo para a fauna, associada a presença de macrófitas, estruturas vivas e sombreamento da vegetação ripária foram menores na fase de poças, com exceção da presença de galhos. A composição do substrato apresentou dominância de lama e areia em ambas as fases. No que se refere as características ambientais de cada amostra, a fase corrente apresentou maior heterogeneidade ambiental (distância média do centróide = 1,14) do que a fase de poças (distância média do centróide = 0,85) (Figura 9). Assim, a variação ambiental entre as duas fases foi confirmada pelo Teste de permutações (pseudo-F= 5,9; $p=0,03$).

Figura 9. Pontos (riachos) derivados de Coordenadas Principais (PCoA) conectados por *polígonos convexos* em torno dos seus respectivos centróides. PCoA com as variáveis ambientais das fases corrente (cinza) e de poças (preto).

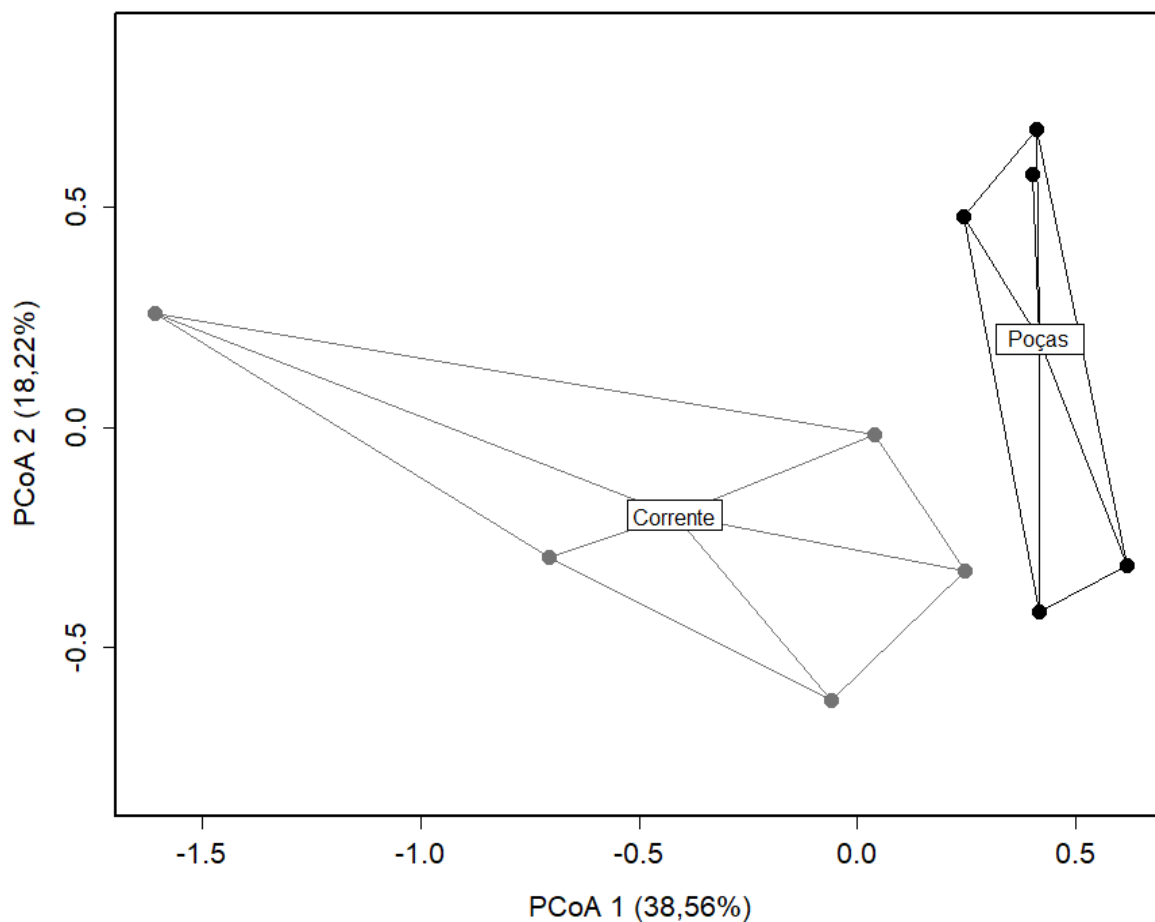


Tabela 6. Variáveis ambientais (média e erro padrão) das fases do ciclo hidrológico e métodos de seleção: VIF = Fator de Inflação da Variância; Corr = Correlação de Spearman. Quadrado preenchido= variável selecionada e quadrado vazio= variável excluída.

Variável	Fase		Seleção	
	Corrente	Poças	VIF	Corr.
Profundidade (cm)	23,62 (0,92)	13,07 (0,57)	■	■
Temperatura (°C)	26,03 (0,25)	27,01 (0,25)	■	■
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	6,03 (0,26)	8,64 (0,23)	■	■
pH	7,59 (0,03)	7,8 (0,05)	■	■
Condutividade (µs/cm)	500,85 (40,34)	1400,27 (81,24)	■	■
Macrófita (%)	11,55 (3,55)	4,74 (2,23)	■	■
Galhos (%)	10 (2,66)	10,60 (2,55)	■	■
Troncos, raízes e árvores vivas (%)	17,95 (2,39)	11,81 (3,46)	■	■
Sombreamento da vegetação (%)	44,4 (5,19)	34,83 (6,8)	■	■
Corredeira (%)	6,4 (3,19)	0	■	■
Fluxo rápido (%)	42,8 (5,39)	0	■	■
Remanso (%)	46,4 (5,45)	100	■	□
Cachoeira (%)	0,4 (0,4)	0	■	■
Areia (%)	29	32,97	■	■
Lama (%)	41,4	41,93	■	■
Cascalho (%)	19	6,62	■	■
Pedra grande (%)	9	11,17	■	■
Seixo (%)	1,4	6,35	■	■
Pedra pequena (%)	0,2	0,55	■	■
Folhas (%)	0	0,41	■	■

O teste de correlação de Spearman mostrou que na fase corrente, 11 espécies de peixes e 13 táxons de macroinvertebrados estiveram significativamente correlacionados com 13 e oito variáveis ambientais, respectivamente ($p < 0,05$) (Tabela 7) (Apêndices 4 e 5). As espécies de peixes estiveram correlacionadas com variáveis diversas, no entanto o substrato lama foi correlacionado a três espécies, seguido de profundidade, sombreamento da vegetação e cascalho, correlacionados a duas espécies. Para a assembleia de macroinvertebrados, as variáveis mais importantes foram profundidade e lama, correlacionadas significativamente a seis táxons, pH e cascalho, correlacionadas a cinco e quatro táxons respectivamente.

Tabela 7. Correlações significativas entre as assembleias de peixes e macroinvertebrados e as variáveis ambientais da fase corrente.

Variável	Peixes	Macroinvertebrados
Profundidade	<i>Astyanax bimaculatus</i> (-0,9) <i>Hypostomus sp.</i> (0,89)	Bivalvia (0,9) Dryopidae (0,89) Caenidae (0,9) Hydrobiidae (0,95) Physidae (0,89) Hydropsychidae (0,89)
Temperatura	<i>Hemigrammus rodwayi</i> (-0,89)	
Oxigênio Dissolvido	<i>Steindachnerina notonota</i> (-0,89)	Calopterygidae (0,89) Libellulidae (0,89)
pH	<i>Compsura heterura</i> (-0,89)	Simuliidae (-0,89) Ampullariidae (-0,97) Hydrobiidae (-0,95) Planorbidae (-0,9) Gomphidae (0,9)
Condutividade	<i>Hemigrammus rodwayi</i> (-0,89)	
Galhos	<i>Astyanax bimaculatus</i> (-0,9)	Caenidae (0,9)
Troncos, raízes ou árvores vivas	<i>Hoplias malabaricus</i> (-0,89)	
Sombreamento da vegetação	<i>Compsura heterura</i> (-0,89) <i>Poecilia reticulata</i> (0,89)	Simuliidae (-0,89)
Corredeira	<i>Astyanax fasciatus</i> (-0,89)	
Rápido	<i>Phenacogaster calverti</i> (-0,97)	
Areia	<i>Hemigrammus rodwayi</i> (0,89)	
Lama	<i>Serrapinnus piaba</i> (0,9) <i>Cichlasoma orientale</i> (-0,89) <i>Hypostomus sp.</i> (0,89)	Dryopidae (0,89) Hydrobiidae (0,95) Physidae (0,89) Planorbidae (0,9) Gomphidae (-0,9) Hydropsychidae (0,89)
Cascalho	<i>Cichlasoma orientale</i> (0,89) <i>Hypostomus sp.</i> (-0,89)	Bivalvia (-0,9) Dryopidae (-0,89) Physidae (-0,89) Hydropsychidae (-0,89)
Pedra grande		Hydrophilidae

Na fase de poças, por sua vez, seis espécies de peixes e 19 táxons de macroinvertebrados estiveram significativamente correlacionados a seis e a 10 variáveis ambientais respectivamente ($p < 0,05$) (Tabela 8) (Apêndices 6 e 7). As espécies de peixes *Astyanax fasciatus*, *Serrapinnus piaba* e *Compsura heterura* estiveram correlacionadas positivamente a profundidade e a presença de troncos, raízes ou árvores vivas na água, e negativamente a taxa de oxigênio dissolvido. Temperatura, condutividade e pedras grandes estiveram correlacionadas a uma única espécie de peixe. Para a assembleia de macroinvertebrados, as variáveis mais importantes foram os substratos areia, lama e pedra grande. Areia e pedra grande estiveram negativamente correlacionados a sete e 11 táxons, enquanto lama esteve positivamente correlacionada a sete táxons (todos correlacionados negativamente aos substratos supracitados).

Tabela 8. Correlações significativas entre as assembleias de peixes e macroinvertebrados e as variáveis ambientais da fase de poças.

Variável	Peixes	Macroinvertebrados
Profundidade	<i>Astyanax fasciatus</i> (0,9) <i>Serrapinnus piaba</i> (0,97) <i>Compsura heterura</i> (0,89)	
Temperatura	<i>Serrapinnus heterodon</i> (-0,97)	Libellulidae (0,9)
Oxigênio dissolvido	<i>Astyanax fasciatus</i> (-0,9) <i>Serrapinnus piaba</i> (-0,97) <i>Compsura heterura</i> (-0,89)	
pH		Planorbidae (0,9)
Condutividade	<i>Crenicichla brasiliensis</i> (0,89)	Hydropsychidae (-0,89)
Macrófitas		Meruidae (0,99)
Troncos, raízes ou árvores vivas	<i>Astyanax fasciatus</i> (0,9) <i>Serrapinnus piaba</i> (0,97) <i>Compsura heterura</i> (0,89)	
Sombreamento da vegetação		Baetidae (-0,9) Planorbidae (-0,9) Belostomatidae (-0,9) Gomphidae (-0,9)
Areia		Bivalvia (-0,97) Dytiscidae (-0,7) Chaoboridae (-0,97) Ancyliidae (-0,97) Corixidae (-0,97) Pleidae (-0,89) Corduliidae (-0,89)
Lama		Bivalvia (0,97) Dytiscidae (0,7) Chaoboridae (0,97) Ancyliidae (0,97) Corixidae (0,97) Pleidae (0,89) Corduliidae (0,89)
Cascalho		Chironomidae (0,9)
Pedra grande	<i>Astyanax bimaculatus</i> (0,9)	Bivalvia (-0,97) Dytiscidae (-0,9) Elmidae (-0,89) Chaoboridae (-0,97) Caenidae (-0,9) Ampullariidae (-0,9) Ancyliidae (-0,97) Corixidae (-0,97) Notonectidae (-0,9) Pleidae (-0,89) Corduliidae (-0,89)
Seixo		Meruidae (-0,95)

DISCUSSÃO

As assembleias responderam a secagem do fluxo de água e formação de poças isoladas de formas diferentes. Os peixes mantêm as mesmas espécies nas duas fases (resistência), embora a contribuição das espécies tenha variado entre elas. Entre os macroinvertebrados, no entanto, alguns táxons presentes na fase corrente desaparecem e novos táxons surgem nas poças (recolonização) respondendo a perturbação hidrológica através da substituição de táxons. A formação de poças isoladas e redução do habitat disponível, resultado da secagem do fluxo geram modificações drásticas e recorrentes no ambiente (GOMÉZ et al., 2017). Tanto na disponibilidade de abrigo e área de forrageamento, como o aumento na temperatura, condutividade e pH (como o observado neste estudo). Essas alterações são dependentes das características geográficas dos riachos e da duração do período chuvoso, e podem ser determinantes para a composição da fauna aquática (BOGAN et al., 2017).

As assembleias estudadas se mostraram altamente resilientes diante da secagem do fluxo e alterações nas características abióticas. Os peixes através da permanência de espécies mais resistentes e os macroinvertebrados através da substituição de grupos com maior afinidade a cada uma das fases. As diferentes estratégias possibilitaram a persistência da comunidade em ambientes que experimentam perturbações hidrológicas sazonais. As poças formadas no leito dos rios, durante a secagem, servem de refúgio tanto para peixes e macroinvertebrados oriundos da fase corrente, como para as novas espécies que recolonizam o novo ambiente (para macroinvertebrados), sendo fundamentais para a manutenção da diversidade em bacias hidrográficas intermitentes (MAGOULICK e KOBZA, 2003; CHESTER e ROBSON, 2011; MARSHAL et al., 2016; ASPIN et al. 2018; HILL e MILNER, 2018; PUSEY et al., 2018). Neste estudo, o papel das poças como refúgio foi confirmado pela alta taxa de persistência das duas assembleias.

A existência de refúgios com água é fundamental para a manutenção, em especial, de assembleias integralmente aquáticas como os peixes, que precisam resistir a secagem do fluxo *in situ*, através de manchas inundadas no leito do riacho (HERSHKOVITZ e GASITH, 2013; LOOY, et al., 2019). A redução na disponibilidade de habitat, entre as fases corrente e de poças, promove o aumento na densidade de indivíduos, como observado neste estudo, o que pode beneficiar algumas espécies

através da concentração de recursos disponíveis, ou prejudicar através da intensificação das relações interespecíficas (MAGOULICK; KOBZA, 2003; LOOY, et al., 2019).

A diferença de espécies de peixes dominantes entre as fases mostra que algumas espécies podem apresentar vantagens adaptativas às transformações sofridas pelo habitat. Em sistemas que experimentam a secagem natural e sazonal do fluxo, espera-se que as espécies nativas apresentem histórias de vida adaptadas a dinâmica do ciclo hidrológico (IBAÑEZ e CAIOLA, 2013; LENNOX et al., 2019). Algumas espécies, no entanto, apresentam vantagens adaptativas, resistindo e até apresentando um incremento populacional em ambientes mais severos como as poças. A espécie *Hemigrammus rodwayi* (família Characidae) parece ser uma das espécies que apresentam vantagens que conferem sucesso nas poças. Ela foi a espécie dominante nessa fase, considerando todos os riachos amostrados.

Em ambientes aquáticos que apresentam variação hidrológica previsível, as espécies nativas têm a vantagem de estarem expostas a perturbações naturais recorrentes e conseqüentemente, apresentarem adaptações às mudanças de habitat. As espécies exóticas podem, então, ser mais sensíveis a secagem do fluxo em rios intermitentes, do que espécies nativas adaptadas (LENNOX, et al., 2019). Contudo, espécies exóticas com dieta generalista e flexibilidade adaptativa como a *Poecilia reticulata* (DEACON e MAGURRAN, 2016), características comuns às espécies nativas de rios intermitentes, são recorrentes nestes sistemas (KEREZSY et al., 2017). Neste estudo, esta espécie apresentou um aumento na abundância de uma fase para a outra (média de 1,8 indivíduos por riacho na fase corrente e 52,2 indivíduos por riacho na fase de poças). Essa dominância está associada à sua capacidade de sucesso reprodutivo em ambientes de água parada e temperaturas elevadas (DEACON, RAMNARINE e MAGURRAN, 2011). Deste modo, sua bem-sucedida adaptação aos rios intermitentes da região Nordeste deve estar associada às características que a permitem resistir a secagem do fluxo e a persistir em ambientes com condições desfavoráveis como as poças formadas no leito dos rios.

De modo geral, embora tenham apresentado variação na dominância entre as fases amostradas, as espécies de peixes encontradas nos riachos estudados são comuns não só aos rios intermitentes, como também aos grandes sistemas perenes da região semiárida brasileira como o Rio Parnaíba (RAMOS, RAMOS e RAMOS, 2014). Essas espécies são, em sua maioria, generalistas, com traços funcionais

variados, o que as permitem resistir diante da variabilidade ambiental (KEREZY et al., 2017). Em rios intermitentes da Austrália, Pusey et al. (2018) observou o mesmo padrão para as espécies de peixes encontradas em um afluente intermitente. As espécies faziam parte do conjunto de espécies do rio perene principal da bacia, ou seja, eram espécies generalistas, e não, especialistas intermitentes.

No que se refere aos macroinvertebrados, a dominância de insetos com fase larval aquática e adultos aéreos nos riachos intermitentes amostrados, pode ser justificada pela alta capacidade destes grupos de resistir a secagem do fluxo, através da evasão. Além disso, a dispersão aérea permite que estes organismos sejam capazes de colonizar rapidamente o habitat disponível, sendo o rio conectado e corrente, no caso de táxons que preferem ambientes lóticos como a ordem Ephemeroptera, ou as poças isoladas com dominância de remanso, como no caso da família Chaoboridae (HERSHKOVITZ e GASITH, 2013; LOOY, et al., 2019). A sincronização entre fases larval e adulta com as fases do ciclo hidrológico de intermitência são adaptações de história de vida que permitem a persistência de assembleias resilientes em sistemas com perturbações recorrentes (LYTLE e POFF, 2004). A formação de assembleias diferentes nas fases corrente e de poças, e forte correlação entre táxons e características ambientais da fase de poças enfatiza a alta adaptabilidade da assembleia de macroinvertebrados a dinâmica do ciclo hidrológico. Assim, não somente a assembleia presente na fase corrente deve apresentar adaptações para resistir a alteração entre fluxo lótico e lêntico, como a assembleia presente nas poças deve apresentar mecanismos para sobreviver diante do restabelecimento do fluxo (HERSHKOBITZ e GASITH, 2013).

O padrão observado na estruturação das assembleias de macroinvertebrados pode ser justificado pela colonização das poças por táxons favorecidos pelas condições geradas através da secagem dos rios (DATRY, LARNED e TOCKNER, 2014; THORP, 2015), em especial, a dominância de remanso. Táxons como a família Chaoboridae que foi exclusiva e dominante na fase de poças indicam o aparecimento (recolonização) desse grupo na fase em que o habitat se apresenta mais propício ao seu desenvolvimento. As larvas desta família são conhecidas por preferirem sistemas lênticos (ou lóticos com dominância de remanso), além de respirarem ar atmosférico e viverem na superfície da camada de água (PINHO e PEPINELLI, 2014; COURTNEY e CRANSTON, 2015) o que pode ser vantajoso para seu estabelecimento em ambientes como as poças. Embora a composição tenha

diferido entre as fases, os táxons dominantes pertencem a ordem Diptera, em ambas as fases. Animais dessa ordem possuem larvas aquáticas, adultos aéreos e apresentam distribuição ampla (COURTNEY e CRANSTON, 2015). Táxons da ordem Diptera são resistentes a secagem dos rios, principalmente devido à traços que conferem alta capacidade dispersiva, e também foram dominantes nos riachos intermitentes acessados por Leigh et al. (2016).

As ordens Coleoptera e Hemiptera, em associação a Diptera, contribuíram com mais de 70% das espécies exclusivas da fase de poças, além disso, os táxons persistentes destas ordens apresentaram abundâncias maiores nas poças, o que está diretamente relacionado ao alto poder dispersivo (ambos podem dispersar por vias terrestres) e a dominância de indivíduos que preferem ambientes lênticos nestas ordens, inclusive, a maioria dos táxons da ordem Hemiptera dependem do ar atmosférico para respirar (LYTLE, 2015; YEE e KEHL, 2015). Nesse estudo, o padrão observado, táxons ausentes na fase corrente e abundantes na fase de poça, também foi constatado por Hill e Milner (2018). Em seu estudo realizado em um rio com seções perenes e intermitentes localizado no Reino Unido, o 29% dos táxons encontrados nas poças, estiveram ausentes nas amostras da fase corrente, e pertenciam, predominantemente, as ordens Hemiptera, Coleoptera e Gastropoda.

Apesar da dominância das larvas de Chaoboridae e o incremento na riqueza de Diptera nas poças, a família Caenidae (Ephemeroptera), se manteve altamente abundante nas duas fases e Baetidae (Ephemeroptera), foi considerado um táxon indicador da fase de poças, através da análise de espécies indicadoras. Esse resultado contrasta com o resultado de Aspin et al. (2018), que observou que os táxons de Ephemeroptera foram substituídos por táxons da ordem Diptera (não-chironomidae), em experimentos de secagem supra sazonal. As famílias Caenidae e Baetidae foram os únicos táxons abundantes de Ephemeroptera, nos riachos amostrados, e estão entre as famílias desta ordem, mais diversa em sistemas lóticos (BERBER-JAMES et al., 2008) que sobrevivem em ambientes lênticos (SALLES et al., 2014). Além disso, Storey e Quinn (2011) mostraram que os táxons de macroinvertebrados presentes em rios intermitentes da Nova Zelândia, apresentavam alta adaptabilidade às perturbações sazonais e resistência à seca. Os táxons considerados indicadores da fase de poças, pertencem a ordens variadas, mas a mesma classe: Insecta. Os insetos aquáticos são mais flexíveis diante da secagem do fluxo devido à riqueza de traços que possibilitam a persistência, como a

diferenciação de habitat entre larvas e adultos, larvas aquáticas móveis e adultos aéreos (POFF et al., 2018).

Os rios são ecossistemas intensamente ameaçados pelas mudanças climáticas e exploração antrópica, contudo, os rios intermitentes são mais vulneráveis devido a proteção legal limitada (ACUÑA, et al., 2014; CHIU et al., 2017). As alterações no ciclo natural e previsível de intermitência podem afetar negativamente os organismos adaptados a dinâmica de rios intermitentes. Diante disto, a conservação dos sistemas intermitentes é urgente e fundamental para a manutenção da biodiversidade aquática do planeta, e em especial, nas regiões com dominância destes rios, como o Nordeste Brasileiro. Um dos principais impactos antrópicos sobre os rios brasileiros é a barragem do fluxo para criação de reservatórios, principalmente na região de clima semiárido (MALTCHIK e MEDEIROS, 2006; LIMA et al, 2017). A barragem de rios intermitentes, impede a dispersão das assembleias aquáticas, principalmente a ictiofauna, além de modificar toda a dinâmica do sistema. (LIMA et al., 2017; KERESZY et al. 2017). As consequências da possível perenização artificial de rios intermitentes não são conhecidas, entretanto, a modificação da dinâmica natural do sistema deve afetar principalmente a biota associada as fases de poças e a seca (DATRY, LARNED e TOCKNER, 2014).

É possível concluir que as assembleias são adaptadas a dinâmica intermitente e apresentam mecanismos variados para persistirem diante da secagem natural de seu fluxo, além disso, as estruturas das assembleias respondem às características das fases aquáticas do ciclo hidrológico de intermitência. Qualquer alteração na dinâmica natural afetaria a diversidade destes sistemas, uma vez que existem organismos associados a fases distintas do ciclo hidrológico. A dominância de insetos com fase adulta aérea nos riachos amostrados e a mudança na composição da assembleia de macroinvertebrados entre as fases corrente e de poças, destaca, que a dispersão, é um fator tão importante para a persistência das assembleias quanto a presença de refúgios. Ainda são necessários estudos para melhor compreensão dos mecanismos de persistência da comunidade biótica em rios intermitentes, considerando ainda, outras assembleias, e a dinâmica natural desses sistemas, a fim de se propor ações de gestão e manejo que supram as necessidades de uso humano, mas não deixem de garantir a funcionalidade do ecossistemas e dinâmica de sua biota.

REFERÊNCIAS

ACUÑA, V.; DATRY, T.; MARSHALL, J.; BARCELÓ, D.; DAHM, C. N.; GINEBREDA, A.; MCGREGOR, G.; SABATER, S.; TORCKNER, K.; PALMER, M. A. Why should we care about temporary waterways? **Science**, v. 343, p. 1080-1081, 2014.

ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. Permanova A+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. In: **PRIMER-E**, 2008.

ASPIN, T. W. H.; MATTHEWS, T. J.; KHAMIS, K.; MILNER, A. M.; WANG, Z.; O'CALLAGHAN, M. J.; LEDGER, M. E. Drought intensification drives turnover of structure and function in stream invertebrate communities. **Ecography**, v. 41, p. 1992-2004, 2018.

ASPIN, T. W. H.; KHAMIS, K.; MATTHEWS, T. J.; MILNER, A. M.; O'CALLAGAN, M. J.; TRIMMER, M.; WOODWARD, G.; LEDGER, M. E. Extreme drought pushes stream invertebrate communities over functional thresholds. **Global change biology**, v. 25, p. 230-244, 2019a.

ASPIN, T. W. H.; HART, K.; KHAMIS, K.; MILNER, A. M.; O'CALLAGAN, M. J.; TRIMMER, M.; WANG, Z.; WILLIAMS, G. M. D.; WOODWARD, G.; LEDGER, M. E. Drought intensification alters the composition, body size, and trophic structure of invertebrate assemblages in a stream mesocosm experiment. **Freshwater biology**, v. 64, p. 750-760, 2019b.

BARBER-JAMES, H. M.; GATTOLLIAT, J.; SARTORI, M.; HUBBARD, M. D. Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 339-350, 2008.

BOGAN, M. T.; CHESTER, E. T.; DATRY, T.; MURPHY, A. L.; ROBSON, B. J.; RUHI, A.; STUBBINGTON, R.; WHITNEY, J. E. Resistance, resilience, and community recovery in intermittent rivers and ephemeral streams. In: DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. (Org.). **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams**. London: Academic Press (Elsevier), 2017. p. 349-376.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Reservatórios do semiárido brasileiro: Hidrologia, balanço hídrico e operação (Anexo D: Acaraú, Curu, Pacoti, Parnaíba)**. 2017. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/noticias/estudo-reservatorios/anexo-d-acarau-curu-pacoti-parnaiba.pdf>. Acesso em: 01 de dezembro de 2019

CEARÁ. INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. **Texto para discussão nº 56: A influência do clima no desempenho da economia cearense**. 2009. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2014/02/TD_56.pdf. Acesso em: 01 de dezembro de 2019.

CEARÁ. INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. **Ceará em Números**. 2017. Disponível em: http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/ceara_em_numeros/2017/completa/Ceara_em_Numeros_2017.pdf. Acesso em: 01 de dezembro de 2019.

CEARÁ; SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS. **Plano de gerenciamento das águas da Bacia do Acaraú: síntese do relatório final**. 2010. Disponível em: <<https://portal.cogerh.com.br/downloads/category/51-relatorio-final-preliminar-fase-i?download=157:bacia-do-acarau-relatorio-final-preliminar-fase-i>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2019.

CEARÁ. FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS; COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. **Portal Hidrológico do Ceará**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/>. Acesso em: 20 de janeiro de 2020.

CHESTER, E. T.; ROBSON, B. J. Drought refuges, spatial scale and recolonisation by invertebrates in non-perennial streams. **Freshwater Biology**, v. 56, p. 2094-2104, 2011.

CHIU, M. C.; LEIGH, C.; MAZOR, R.; CID, N.; RESH, V. Anthropogenic threats to intermittent rivers and ephemeral streams. In: DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. (Org.). **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams**. London: Academic Press (Elsevier), 2017. p. 433-454.

COURTNEY, G. W.; CRANSTON, P. S. Order Diptera. In: THORP, J. H.; ROGERS, J. H. (Org.). **Ecology and general biology: Thorp and Covich's freshwater invertebrates - Volume I**. ed. 4. London: Academic Press (Elsevier), 2015. p. 1043-1058.

DATRY, T.; ARSCOTT, D. B.; SABATER, S. Recent perspectives on temporary river ecology. **Aquatic Science**, v. 73, p. 453-457, 2011.

DATRY, T.; LARNED, S. T.; TOCKNER, K. Intermittent rivers: A challenge for freshwater ecology. **BioScience**, v. 64, p. 229-235, 2014.

DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. General introduction. In: DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. (Org.). **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams**. London: Academic Press (Elsevier), 2017. p. 1-20.

DE CACERES, M.; JANSEN, F. Indicspecies: Relationship between species and groups of sites. In: R Core Team (Org.). **R Package 1.7.8**, 2019.

DEACON, A. E.; RAMNARINE, I. W.; MAGURRAN, A. E. How reproductive ecology contributes to the spread of a globally invasive fish. **PlosOne**, v. 6, p. 1-8, 2011.

DEACON, A. E.; MAGURRAN, A. E. How behaviour contributes to the success of an invasive Poeciliid fish: The Trinidadian Guppy (*Poecilia Reticulata*) as a model species. In: WEIS, J. S.; SOL, D. (Org.). **Biological invasions and animal behaviour**. Cambridge: Cambridge University Press, 2016. p. 266-290.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblage and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, p. 345-366, 1997.

FALK, D. A.; WATTS, A. C.; THODE, A. E. Scaling ecological resilience. **Frontiers in ecology and conservation**, v. 7, p. 1-26. 2019.

GOMÉZ, R.; ARCE, M. I.; BALDWIN, D. S.; DAHM, C. N. Water physicochemistry in intermittent rivers and ephemeral streams. In: DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. (Org.). **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams**. London: Academic Press (Elsevier), 2017. p. 109-134.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R.B. (Org.). **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014.

HARREL JR., F. E. Hmisc: Harrel Miscellaneous. In: R Core Team (Org.). **R package 4.3-0**, 2019.

HERBST, D. B.; COOPER, S. D.; MEDHURST, R. B.; WISEMAN, S. W.; HUNSAKER, C. T. Drought ecohydrology alters the structure and function of benthic invertebrate communities in mountain streams, **Freshwater biology**, v. 64, p. 1-17, 2019.

HERSHKOVITZ, Y.; GASITH, A. Resistance, resilience, and community dynamics in Mediterranean-climate streams. **Hydrobiologia**, v. 719, p. 59-75, 2013.

HILL, M. J.; MILNER, V. S. Ponding in intermittent streams: A refuge for lotic taxa and a habitat for newly colonising taxa?. **Science of the total environment**, v. 628/629, p. 1308-1316, 2018.

IBAÑEZ, C.; CAIOLA, N. Impacts of water scarcity and drought on Iberian aquatic ecosystems. In: SCHWABE, K.; ALBIAC, J.; CONNOR, J. D.; HASSAN, R. M.; GONZÁLEZ, L. M. **Drought in Arid and Semi-Arid regions**. Suíça: Springer, 2013. p. 169-184.

JACKSON, D. A. PROTEST: A PROcrustean randomization TEST of community environment concordance. **Ecoscience**, v. 2, p. 293-303, 1995.

KEPPEL, G.; NIEL, K. P. V.; WARDELL-JOHNSON, G. W.; YATES, C. J.; BYRNE, M.; MUCINA, L.; SCHUT, A. G. T.; HOPPER, S. D.; FRANKLIN, S. E. Refugia: Identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 393-404, 2012.

KERESZY, A.; GIDO, K.; MAGALHÃES, M. F.; SKELTON, P. H. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: fishes. In: DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. (Org.). **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams**. London: Academic Press (Elsevier), 2017. p. 349-376.

KINDT, R. Package for community ecology and suitability analysis. In: R Core Team (Org.). **R Package Version 2.11-3**, 2019.

LARNED, S.; DATRY, T.; ARSCOTT, D. B.; TOCKNER, K. Emerging concepts in temporary-river ecology. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 717-738, 2010.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Amsterdam: Elsevier, 1998.

LEIGH, C.; DATRY, T. Drying as primary hydrological determinant of biodiversity in river system: a broad-scale analysis. **Ecography**, v. 39, p. 487-499, 2016.

LEIGH, C.; BONADA, N.; BOULTON, A. J.; HUGUENY, B.; LARNED, S. T.; VORSTE, R. V.; DATRY, T. Invertebrate assemblage responses and the dual roles of resistance and resilience to drying in intermittent rivers. **Aquatic Sciences**, v. 78, p. 291-301, 2016.

LENNOX, R. J.; CROOK, D. A.; MOYLE, P. B.; STRUTHERS, D. P.; COOKE, S. J. Toward a better understanding of freshwater fish responses to an increasingly drought-stricken world. **Reviews in fish biology and fisheries**, v. 29, p. 71-92, 2019.

LIMA, S. M. Q.; RAMOS, T. P. A.; SILVA, M. J.; ROSA, R. S.; Diversity, distribution, and conservation of the caatinga fishes: advances and challenges. In: SILVA, F. R.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Org.). **Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America**. Suíça: Springer, 2017. p. 97-131.

LOOY, K. V.; TONKIN, J. D.; FLOURY, M.; LEIGH, C.; SOININEN, J.; LARSEN, S.; HEINO, J.; POFF, N. L.; DELONG, M.; JAHNIG, S. C.; DATRY, T.; BONADA, N.; ROSEBERRY, J.; JAMONEAU, A.; ORMEROD, S. J.; COLLIER, K. J.; WOLTER, C. The three Rs of river ecosystem resilience: Resources, recruitment, and refugia. **River research and applications**, v. 35, p. 1-14, 2019.

LYTLE, D. A. ORDER HEMIPTERA. In: THORP, J. H.; ROGERS, J. H. (Org.). **Ecology and general biology: Thorp and Covich's freshwater invertebrates - Volume I**. ed. 4. London: Academic Press (Elsevier), 2015. p. 951-964.

LYTLE, D. A.; POFF, N. L. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in ecology and evolution**, v. 19, p. 94-100, 2004.

MACCLUNEY, K. E.; POFF, N. L.; PALMER, M. A.; THORP, J. H.; POOLE, G. C.; WILLIAMS, B. S.; WILLIAMS, M. R.; BARON, J. S. Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. **Frontiers in ecology and the environment**, v. 12, p. 4-58, 2014.

MAGOULICK, D. D.; KOBZA, R. M. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. **Freshwater Biology**, v. 48, 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, p. 665-677, 2006.

MARSHAL, J.C.; MENKE, N.; CROOK, D. A.; LOBEGEIGER, J. S.; BALCOMBE, S. R.; HUEY, J. A.; FAWCETT, J. H.; BOND, N. R.; STARKEY, A. H.; STERNBERG, D.; LINKE, S.; ARTHINGTON, A. H. Go with the flow: the movement behaviour of fish from isolated waterhole refugia during connecting flow events in an intermittent dryland river. **Freshwater Biology**, v. 61, p.1242-1258, 2016.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

NAIMI, B. Usdm: Uncertainty Analysis for Species Distribution Models. In: R Core Team (Org.). **R Package Version 1.1-18**, 2017.

OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, B.; SIMPSON, G. L.; - SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. Vegan: community ecology package. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists. In: R Core Team (Org.). **R Package Version 2.5.6**, 2019.

PERES-NETO, P. R.; JACKSON, D. A. How well do multivariate data sets match: The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. **Oecologia**, v. 129, p. 169-178, 2001.

PIANO, E.; DORETTO, A.; FALASCO, E.; FENOGLIO, S.; GRUPPUSO, L.; NIZZOLI, D.; VIAROLI, P.; BONA, F. If Alpine streams run dry: the drought memory of benthic communities. **Aquatic sciences**, v. 81, p. 1-14, 2019.

PINHO, L. C.; PEPINELLI, M. ORDEM DIPTERA. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R.B. (Org.). **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. p. 447-456.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the north american benthological society**, v. 16, p. 391-409, 1997.

POFF, N. L.; LARSON, E. L.; SALERNO, P. E.; MORTON, S. G.; KONDRATIEFF, B. C.; FLECKER, A. S.; ZAMUDIO, K. R.; FUNK, W. C. Extreme streams: species persistence and genomic change in montane insect populations across a flooding gradient. **Ecology letters**, v. 21, p. 252-235, 2018.

PUSEY, B. J.; KENNARD, M. J.; DOUGLAS, M.; ALLSOP, Q. Fish assemblage dynamics in an intermittent river of the northern Australian wet-dry tropics. **Ecology of freshwater fish**, v. 27, p. 78-88, 2018.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, 2019. Disponível em <<http://www.R-project.org>>.

RADINGER, J.; WOLTER, C. Patterns and predictors of fish dispersal in rivers. **Fish and fisheries**, v. 15, p. 456-473, 2014.

RAMOS, T. P. A. Manual de Identificação dos peixes de água doce da Bacia do Rio Parnaíba. In: RAMOS, T. P. A. Ictiofauna de água doce da bacia do Rio Parnaíba. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - **Universidade Federal da Paraíba**. João Pessoa - PB. 2012.

RAMOS, T. P. A.; RAMOS, R. T. C.; RAMOS, S. A. Q. A. Ichthyofauna of the Parnaíba river Basin, Northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14(1), p. 1-8, 2014.

ROCHA, L. G.; MEDEIROS, E. S. F.; ANDRADE, H. T. A. Influence of flow variability on macroinvertebrate assemblage in an intermittent stream of semi-arid Brazil. **Journal of arid environments**, v. 85, p. 33-40, 2012.

ROSS, S. T. **Ecology of North American freshwater fishes**. Los Angeles: University of California Press, 2013.

SALLES, F. F.; NASCIMENTO, J. M. C.; CRUZ, P. V.; BOLDRINI, R.; BELMONT, E. L. L. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R.B. (Org.). **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. p. 193-216.

SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11(1), p. 393-412, 2011.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: understanding the challenges. In: SILVA, F. R.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Org.). **Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America**. Suíça: Springer, 2017. p. 3-19.

STOREY, R. G.; QUINN, J. M. Life histories and life history strategies of invertebrates inhabiting intermittent streams in Hawke's Bay, **New Zealand**. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 45, p. 213-230, 2011.

STUBBINGTON, R.; BOGAN, M. T.; BONADA, N.; BOULTON, A. J.; DATRY, T.; LEIGH, C.; VORSTE, R. V. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: aquatic invertebrates. In: DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. (Org.). **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams**. London: Academic Press (Elsevier), 2017. p. 1-20.

TAYLOR, C. M.; LIENESCH, P. W. Environmental correlates of distribution and abundance for *lythrurus snelsoni*: a range-wide analysis of an endemic fish species. **The Southwestern naturalista**, v. 40(4), p. 373-378, 1995.

THORP, J. H. Functional relationships of freshwater invertebrates. In: THORP, J. H.; ROGERS, J. H. (Org.). **Ecology and general biology: Thorp and Covich's freshwater invertebrates - Volume I**. ed. 4. London: Academic Press (Elsevier), 2015. p.65-82.

THORP, J. H.; COVICH, A. P. Overview of Inland Water Habitats. In: THORP, J. H.; ROGERS, J. H. (Org.). **Ecology and general biology: Thorp and Covich's freshwater invertebrates - Volume I**. ed. 4. London: Academic Press (Elsevier), 2015. p. 22-56.

WALKER, B.; HOLLING, C. S.; CARPENTER, S. R.; KINZIG, A. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. **Ecology and Society**, v. 2. 2004.

WHITTAKER, R. H. Dominance and diversity in land plant communities. **Science A landscape approach to advance intermittent river ecology**, v.147, p. 250-260, 1965.

WOODWARD, G.; BONADA, N.; BROWN, L. E.; DEATH, R. G.; DURANCE, I.; GRAY, C.; HLADYZ, S.; LEDGER, M. E.; MILNER, A. M.; ORMEROD, S. J.; THOMPSON, R. M.; PAWAR, S. The effects of climatic fluctuations and extreme

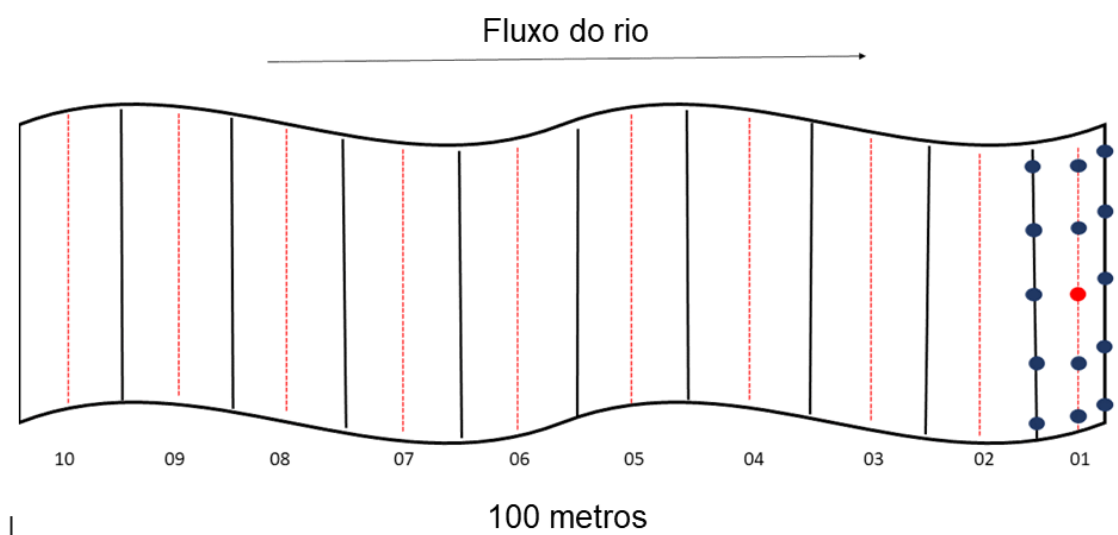
events on running water ecosystem. **Philosophical transactions B**, v. 371, p. 1-15, 2016.

YEE, D. A.; KEHL, S. Order Coleoptera. In: THORP, J. H.; ROGERS, J. H. (Org.). **Ecology and general biology: Thorp and Covich's freshwater invertebrates - Volume I**. ed. 4. London: Academic Press (Elsevier), 2015. p. 1003-1042.

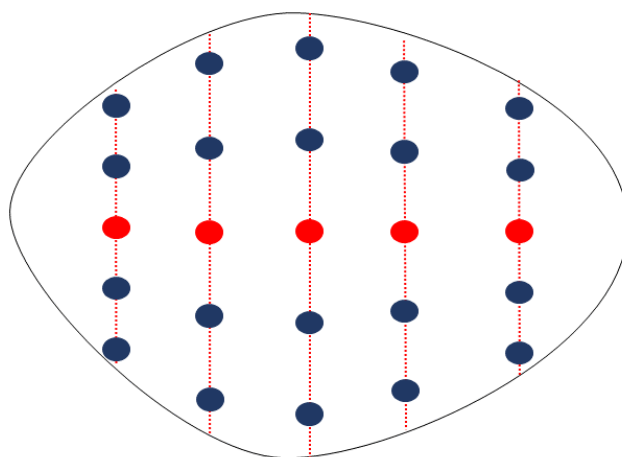
APÊNDICES

Apêndice 1. Esquema do desenho amostral das fases corrente (A) e de poças (B). Nos pontos azuis foram mensurados profundidade e tipo de substrato e nos pontos vermelhos foram mensuradas as variáveis físico-químicas, profundidade e tipo de substrato.

A



B



Apêndice 2. Lista das espécies de peixes coletadas em cinco riachos da Bacia hidrográfica do Acaraú - Ceará, entre os meses de maio a agosto de 2019, com a variação de tamanho nas fases corrente e de poças.

Ordem	Família	Espécie	Tamanho (cm)	
			Corrente	Poças
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus</i> sp.	2,9 - 3	-
	Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1958)	2,3 - 7,1	2,1 - 9,1
	Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	2 - 7,5	1,8 - 5,4
	Characidae	<i>Bryconamericus</i> sp.	4,4 - 5	-
	Characidae	<i>Compsura heterura</i> (Eigenmann, 1915)	2,4 - 3,3	2,1 - 3
	Characidae	<i>Hemigrammus rodwayi</i> (Duu6rbin, 1909)	1,2 - 4,7	1,2 - 3,9
	Characidae	<i>Hyphessobrycon piabinhas</i> (Fowler, 1941)	2,9	-
	Characidae	<i>Hyphessobrycon</i> sp.	1,9	-
	Characidae	<i>Phenacogaster calverti</i> (Fowler, 1941)	1,2 - 4	2,4 - 3,9
	Characidae	<i>Moenkhausia cf. sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	3,1	-
	Characidae	<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	1,4 - 4,5	1,7 - 4,1
	Characidae	<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	1,3 - 3,5	1,5 - 3,8
	Crenuchidae	<i>Characidium</i> sp.	2,1 - 4,2	-
	Curimatidae	<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	2,5 - 3,8	2,1 - 4,4
	Perciformes	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	2,7 - 9
Serrasalminidae		<i>Pygocentrus nattereri</i> (Kner, 1858)	-	14
Cichlidae		<i>Cichla monoculus</i> (Spix & Agassiz, 1831)*	-	14,4 - 19,4
Cichlidae		<i>Cichlasoma orientale</i> (Kallander 1983)	4,5 - 7,6	1,2 - 8,4
Cichlidae		<i>Crenicichla brasiliensis</i> (Bloch, 1792)	-	1,5 - 4,8
Siluriformes	Cichlidae	<i>Crenicichla menezesi</i> (Ploeg, 1991)	3,2	4,7
	Callichthyidae	<i>Aspidoras spilodus</i> (Nijssen & Isbrücker, 1976)	-	2,6 - 2,7
	Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.	3,9	-
Cyprinodontiformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> sp.	1,4 - 3,4	3,6
	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)*	1,2 - 2,8	1,2 - 4,9
	Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	1,5 - 3,7

*Espécies exóticas.

Apêndice 3. Lista dos táxons de macroinvertebrados coletados em cinco riachos da Bacia hidrográfica do Acaraú - Ceará, entre os meses de maio a agosto de 2019.

Classe	Ordem	Família
Bivalvia	-	-
Insecta	Coleoptera	Dryopidae Dytiscidae Elmidae Hydrophilidae Hydroscaphidae Meruidae Noteridae Scirtidae
	Diptera	Chaoboridae Chironomidae Culicidae Dixidae Psychodidae Sciomyzidae Simuliidae Tabanidae
	Ephemeroptera	Baetidae Caenidae Leptohyphidae Leptophlebiidae Oligoneuridae
	Hemiptera	Belostomatidae Corixidae Gerridae Nepidae Notonectidae Pleidae Veliidae
	Hymenoptera	Diapriidae
	Odonata	Calopterygidae Coenagrionidae Corduliidae Gomphidae Libellulidae Megapodagrionidae Protoneuridae
Gastropoda	Trichoptera	Hydropsychidae
	Basommatophora	Ancylidae
	Basommatophora	Planorbidae
	Basommatophora	Physidae
	Mesogastropoda	Ampullariidae
	Mesogastropoda	Hydrobiidae
Hirudinea	-	-
Malacostraca	Decapoda	Atyidae
Oligochaeta	-	-

Apêndice 4. Tabela com os valores do índice de espécies indicadoras e seus componentes (especificidade e fidelidade) dos táxons de macroinvertebrados significativos.

<i>Táxons</i>	<i>Índice</i>	<i>Especificidade</i>	<i>Fidelidade</i>	<i>P</i>
Baetidae	0,861	0,742	1	0,019
Belostomatidae	0,927	0,859	1	0,031
Dytiscidae	0,913	0,833	1	0,031
Libellulidae	0,902	0,812	1	0,006

Apêndice 5. Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais da fase corrente significativas e espécies de peixes. Correlações significativas ($p < 0,05$) em negrito.

Espécies	Prof.	Temp.	O.D.	pH	Cond.	Galhos	Arv.vivas	Somb.veg	Corredeira	Rápido	AR	LA	CA
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-0.90	0.40	0.82	0.70	0.30	-0.90	-0.10	0.00	0.22	-0.10	-0.30	-0.80	0.60
<i>Astyanax fasciatus</i>	0.50	0.00	-0.56	-0.80	0.20	0.10	0.60	-0.80	-0.89	-0.40	-0.20	0.30	0.10
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0.30	-0.80	-0.87	-0.40	-0.60	0.30	0.20	0.00	-0.45	-0.80	0.60	0.10	0.30
<i>Serrapinnus piaba</i>	0.80	-0.30	-0.72	-0.60	-0.40	0.70	0.30	0.10	0.11	0.30	0.40	0.90	-0.80
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	0.34	-0.89	-0.86	-0.22	-0.89	0.45	0.11	0.45	0.13	-0.45	0.89	0.34	-0.11
<i>Hyphessobrycon piaba</i>	0.35	-0.71	-0.54	0.00	-0.71	0.71	-0.35	0.71	0.40	0.00	0.71	0.35	-0.35
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	-0.35	0.00	0.36	0.35	0.35	0.00	-0.71	0.00	-0.40	-0.35	-0.35	-0.71	0.71
<i>Phenacogaster calverti</i>	-0.10	-0.67	-0.53	-0.10	-0.41	-0.05	0.05	-0.05	-0.52	-0.97	0.41	-0.36	0.72
<i>Compsura heterura</i>	0.67	0.45	-0.34	-0.89	0.45	0.11	0.78	-0.89	-0.63	0.22	-0.45	0.67	-0.45
<i>Moenkhausia sanctaefilomende</i>	0.00	-0.35	-0.54	-0.35	-0.35	-0.35	0.71	-0.35	-0.40	-0.71	0.35	0.00	0.35
<i>Bryconamericus</i> sp.	0.35	-0.71	-0.54	0.00	-0.71	0.71	-0.35	0.71	0.40	0.00	0.71	0.35	-0.35
<i>Leporinus</i> sp.	0.00	-0.35	-0.54	-0.35	-0.35	-0.35	0.71	-0.35	-0.40	-0.71	0.35	0.00	0.35
<i>Steindachnerina notonota</i>	0.29	-0.87	-0.89	-0.29	-0.87	0.29	0.29	0.29	0.00	-0.58	0.87	0.29	0.00
<i>Characidium</i> sp.	-0.35	0.00	0.36	0.35	0.35	0.00	-0.71	0.00	-0.40	-0.35	-0.35	-0.71	0.71
<i>Hoplias malabaricus</i>	-0.11	-0.45	0.00	0.34	-0.11	0.45	-0.89	0.45	-0.13	-0.34	0.11	-0.45	0.45
<i>Cichlasoma orientale</i>	-0.67	-0.45	0.23	0.67	-0.22	-0.22	-0.67	0.45	0.00	-0.67	0.22	-0.89	0.89
<i>Crenicichla brasiliensis</i>	0.00	-0.35	-0.54	-0.35	-0.35	-0.35	0.71	-0.35	-0.40	-0.71	0.35	0.00	0.35
<i>Pimelodella</i> sp.	0.00	-0.35	-0.54	-0.35	-0.35	-0.35	0.71	-0.35	-0.40	-0.71	0.35	0.00	0.35
<i>Hypostomus</i> sp.	0.89	0.22	-0.34	-0.67	0.22	0.78	0.11	-0.22	-0.13	0.67	-0.22	0.89	-0.89
<i>Poecilia reticulata</i>	-0.11	-0.45	-0.06	0.45	-0.67	0.22	-0.34	0.89	0.88	0.22	0.67	0.11	-0.34

Apêndice 6. Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais significativas da fase corrente e táxons de macroinvertebrados. Correlações significativas ($p < 0,05$) em negrito.

Táxons	Prof.	O.D.	pH	Galhos	Somb.veg	LA	CA	PG
Bivalvia	0.90	-0.56	-0.80	0.60	-0.30	1.00	-0.90	0.21
Dryopidae	0.89	-0.34	-0.67	0.78	-0.22	0.89	-0.89	0.23
Dytiscidae	0.71	0.00	-0.71	0.35	-0.71	0.71	-0.71	0.00
Elmidae	0.35	-0.54	0.00	0.71	0.71	0.35	-0.35	0.36
Hydrophilidae	0.29	0.15	0.00	0.29	0.29	0.58	-0.87	0.89
Chironomidae	0.36	-0.05	-0.36	0.46	-0.46	-0.05	0.21	-0.71
Dixidae	0.71	0.00	-0.71	0.35	-0.71	0.71	-0.71	0.00
Simuliidae	0.67	-0.34	-0.89	0.11	-0.89	0.67	-0.45	-0.34
Baetidae	0.82	-0.24	-0.56	0.87	-0.21	0.67	-0.67	0.03
Caenidae	0.90	-0.41	-0.70	0.90	-0.30	0.70	-0.60	-0.15
Leptohyphidae	0.00	-0.54	-0.35	-0.35	-0.35	0.00	0.35	-0.54
Leptophlebiidae	0.71	0.00	-0.71	0.35	-0.71	0.71	-0.71	0.00
Oligoneuriidae	-0.35	0.36	0.35	0.00	0.00	-0.71	0.71	-0.54
Ampullariidae	0.87	-0.63	-0.97	0.41	-0.67	0.87	-0.62	-0.24
Ancylidae	-0.71	0.73	0.71	-0.71	0.35	-0.35	0.00	0.73
Hydrobiidae	0.95	-0.65	-0.95	0.58	-0.53	0.95	-0.74	-0.11
Physidae	0.89	-0.34	-0.67	0.78	-0.22	0.89	-0.89	0.23
Planorbidae	1.00	-0.67	-0.90	0.80	-0.40	0.90	-0.70	-0.15
Belostomatidae	0.71	0.00	-0.71	0.35	-0.71	0.71	-0.71	0.00
Gerridae	-0.35	0.36	0.35	0.00	0.00	-0.71	0.71	-0.54
Veliidae	-0.71	0.73	0.71	-0.71	0.35	-0.35	0.00	0.73
Hirudinea	0.71	0.00	-0.71	0.35	-0.71	0.71	-0.71	0.00
Calopterygidae	-0.56	0.89	0.56	-0.36	-0.05	-0.67	0.41	-0.03
Coenagrionidae	0.41	-0.08	-0.67	-0.21	-0.82	0.56	-0.46	-0.08

Corduliidae	-0.56	0.03	0.21	-0.67	-0.21	-0.67	0.87	-0.63
Gomphidae	-0.80	0.56	0.90	-0.30	0.60	-0.90	0.70	0.05
Libellulidae	-0.56	0.89	0.56	-0.36	-0.05	-0.67	0.41	-0.03
Megapodagrionidae	0.00	0.59	0.00	-0.29	-0.29	0.29	-0.58	0.59
Protoneuridae	-0.10	0.50	-0.05	-0.15	-0.62	-0.36	0.36	-0.55
Oligochaeta	-0.35	0.36	0.35	0.00	0.00	-0.71	0.71	-0.54
Hydropsychidae	0.89	-0.34	-0.67	0.78	-0.22	0.89	-0.89	0.23

Apêndice 7. Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais significativas da fase de poças e as espécies de peixes.

Correlações significativas ($p < 0,05$) em negrito.

Espécies	Prof.	Temp.	O. D.	Cond.	Arv.vivas	PG
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-0.60	-0.50	0.60	0.00	-0.60	0.90
<i>Astyanax fasciatus</i>	0.90	-0.40	-0.90	0.80	0.90	-0.50
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0.36	-0.97	-0.36	0.41	0.36	0.21
<i>Serrapinnus piaba</i>	0.97	-0.41	-0.97	0.56	0.97	-0.67
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	0.82	-0.56	-0.82	0.87	0.82	-0.36
<i>Phenacogaster calverti</i>	0.16	0.63	-0.16	0.32	0.16	-0.74
<i>Compsura heterura</i>	0.89	-0.67	-0.89	0.78	0.89	-0.45
<i>Steindachnerina notonota</i>	0.63	0.32	-0.63	-0.11	0.63	-0.79
<i>Hoplias malabaricus</i>	0.41	-0.36	-0.41	-0.31	0.41	0.05
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.35	0.00	-0.35	0.71	0.35	-0.71
<i>Cichlasoma orientale</i>	0.15	-0.21	-0.15	0.67	0.15	0.10
<i>Crenicichla menezesi</i>	0.71	-0.71	-0.71	0.35	0.71	0.00
<i>Crenicichla brasiliensis</i>	0.78	-0.45	-0.78	0.89	0.78	-0.67
<i>Cichla monoculus</i>	0.35	0.00	-0.35	0.71	0.35	-0.71
<i>Hypostomus</i> sp.	0.00	0.71	0.00	-0.71	0.00	-0.35
<i>Aspidoras spilotos</i>	0.71	-0.71	-0.71	0.35	0.71	0.00
<i>Poecilia vivípara</i>	0.71	-0.71	-0.71	0.35	0.71	0.00
<i>Poecilia reticulata</i>	-0.05	-0.87	0.05	0.21	-0.05	0.41

Apêndice 8. Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais significativas da fase de poças e táxons de macroinvertebrados. Correlações significativas ($p < 0,05$) em negrito.

Táxons	Temp.	pH	Cond.	Macrófita	Somb.veg	AR	LA	CA	PG	SE
Bivalvia	0.21	0.72	0.36	0.10	-0.56	-0.97	0.97	0.56	-0.97	0.10
Dytiscidae	0.60	0.50	0.30	0.50	-0.80	-0.70	0.70	0.30	-0.90	-0.20
Elmidae	0.45	0.78	0.22	0.11	-0.78	-0.89	0.89	0.22	-0.89	0.22
Hydroscaphidae	0.00	0.35	0.71	0.35	-0.35	-0.71	0.71	0.00	-0.71	0.00
Hydrophilidae	0.82	0.21	-0.36	0.36	-0.67	-0.10	0.10	0.41	-0.41	-0.36
Meruidae	-0.05	-0.74	0.63	0.95	0.21	0.32	-0.32	0.05	-0.05	-0.95
Noteridae	0.67	0.56	0.21	0.41	-0.87	-0.67	0.67	0.10	-0.82	-0.05
Scirtidae	0.00	0.35	0.71	0.35	-0.35	-0.71	0.71	0.00	-0.71	0.00
Atyidae	0.05	0.67	0.15	-0.31	-0.41	-0.62	0.62	-0.36	-0.36	0.67
Chaoboridae	0.21	0.72	0.36	0.10	-0.56	-0.97	0.97	0.56	-0.97	0.10
Chironomidae	0.00	-0.10	0.00	0.20	0.10	-0.10	0.10	0.90	-0.30	-0.50
Culicidae	0.80	-0.10	-0.10	0.70	-0.60	0.10	-0.10	0.10	-0.30	-0.60
Dixidae	0.71	0.71	-0.71	-0.35	-0.71	-0.35	0.35	0.35	-0.35	0.35
Psychodidae	0.35	-0.71	0.00	0.71	0.00	0.71	-0.71	-0.35	0.35	-0.71
Sciomyzidae	0.00	0.35	0.71	0.35	-0.35	-0.71	0.71	0.00	-0.71	0.00
Tabanidae	0.70	-0.10	0.10	0.70	-0.60	0.10	-0.10	-0.40	-0.20	-0.40
Baetidae	0.80	0.60	-0.10	0.30	-0.90	-0.60	0.60	0.40	-0.80	-0.10
Caenidae	0.50	0.70	0.00	0.10	-0.70	-0.80	0.80	0.70	-0.90	0.00
Ampullariidae	0.60	0.50	0.30	0.50	-0.80	-0.70	0.70	0.30	-0.90	-0.20
Ancylidae	0.21	0.72	0.36	0.10	-0.56	-0.97	0.97	0.56	-0.97	0.10
Hydrobiidae	0.00	0.35	0.71	0.35	-0.35	-0.71	0.71	0.00	-0.71	0.00
Planorbidae	0.70	0.90	-0.40	-0.30	-0.90	-0.60	0.60	-0.10	-0.50	0.60
Belostomatidae	0.70	0.60	0.10	0.30	-0.90	-0.60	0.60	-0.10	-0.70	0.10
Corixidae	0.21	0.72	0.36	0.10	-0.56	-0.97	0.97	0.56	-0.97	0.10
Gerridae	0.00	0.35	0.71	0.35	-0.35	-0.71	0.71	0.00	-0.71	0.00

Nepidae	0.00	0.35	0.71	0.35	-0.35	-0.71	0.71	0.00	-0.71	0.00
Notonectidae	0.60	0.50	0.30	0.50	-0.80	-0.70	0.70	0.30	-0.90	-0.20
Pleidae	0.45	0.78	0.22	0.11	-0.78	-0.89	0.89	0.22	-0.89	0.22
Hirudinea	0.00	0.35	0.71	0.35	-0.35	-0.71	0.71	0.00	-0.71	0.00
Diapriidae	0.00	0.35	0.71	0.35	-0.35	-0.71	0.71	0.00	-0.71	0.00
Coenagrionidae	0.36	0.87	0.05	-0.21	-0.72	-0.82	0.82	-0.05	-0.67	0.56
Corduliidae	0.45	0.78	0.22	0.11	-0.78	-0.89	0.89	0.22	-0.89	0.22
Gomphidae	1.00	0.40	-0.50	0.20	-0.90	-0.10	0.10	-0.10	-0.30	0.00
Libellulidae	0.90	0.70	-0.30	0.10	-1.00	-0.50	0.50	0.00	-0.60	0.20
Protoneuridae	0.21	0.82	-0.15	-0.36	-0.46	-0.82	0.82	0.72	-0.72	0.36
Hydropsychidae	0.45	0.22	-0.89	-0.45	-0.22	0.22	-0.22	0.22	0.22	0.22