



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**MONALISA IARLA DUARTE DE OLIVEIRA**

**CO-OCORRÊNCIA DE PEIXES AO LONGO DE UM GRADIENTE  
LONGITUDINAL NA BACIA DO RIO JAGUARIBE, CE, BRASIL**

**FORTALEZA**

**2016**

MONALISA IARLA DUARTE DE OLIVEIRA

CO-OCORRÊNCIA DE PEIXES AO LONGO DE UM GRADIENTE LONGITUDINAL  
NA BACIA DO RIO JAGUARIBE, CE, BRASIL

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Ceará, Como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero.

Co-orientador: Carlos Alberto de Sousa Rodrigues Filho

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

O48c Oliveira, Monalisa Iarla Duarte de.  
Co-ocorrência de peixes ao longo de um gradiente longitudinal na bacia do rio Jaguaribe, CE, Brasil /  
Monalisa Iarla Duarte de Oliveira. – 2016.  
39 f.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências,  
Curso de Ciências Biológicas, Fortaleza, 2016.

Orientação: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero.

Coorientação: Prof. Carlos Alberto de Sousa Rodrigues Filho.

1. Ictiofauna. 2. Modelo nulo. 3. Rios intermitentes. 4. Semiárido. I. Título.

CDD 570

---

MONALISA IARLA DUARTE DE OLIVEIRA

CO-OCORRÊNCIA DE PEIXES AO LONGO DE UM GRADIENTE LONGITUDINAL  
NA BACIA DO RIO JAGUARIBE, CE, BRASIL

Monografia apresentada ao Curso de Ciências  
Biológicas do Departamento de Biologia da  
Universidade Federal do Ceará, Como  
requisito parcial para obtenção do Título de  
Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovado em: 18 /07 / 2016

BANCA EXAMINADORA

---

Professor Dr. Jorge Iván Sánchez Botero (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Professor Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Professor Dr. Vicente Vieira Faria  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

“A determinação do que é um nível adequado de pesquisa decorre inevitavelmente de suas concepções sobre ciência”  
(Gilson Luiz Volpato)

## **AGRADECIMENTOS**

A minha família, Rosenilda Duarte (mãe), Elisa Duarte (filha) e Steven Page (esposo), pelo amor, apoio, incentivo e, principalmente, por acreditarem em mim.

Ao meu orientador Jorge Botero pela oportunidade, suporte e paciência nos últimos cinco anos. Obrigada por ser um professor-amigo.

Ao meu co-orientador e amigo Carlos Alberto pelo suporte e ensinamentos.

A banca examinadora, Prof. Vicente Vieira Faria, Prof. Luis Ernesto A. Bezerra pelas sugestões e correções.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) que contribuíram significativamente para a realização deste estudo.

As minhas queridas amigas Ana Carolina Soares, Eliêta Ramos e Nádia Freitas, pelo apoio emocional e intelectual.

Aos professores Rodrigo Costa e José Luis Costa Novaes pela parceria no projeto “Inventário da ictiofauna nas regiões de Jaguaribe e Quixadá, CE, Brasil”. Parte das informações para a realização deste estudo foram originadas deste projeto.

Ao curador da coleção de peixes da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, professor Sergio Maia Queiroz Lima, pelo tombamento, confirmação e/ou identificação das espécies de peixes coletadas neste estudo.

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, Programa de Pesquisa em Biodiversidade do Semiárido – PPBIO, Processo 457463/2012-0, proveu apoio logístico para a realização das coletas de peixes na bacia do rio Jaguaribe.

## RESUMO

Compreender como as assembleias de peixes de rios são estruturadas tem sido alvo de vários estudos ecológicos, uma vez que este conhecimento permite estabelecer medidas de manejo e de conservação desses ecossistemas e das comunidades que neles habitam. No entanto, poucos estudos tem sido realizados sobre a estruturação de assembleias em rios do semiárido. O presente trabalho avaliou o padrão de co-ocorrência de espécies de peixes em um gradiente longitudinal na bacia do rio Jaguaribe, identificando os principais fatores responsáveis por esse padrão. A partir da hipótese “em um rio localizado na região semiárida brasileira, o padrão de estruturação longitudinal das assembleias de peixes será segregado no período chuvoso, uma vez que a presença de barramentos poderá influenciar negativamente a dispersão da ictiofauna, bem como modificar as variáveis físico-químicas”. Os peixes foram coletados em 16 riachos durante o período chuvoso, entre os anos de 2014 e 2015. A influência dos tipos de habitats e reservatórios na distribuição espacial das espécies foi identificada a partir de modelos nulo, utilizando o índice de co-ocorrência (C-score). O efeito combinado entre as condições ambientais (turbidez, tipo de cascalho e fluxo lento) e barramentos foi obtido através de uma Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP). O modelo nulo mostrou um padrão de distribuição segregada das espécies de peixes ao longo do gradiente longitudinal da bacia do rio Jaguaribe. Entretanto, para o efeito dos habitats e dos barramentos esse padrão foi randômico. A CAP parcial revelou que os barramentos e as condições ambientais são responsáveis pelo padrão de distribuição das espécies de peixes. Em conclusão, as assembleias de peixes da bacia do rio Jaguaribe são espacialmente segregadas. Ainda, a principal causa para esse padrão é a ação dos barramentos, o que altera as variáveis ambientais e fragmentam as regiões alta, média e baixa desse ecossistema.

**Palavras-chaves:** Ictiofauna. Modelo nulo. Rios intermitentes. Semiárido.

## ABSTRACT

Understanding how fish assemblages in rivers are structured has been the subject of many ecological studies, since this knowledge allows us to establish measures of management and conservation of these ecosystems and communities that inhabit them. However, few studies have been conducted on the structuring of assemblies in semiarid rivers. This study evaluated the co-occurrence pattern of fish species along a longitudinal gradient of a semiarid river, identifying the main factors responsible for this pattern. From the hypothesis "in a river located in the Brazilian semiarid region, the longitudinal structuration pattern of fish assemblies will be segregated during the rainy season, since the presence of dams may negatively influence the ichthyofauna dispersion, as well as modify the physical and chemical variables". Fish were collected from 16 streams during the rainy season, between the years 2014 and 2015. The influence of habitat types and dams on spatial species distribution was identified from null model, using the co-occurrence index (C -score). The combined effect of environmental conditions (turbidity, gravel and flows) and dams was obtained through a Canonical analysis of principal coordinates (CAP). The null model showed a segregated distribution pattern of fish species along the longitudinal gradient. Nevertheless, for the effect of habitats and dams this pattern was random. Partial CAP revealed that the damming and environmental conditions are responsible for the fish species distribution pattern. In conclusion, the fish assemblages of the Jaguaribe River Basin are spatially segregated. Furthermore, the main cause for this pattern is the action of damming, which alters the environmental variables and fragment the upper, middle and lower regions.

**Keywords:** Ichthyofauna. Null model. Intermittent river. Semiarid.



## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	10
2	<b>OBJETIVOS</b> .....	13
2.1	Objetivo geral .....	13
2.2	Objetivos específicos .....	13
3	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	14
3.1	Área de estudo .....	14
3.2	Amostragem das variáveis ambientais .....	15
3.2	Amostragem da ictiofauna .....	16
3.4	Análise de dados .....	17
4	<b>RESULTADOS</b> .....	19
5	<b>DISCUSSÃO</b> .....	25
6	<b>CONCLUSÕES</b> .....	31
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	32
	<b>APÊNDICE A - VARIÁVEIS AMBIENTAIS</b> .....	39
	<b>APÊNDICE B — COORDENADAS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NOS DOIS PRIMEIROS EIXOS DA ANÁLISE CANÔNICA DE COORDENADAS PRINCIPAIS (CAP) E RESUMO DAS SUAS IMPORTÂNCIAS RELATIVAS PARA A SEGREGAÇÃO DAS ESPÉCIES AO LONGO DO GRADIENTE LONGITUDINAL DO RIO JAGUARIBE</b>	40
	<b>ANEXO A - DEMONSTRAÇÃO ESQUEMÁTICA DA DISPOSIÇÃO DAS COLETAS DAS DIFERENTES VÁRIÁVEIS AMBIENTAIS</b>	41

## 1 INTRODUÇÃO

Compreender como as comunidades são estruturadas é uma questão amplamente explorada em estudos ecológicos (BEAUDROT; MARSHEL, 2010; WEIHER; KEDDY, 1999). Alguns destes estudos tem como objetivo avaliar aspetos relacionados a estruturação de assembleias de peixes em ecossistemas de água doce (ARAÚJO *et al.*, 2009; CASATTI, 2005; FERNANDES *et al.*, 2009; HOEINGHAUS *et al.*, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2010; ORTEGA *et al.*, 2015; VARDAKAS *et al.*, 2015).

A estruturação das comunidades, ou seja, como as espécies estão distribuídas espacial e temporalmente, pode ocorrer por dois conjuntos de processos principais: estocásticos, onde os padrões de co-ocorrência, ou seja, como as espécies podem ocorrer juntas no tempo e espaço são determinadas aleatoriamente (ULRICH, 2004); e determinísticos, onde a organização das espécies baseia-se em interações ecológicas (GOTELLI; MCCABE, 2002) ou em filtros ecológicos (RUHÍ *et al.*, 2014).

Padrões determinísticos podem ser classificados em segregado (GOTELLI; MCCABE, 2002) ou agregado (PRESLEY, 2011). No primeiro caso, as espécies tendem a co-ocorrer menos frequentemente no mesmo local devido a interações interespecíficas negativas, como competição (GOTELLI; MCCABE, 2002) e predação (ENGLUND *et al.*, 2009). Além disso, diferentes condições abióticas podem gerar padrões segregados, uma vez que as espécies ocuparam nichos espaciais distintos (MCCREADIE; BEDWELL, 2013; RHUÍ *et al.*, 2014). Em contrapartida, o padrão agregado é comum quando as espécies apresentam requerimentos ecológicos similares e, conseqüentemente, tendem a ocupar os mesmos locais (MCCREADIE; BEDWELL, 2013).

Nesse contexto, modelos nulos têm sido utilizados em estudos de ecologia para identificar os padrões de distribuição (GOTELLI, 2000). Por definição, um modelo nulo se baseia na aleatorização de dados ecológicos a partir da distribuição de uma assembleia de organismos. Tal randomização produz um padrão que seria esperado na ausência de um mecanismo ecológico particular (GOTELLI; GRAVES, 1996). Os modelos nulos baseiam-se na co-ocorrência de pares de espécies através de matrizes de ausência e presença (GOTELLI; GRAVES, 1996). Para avaliar a co-ocorrência, diversos índices podem ser calculados, como *C*-score e o *V*-ratio (GOTELLI, 2000). Ambos permitem avaliar os padrões de co-ocorrência na tentativa de compreender quais fatores estão influenciando a separação, ou não de determinadas espécies (GOTELLI; GRAVES, 1996).

Além disso, a aleatorização dos dados permite identificar a probabilidade de a distribuição real ser diferente de modelos criados ao acaso (GOTELLI; GRAVES, 1996). Talvez a principal vantagem dos modelos nulos seja que eles consideram a possibilidade de que nenhum processo esteja ocorrendo, e que as distribuições dos organismos vivos podem ser estocásticas (GOTELLI; GRAVES, 1996). Este padrão estocástico, inclusive, tem sido frequentemente observado em assembleias de peixes de rios tropicais e subtropicais, durante períodos chuvosos (FERNANDES *et al.*, 2009; ORTEGA *et al.*, 2015). No entanto, estudos utilizando modelos nulos para explicar a estruturação das assembleias de peixes em rios intermitentes localizados em clima semiárido são ausentes.

De acordo com Bunn e Arthington (2002), o regime hidrológico é provavelmente o fator mais importante na estruturação das comunidades biológicas em bacias hidrográficas. No caso de rios intermitentes, períodos de cheia e de seca nesses ecossistemas, torna-os de grande interesse ecológico, uma vez que essa alternância provoca alterações nas comunidades bióticas, especialmente na comunidade íctica (BARBOSA *et al.*, 2012; DATRY *et al.*, 2014).

Ecossistemas lóticos intermitentes localizados na região semiárida do Brasil possuem solos pouco permeáveis que dificultam a manutenção da vazão superficial do rio durante períodos de seca e são influenciados em seu fluxo de água por períodos de estiagem prolongados (MALTCHIK, 1999; VIDAL-ABARCA *et al.*, 2004). Além da baixa pluviosidade, outros fatores como altos valores de temperatura e elevadas taxas de evapotranspiração afetam as condições físico-químicas da água e conseqüentemente aspectos biológicos das comunidades bióticas de perifíton, macrófitas aquáticas, macroinvertebrados, peixes, entre outros (MALTCHIK, 1999). De fato, em ecossistemas lóticos as condições ambientais são importantes para a estruturação das comunidades (LAYMAN; WINEMILLER, 2005), funcionando como filtros ecológicos na seleção das espécies que irão ocorrer sob determinadas condições abióticas (RHUÍ *et al.*, 2014).

No caso de rios intermitentes do semiárido brasileiro, a construção de barragens também pode afetar a estruturação espacial da assembleia de peixes, uma vez que esta reduz a conectividade entre as populações à montante e à jusante das barragens (BARBOSA *et al.*, 2012). Além disso, as barragens alteram o fluxo de água à montante e à jusante dos rios, modificando as variáveis físico-químicas (BAXTER, 1977; MEDEIROS *et al.*, 2011; SOUZA; KNOPPERS, 2011).

Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar os padrões de co-ocorrência de espécies de peixes no gradiente longitudinal da bacia do rio Jaguaribe, testando a seguinte hipótese: “em um rio localizado na região semiárida brasileira, o padrão de estruturação

longitudinal das assembleias de peixes será segregado no período chuvoso, uma vez que a presença de barramentos poderá influenciar negativamente a dispersão da ictiofauna, bem como modificar as variáveis físico-químicas”.

## **2 OBJETIVO**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar padrões de co-ocorrência de espécies de peixes em um gradiente longitudinal da bacia do rio Jaguaribe, CE.

### **2.2 Objetivos específicos**

- (i) Verificar a estrutura espacial das assembleias de peixes de acordo com os tipos de habitats disponíveis em afluentes do rio Jaguaribe;
- (ii) Identificar se os grandes barramentos localizados na bacia do rio Jaguaribe (reservatórios Orós e Castanhão) promovem segregação espacial maior que o esperado ao acaso;
- (iii) Analisar a influência das variáveis ambientais na distribuição das espécies de peixes ao longo do gradiente longitudinal.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Jaguaribe está localizada entre as coordenadas ( $4^{\circ}39'30''$  e  $5^{\circ}40'00''$  S -  $37^{\circ}35'30''$  e  $38^{\circ}27'00''$ W), possui uma longitude de 633km, tendo suas nascentes no Município de Tauá e sua foz no Oceano Atlântico. A área drenada da bacia é de 72,043km<sup>2</sup>, correspondente a 48% do território cearense segundo Comitê da Sub-Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe Castanhão (Comitê da Sub-Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe; CSBHMJ, 2016). Com base na sua extensão, heterogeneidade e gerenciamento, esta bacia foi dividida em cinco sub-bacias: Alto, Médio e Baixo Jaguaribe (FIGURA 1-B.), além de seus principais afluentes os rios Salgado e Banabuiú (Comitê da Sub-Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe; CSBHMJ, 2016).

Na bacia hidrográfica do rio Jaguaribe estão situados os dois maiores reservatórios do estado do Ceará, sendo eles o Orós e o Castanhão (Comitê da Sub-Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe; CSBHMJ, 2016). O Orós localizado na sub-bacia do Alto Jaguaribe foi construído pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) em 1962 (DNOCS; 2016; VANOEL *et al.*, 2008). O reservatório Orós possui 35.000 ha possibilitando o volume máximo de 1,4 bilhões de metros cúbicos, sendo o segundo maior do estado do Ceará (BATISTA *et al.*, 2014). O reservatório Castanhão construído em 2004 está localizado entre as sub-bacias do médio e do alto rio Jaguaribe com capacidade de 6,7 bilhões de metros cúbicos de água e uma profundidade máxima de 60 m, (MOLISANI *et al.*, 2010).

Para a realização das coletas de peixes e caracterização dos ecossistemas lóticos avaliados a área de estudo foi delimitada nas regiões do Alto Jaguaribe (AJ - coordenadas S  $06^{\circ}38' 21.7''$  W  $040^{\circ}13'53,7''$  - S  $06^{\circ}18'30.29''$  W  $039^{\circ} 25.3'28''$ ), Médio (MJ - coordenadas  $6^{\circ}24'38.4''$ S  $38^{\circ}56'58.5''$ W - S  $05^{\circ}27'12.9''$  W  $038^{\circ}13'42.3''$ ) e Baixo (BJ - coordenadas S  $05^{\circ}12'31.9''$  W  $038^{\circ}07'19.9''$  - S  $04^{\circ}58'53.4''$  W  $037^{\circ} 57' 28.7''$ ); FIGURA 1-C).

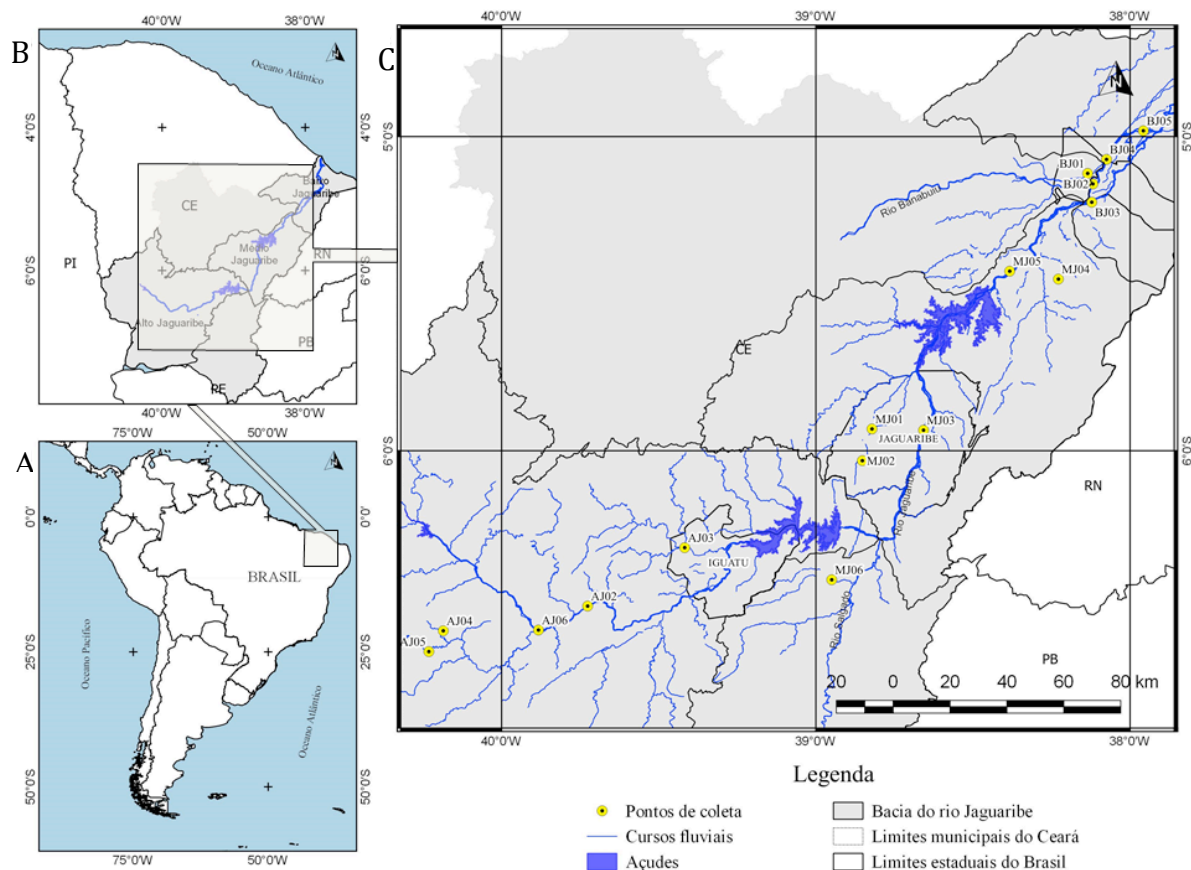


Figura 1. (A) Localização geográfica do Estado do Ceará, Brasil, (B) sub-bacias Alto, Médio e Baixo Jaguaribe no Estado do Ceará, (C) reservatórios Orós e Castanhão e pontos de coleta: AJ02 Riacho Fiuza, AJ03 Riacho Trussu, AJ04 Riacho Verde, AJ05 Riacho Aroeiras, AJ06 Jaguaribe; MJ01 Riacho Feiticeiro, MJ02 Riacho Feiticeiro II, MJ03 Rio Jaguaribe, MJ04 Riacho Santinho, MJ05 Rio Jaguaribe (Alto Santo); MJ06 Riacho Lima campos; BJ01 riacho Seco, BJ02 Rio Jaguaribe, BJ03 Rio Jaguaribe, BJ04 Rio Jaguaribe (Flores), BJ05 Rio Jaguaribe (Russas).

De acordo com a classificação de Köppen (KOTTEK *et al.*, 2006), o clima predominante nessa região é o semiárido quente, com estação chuvosa concentrada entre os meses de fevereiro e maio (BSw'h'). A média pluviométrica anual esperada nessa região é de aproximadamente 800 mm (FUNCEME, 2016).

### 3.2 Amostragem das variáveis ambientais

Para cada riacho foi selecionado um trecho de 50m, no qual foram demarcados quatro transectos de forma equidistante (0m, 16m, 34m e 50m), para obtenção das medidas morfométricas, físico-químicas e de composição de substrato (APÊNDICE A). Valores médios de largura do canal (m) foram calculados a partir da média de quatro medidas equidistantes do mesmo, enquanto valores médios de profundidade (m) foram medidos a partir de nove sondagens equidistantes em quatro transectos transversais ao longo do trecho, ambos obtidos com trena. Para determinar a velocidade da correnteza (m/s) foi obtida a média

de quatro pontos dispostos no centro do canal com fluxímetro. Com o aparelho Hanna HI9146 obteve-se medidas de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mgL}^{-1}$ ), turbidez (NTU) e pH com o pHscan (APÊNDICE A). As coordenadas geográficas dos pontos de amostragem foram registrados com um GPS Garmin Etrex. Para obter a percentagem de cobertura do dossel de cada ponto de coleta utilizou-se uma câmera digital SONY Cybershot (A530) com lentes de 5,8-23 mm, as fotografias em preto e branco foram analisadas no software ImageJ (ENGELBRECHT; HERZ, 2001; MENDONÇA *et al.*, 2005). A composição do substrato (%) de cada transecto foi obtida através de nove sondagens equidistantes em quatro transectos transversais ao longo do trecho, a granulometria do sedimento observado (%) foi definida de acordo com a composição relativa do substrato (%; GONÇALVES; BRAGA, 2012). Medidas do % meso-hábitat, remanso (fluxo lento), correnteza (fluxo rápido) e poção (fluxo ausente) foram avaliadas em quatro transectos obtidos no trecho de 50 m a partir de observações dos coletoras e quantificadas nas seguintes porcentagens: 0, entre 1 e 10%, 11 a 40%, 41 a 75% e  $> 75\%$ .

### 3.3 Amostragem da ictiofauna

Os peixes foram coletados em 16 riachos afluentes do rio Jaguaribe durante o maior período de chuvas na região entre 86,9 e 108,8 mm para os anos de amostragem, de fevereiro a maio de acordo com a FUNCEME (2016), sendo uma campanha realizada entre março e abril de 2014, e outra em abril e maio de 2015.

O esforço amostral foi padronizado para todos os riachos conforme o protocolo de amostragem proposto por Mendonça *et al.* (2005). Desta forma foram demarcados um trecho de 50 m para cada riacho avaliado, suas extremidades (jusante e montante) foram delimitadas por redes de bloqueio (1 mm entre nós opostos) para evitar a fuga dos peixes. Posteriormente foram registrados os habitats de coleta com dominância de áreas de remanso e macrófitas aquáticas. As áreas de remanso são trechos do rio localizado nas margens, formando uma pequena enseada com fluxo de água lento ou ausente e, as áreas de macrófitas aquáticas são dominadas por plantas submersas ou flutuantes. Em seguida, para a coleta da fauna íctica foram utilizadas peneira (0,7 m. e malha de 1 mm entre nós opostos), tarrafa (5,3 m. e malha de 14 mm entre nós) e picaré (1,3 m. e malha de 2mm entre nós opostos), durante duas horas, como o esforço de três coletoras. OS peixes foram capturados sob a licença 43098-2 do Ministério do Meio ambiente (MMA) e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/SISBIO). Os indivíduos coletados foram criotesteciados por imersão em solução de Eugenol e posteriormente fixados em formalina 10% e conservados



em álcool 70%. O material ictiológico foi identificado até o menor táxon possível com auxílio de chaves taxonômicas nos laboratórios de Ecologia Aquática (LEA) da Universidade Federal do Ceará (UFC) e de Ictiologia Sistemática e Evolutiva (LISE) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), sendo depositado na coleção LISE da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

### 3.4 Análise de dados

O modelo nulo de co-ocorrência de espécies foi gerado para avaliar os padrões de organização espacial da ictiofauna. Para tal, matrizes de incidência (presença e ausência) foram construídas sendo que as espécies presentes apresentam o valor 1 e ausentes o valor 0. As linhas representam as (espécies) e as colunas as unidades amostrais (locais). Os padrões de organização espacial da ictiofauna foram estimados por modelos de co-ocorrência (C-Score; STONE; ROBERTS, 1990). O C-Score calcula a média de co-ocorrência de pares de espécies, a partir da seguinte fórmula:

$$C - Score = \sum_i \sum_{< j} \frac{C_{ij}}{\binom{M(M-1)}{2}}, C_{ij} = (r_i - S_{ij})(r_j - S_{ij})$$

Onde  $C_{ij}$  é valor de C-Score;  $ij$  são os pares de espécies;  $r_i$  é a ocorrência total da espécie  $i$  na matriz original (soma da linha  $i$ );  $r_j$  é a ocorrência total da espécie  $j$  na matriz de incidência (soma da linha  $j$ );  $S_{ij}$  é o número de co-ocorrências das espécies  $i$  e  $j$  (locais onde as duas espécies ocorrem); e  $M$  é o número de espécies na matriz original. Altos valores de C-Score indicam baixa co-ocorrência de espécies na matriz original, indicando que processos de exclusão competitiva, barreiras de dispersão ou filtros ambientais (locais) estão afetando a distribuição das espécies.

Modelo nulo foi gerado para verificar se a organização da assembleia de peixes é diferente do esperado ao acaso (GOTELLI; MCGILL, 2006). Assim, matriz de ocorrência de espécies de peixes (presença-ausência) foi randomizada utilizando o algoritmo SIM 9 (GOTELLI, 2000), de tal forma que o número de espécies foi constante para as unidades amostrais. No entanto, suas ocorrências apresentaram variações ao longo do gradiente de amostragem (SIM 9; GOTELLI, 2000). Tal algoritmo retém as características ecológicas da assembleia incorporando as mesmas ao modelo nulo.

No total foram realizadas 30,000 randomizações da matriz original, sendo calculado o valor de C-Score (simulado) para cada uma das matrizes geradas. O valor de C-Score observado foi comparado com os valores de C-Scores simulados nas 30,000 aleatorizações. Valores de C-Score maiores que o esperado por chance (> 95% dos valores

simulados) indicam um padrão segregado de distribuição das espécies. Quando o valor de C-Score observado for menor que o esperado ao acaso ( $> 5\%$  dos valores simulados) ocorre um padrão agregado de ocorrência de espécies. Para valores de C-Score não significativos, padrões randômicos de organização da assembleia são esperados.

O modelo nulo foi aplicado inicialmente a todos os conjuntos de dados, avaliando os efeitos do tipo de hábitat (macrófita e remanso) e barramentos (Orós e Castanhão). Para determinar o efeito dos reservatórios no padrão de organização espacial das assembleias de peixes, modelos nulos foram aplicados em três conjuntos de dados (a montante de Orós, entre Orós e Castanhão e a jusante do Castanhão). Essas análises refinadas podem elucidar os padrões observados no conjunto de dados geral, pois valores de C-Score significativamente maiores que o esperado por chance podem indicar que algumas espécies de peixes ocorrem apenas em determinados habitats ou se restringem a determinadas porções do rio devido aos reservatórios. As análises estatísticas foram realizadas com a função *oecosimu* do pacote *vegan* do software R.

Como foi observado efeito significativo dos barramentos na distribuição espacial das espécies ( $R^2 = 9,0\%$  e  $p = 0,011$ ) testamos a influência das condições ambientais na distribuição das espécies de peixes ao longo do gradiente longitudinal. Para tal, realizamos uma análise canônica de coordenadas principais (CAP), utilizando o índice de dissimilaridade de Sorensen (estatística  $\pi$ ; ANDERSON; WILLIS, 2003). Para identificar as variáveis mais importantes na distribuição das espécies de peixes utilizamos a função *envfit* do software R. Em seguida, realizamos uma CAP parcial utilizando somente as variáveis selecionadas pela função *envfit* (turbidez, %Cascalho e %Fluxos lentos), contra os dados de barramento (a montante do Orós, entre Orós e Castanhão e a jusante do Castanhão).

#### 4 RESULTADOS

Um total de 35 espécies, 26 gêneros, 14 famílias e cinco ordens de peixes foram coletadas nos 16 pontos de amostragem nas sub-bacias do Alto, Médio e Baixo Jaguaribe (TABELA1).

Tabela 1. Espécies de peixes coletadas nas sub-bacias Alto (AJ), Médio (MJ), e Baixo Jaguaribe (BJ), nos habitats (Mac) macrófica e (Rem) remanso, código da espécie (Cod) e número de tombo obtido da coleção íctica depositada no (LISE-UFRN). Posição taxonômica de acordo com REIS *et al.* (2003).

Táxon	AJ		MJ		BJ		Nº Tombo
	Mac	Rem	Mac	Rem	Mac	Rem	
<b>CHARACIFORMES</b>							
<b>Anostomidae</b>							
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	X						UFRN3821
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	Poç*						UFRN3213
<b>Characidae</b>							
<i>Astyanax</i> sp.	X	X					UFRN3831
<i>Astyanax</i> .aff. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	X	X	X	UFRN3236
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	X		X		X		UFRN3223
<i>Ctenobrycon spilurus</i> (Valenciennes, 1850)					X	X	UFRN3229
<i>Hemigrammus jaguaribensis</i>	X		X	X	X		UFRN3238
<i>Hemigrammus rodwayi</i> Durbin, 1909	Poç*						UFRN3820
<i>Hyphessobrycon parvellus</i> Ellis, 1911			X		X		UFRN3813
<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	X	X			X		UFRN3209
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)					X	X	UFRN3231
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	X				X		UFRN3215
<i>Serrapinnus</i> sp.	X	X				X	
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	X		X		X	X	UFRN3228
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	X						_____
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	X						URFN3809

Tabela 1. Continuação

Táxon	AJ	MJ	BJ	Nº Tombo
	Mac Rem	Mac Rem	Mac Rem	
<b>Crenuchidae</b>				
<i>Characidium bimaculatum</i> Fowler, 1914		X		UFRN3202
<b>Curimatidae</b>				
<i>Steindachnerina notanota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	X X	X X	X X	UFRN3232
<b>Erythrinidae</b>				
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	X	X X	X X	UFRN3233
<b>Prochilodontidae</b>				
<i>Prochilodus brevis</i> Steindachner, 1875	X			UFRN3819
<b>Serrasalminidae</b>				
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X X	UFRN3234
<b>Triporthidae</b>				
<i>Triporthes signatus</i> (Garman, 1890)	X X			UFRN3210
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>				
<b>Poeciliidae</b>				
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859		X	X X	UFRN3427
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	X X	X X	X X	UFRN3230
<b>PERCIFORMES</b>				
<b>Cichlidae</b>				
<i>Cichla cf. monoculus</i> Agassiz, 1831	X			
<i>Cichlasoma orientale</i> Kullander, 1983	X X	X X	X X	UFRN3211
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	X	X X	X X	UFRN3235
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	X X	X X	X X	_____
<b>SILURIFORMES</b>				
<b>Auchenipteridae</b>				

Tabela 1. Continuação

Táxon	AJ	MJ	BJ	Nº Tombo
	Mac Rem	Mac Rem	Mac Rem	
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)		X		UFRN3216
<b>Heptapteridae</b>				
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)		X		UFRN3221
<b>Loricariidae</b>				
<i>Hypostomus</i> sp.	X	X X	X	UFRN3244
<i>Loricariichthys derbyi</i> Fowler, 1915	X		X	UFRN3242
<i>Paratocinclus spilurus</i> (Fowler, 1941)	X X		X	UFRN3806
<i>Paratocinclus cearensis</i> Garavello, 1977		X		UFRN3219
<b>SYNBRANCHIFORMES</b>				
<b>Synbranchidae</b>				
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795		X	X	UFRN3226
Poç* Espécies que ocorreram unicamente no habitat poção				

Foi observado um padrão de distribuição segregado de espécies de peixes ao longo do gradiente longitudinal da bacia do rio Jaguaribe (FIGURA 2). Tais resultados foram obtidos a partir do modelo de co-ocorrência (C-Score = 24,60 e  $p = 0,01$ ). As espécies de peixes *Astyanax* sp., *Psellogramus kennedyi*, *Prochilodus brevis*, *Triportheus signatus*, *Tetragonopterus argenteus*, *Cichla* cf. *monoculus*, *Leporinus piau*, *Leporinus teaniatus*, *Hemigrammus rodwayi* ocorreram unicamente no AJ. No MJ ocorreram exclusivamente *Characidium bimaculatum*, *Trachelyopterus galeatus*, *Rhamdia quelen*, *Paratocinclus cearenses*, enquanto que as espécies *Ctenobrycon spilurus*, *Moenkhausia lepidura*, ocorreram somente no BJ. Doze espécies apresentaram ocorrência em todas as sub-bacias, *Astyanax* aff. *bimaculatus*, *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Steindachnerina notanota*, *Serrasalmus rhombeus*, *Serrapinnus piaba*, *Hoplias malabaricus*, *Hemigrammus jaguaribensis*, *Poecilia vivipara*, *Cichlasoma orientale*, *Crenicichla menezesi*, *Oreochromis niloticus* e *Hypostomus* sp.

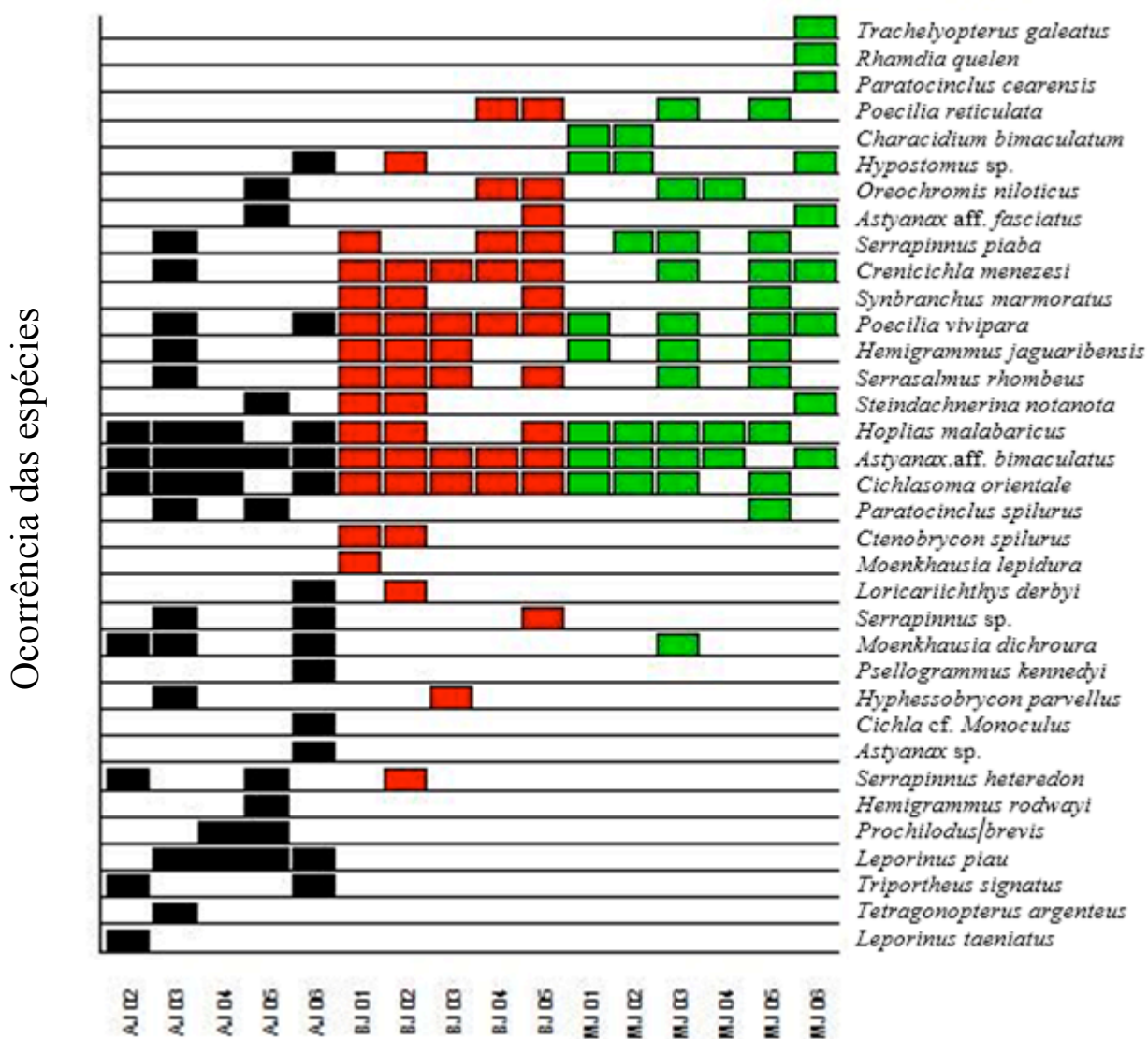


Figura 2. Ocorrência das espécies de peixes em relação ao gradiente longitudinal na Bacia do rio Jaguaribe, linhas representando a composição das espécies e as colunas os pontos de coleta, riachos do AJ em barras pretas, riachos do MJ em verde e riachos do BJ em vermelho.

O modelo nulo gerado para avaliar o efeito dos habitats (macrófitas e remanso) apresentou um padrão de co-ocorrência randômico. Resultados similares foram obtidos para o efeito dos barramentos, com um padrão aleatório para todas as três regiões, compartimento alto da bacia a montante do reservatório Orós, compartimento médio da bacia entre os reservatórios Orós e Castanhão e compartimento a jusante do reservatório Castanhão (TABELA 2).

Tabela 2. Resultados dos índices C-Score observados (obs.) e esperados (esp.) para assembleias de peixes coletadas em diferentes habitats e compartimentos da bacia do rio Jaguaribe.

Nível	N	R	C-Score			
			Obs.	Esp.	DP	P (obs. > esp.)
Conjunto de dados	16	35	24,608	23,553	0,392	0,01
Efeito do habitat						
Macrófita	16	30	15,900	15,994	0,311	0,83
Remanso	16	19	4,8667	4,7892	0,156	0,56
Efeito do reservatório						
Orós	5	27	32,200	31,292	0,934	0,36
Orós – Castanhão	4	18	21,333	19,603	0,689	0,06
Castanhão	7	20	11,381	11,344	0,394	0,86

N = número de riachos; R = riqueza de espécies, DP = desvio padrão.

Os dois primeiros eixos da análise canônica de coordenadas principais (CAP) explicaram 23.3% e 14.9%, respectivamente, com as variáveis turbidez, %cascalho e %fluxo lento da correnteza sendo as mais importantes para a distribuição das espécies (APÊNDICE B) (FIGURA 3A). Assembleias de peixes de riachos das sub-bacias do AJ e MJ apresentam maior relação com a alta turbidez e % fluxo lento, enquanto os da sub-bacia BJ foram relacionados com baixa turbidez e % fluxo lento da correnteza (FIGURA 3A). A CAP parcial revelou que as condições ambientais apresentam maior explicação na distribuição das espécies ( $R^2 = 29,6\%$ ,  $p = 0,001$ ) do que os barramentos ( $R^2 = 9,0\%$  e  $p = 0,011$ ). O efeito compartilhado entre essas duas variáveis também foi significativo ( $R^2 = 7,8\%$ ,  $p = 0,006$ ). Para as assembleias de peixes nos riachos localizados a montante do primeiro barramento, as espécies que apresentaram maiores ocorrências (*Astyanax* aff. *bimaculatus* e *Leporinus* piau) estão relacionadas com altos valores de turbidez e % fluxo lento da correnteza (FIGURA 3B). Por outro lado, nas porções entre e depois do último barramento houveram espécies relacionadas com altos (*Astyanax* aff. *bimaculatus*) e baixos valores de turbidez e fluxo da água (*Hoplias malabaricus*, *Cichlassoma orientale*, *Poecilia vivipara*, *Crenicichla menezesi*; FIGURAS 3C e 3D).

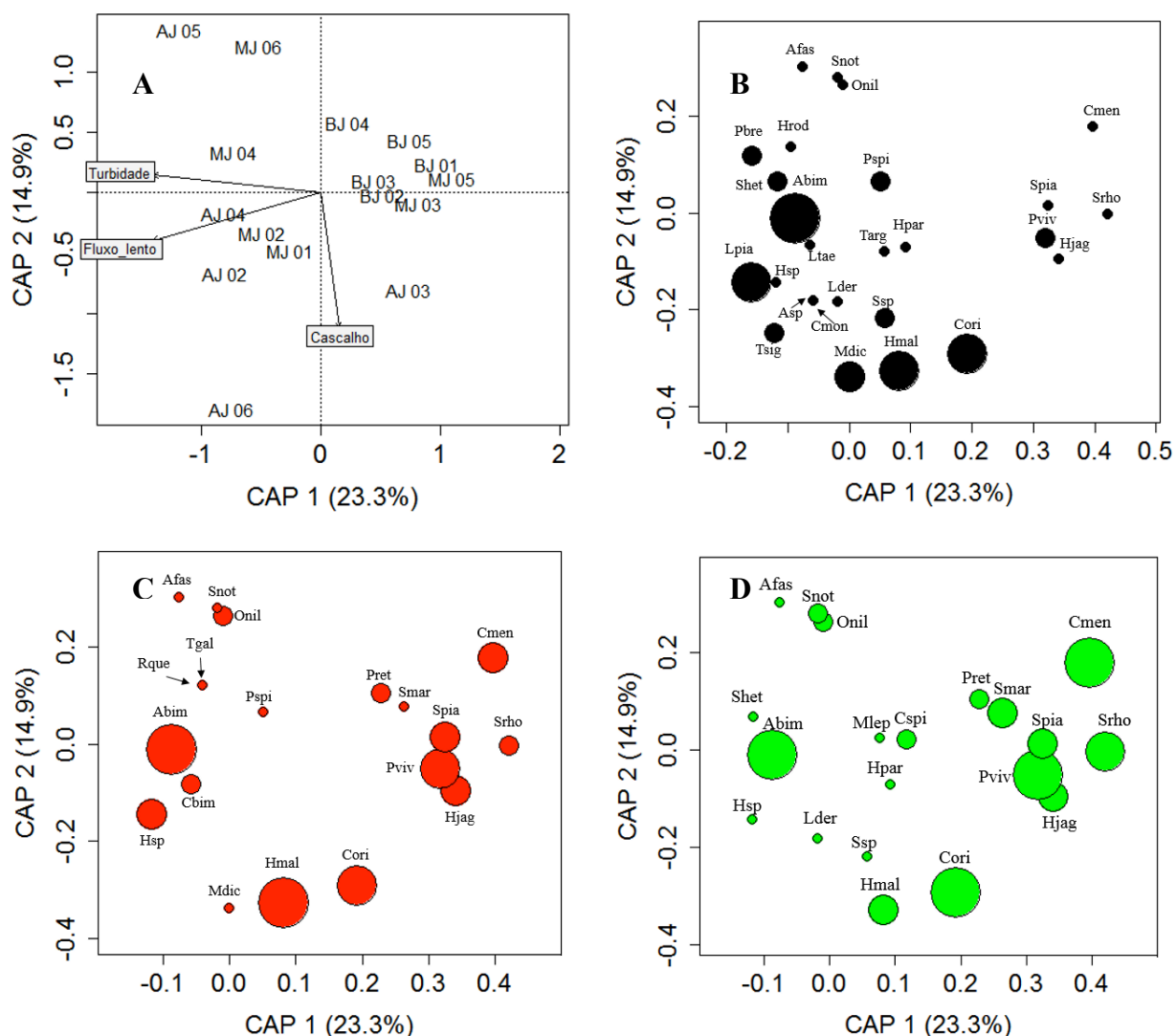


Figura 3. Análise canônica de coordenadas principais (CAP), relacionando as variáveis ambientais e a distribuição das espécies de peixes ao longo do gradiente principal da bacia do rio Jaguaribe. Figura a, características ambientais dos riachos amostrados (somente as variáveis significativas foram inseridas no biplot). Figuras b, c e d, distribuição das espécies ao longo do gradiente ambiental. O tamanho do círculo indica a frequência relativa de cada espécie a montante do primeiro barramento – AJ - (b) entre os barramentos – MJ - (c) e a jusante do segundo barramento – BJ- (d). Símbolos das espécies, *Leporinus piau* (Lpia), *Leporinus taeniatus* (Ltae), *Astyanax* sp. (Asp), *Astyanax*.aff. *bimaculatus* (Abim), *Astyanax* aff. *Fasciatus* (Afas), *Ctenobrycon spilurus* (Cspi), *Hemigrammus jaguaribensis* (Hjag), *Hemigrammus rodwayi* (Hrod), *Hyphessobrycon parvellus* (Hpar), *Moenkhausia dichrourea* (Mdic), *Moenkhausia lepidura* (Mlep), *Serrapinnus heterodon* (Shet), *Serrapinnus* sp. (Ssp), *Serrapinnus piaba* (Spia), *Psellogrammus kennedyi* (Pken), *Tetragonopterus argenteus* (Targ), *Characidium bimaculatum* (Cbim), *Steindachnerina notanota* (Snot), *Hoplias malabaricus* (Hmal), *Prochilodus brevis* (Pbre), *Serrasalmus rhombeus* (Srho), *Triportheus signatus* (Tsig), *Poecilia reticulata* (Pret), *Poecilia vivipara* (Pviv), *Cichla* cf. *Monoculus* (Cmon), *Cichlasoma orientale* (Cori), *Crenicichla menezesi* (Cmen), *Oreochromis niloticus* (Onil), *Trachelyopterus galeatus* (Tgal), *Rhamdia quelen* (Rque), *Hypostomus* sp. (Hsp), *Loricariichthys derbyi* (Lder), *Paratocinclus spilurus* (Pspi), *Paratocinclus cearensis* (Pcea), *Synbranchus marmoratus* (Smar).



## 5 DISCUSSÃO

Na bacia do rio Jaguaribe, as espécies de peixes ao longo do gradiente longitudinal apresentam um padrão de distribuição segregada durante o período chuvoso. Esta disposição das assembleias de peixes foi influenciada principalmente pela ação conjunta das variáveis ambientais (turbidez, substrato cascalho e fluxo lento da correnteza) e barramentos localizados a montante e jusante da bacia. Desta forma este estudo aporta ao conhecimento sobre estruturação da assembleia de peixes em um rio da região semiárida do Brasil. De fato, este tipo de estudos em bacias hidrográficas de outras regiões do mundo tem sido alvo de relevantes trabalhos ecológicos (DUDGEON, 2011; JUNK *et al.*, 1989; POFF, 1997; TOWNSEND; HILDREW, 1994; VANNOTE *et al.*, 1980), uma vez que este conhecimento permite estabelecer medidas de manejo e de conservação dos ecossistemas lóticos e das comunidades que neles habitam. Um estudo pioneiro nesta área foi conduzido por Vannotte *et al.* (1980), o qual revelou um gradiente biótico, em ecossistemas lóticos, como resposta ao perfil longitudinal do rio. Este estudo, propõe um modelo de ‘Rio Contínuo’, e estabelece algumas premissas sobre o comportamento das populações, comunidades e de atributos ecossistêmicos em ambientes lóticos. Um exemplo dessas premissas seria a variação na razão Produtividade/Respiração ao longo do rio, a qual é esperada que seja menor que um ( $<1$ ) na nascente e na foz, e maior que um ( $>1$ ) no curso médio do rio. Com relação a ictiofauna é esperada mudança na distribuição das guildas tróficas ao longo do gradiente longitudinal, baseado nas diferenças entre a entrada de matéria alóctone e produtividade autóctone, de espécies generalistas (insetívoras) para mais especialistas (detritívoras, planctívoras e piscívoras).

A teoria do Rio Contínuo baseia-se em ecossistemas lóticos de regiões temperadas, onde o volume de água costuma ser constante ao longo dos anos (VANNOTTE *et al.*, 1980). Nesse contexto, poucos estudos tem sido realizados sobre a estruturação de comunidades em de rios tropicais (CARVALHO; TEGERINA-GARRO, 2015; PEASE *et al.*, 2012) e, menos ainda, em rios do semiárido (ALKINS-KOO, 2000; DATRY *et al.*, 2014; MALTCHIK, 1999; VIDAL-ABARCA *et al.*, 2004).

O componente biótico responde diferentemente à condição intermitente dos rios do semiárido (VIDAL-ABARCA *et al.*, 2004). A bióta desses ecossistemas é composta por organismos adaptados a condições físico-químicas extremas, como é o caso de algumas espécies de macrófitas aquáticas que apresentam maior resistência à altos valores de salinidade (MORENO *et al.*, 2001).

A irregularidade no ciclo hidrológico em regiões semiáridas, onde as chuvas são concentradas em determinado período do ano, seguido por longos períodos de seca, influencia diretamente à estruturação da ictiofauna (MALTCHIK, 1999). Neste período as assembleias de peixes ficam isoladas em outros ambientes como poças temporárias. Contudo, no período chuvoso, o aumento da descarga superficial de água nesses rios promove a conexão entre as poças, micro-bacias e o canal principal da bacia, promovendo uma maior interação entre a ictiofauna (MALTCHIK, 1999; VIDAL-ABARCA *et al.*, 2004). Paralelamente, em bacias de médio e grande porte do nordeste brasileiro é frequente a presença de barramentos que isolam as populações de peixe à jusante e à montante (BARBOSA *et al.*, 2012) além de alterar as variáveis ambientais, como turbidez e fluxo da água (MEDEIROS *et al.*, 2011). Estudos conduzidos em rios tropicais tem revelado que estes possuem um grande potencial para serem estruturados estocasticamente durante períodos de cheia, e deterministicamente durante períodos de seca (FERNANDES *et al.*, 2009; HOEINGHAUS, 2003; ORTEGA *et al.*, 2015; WINEMILLER, 1996).

Em contraste os resultados obtidos neste estudo revelaram que, na bacia do rio Jaguaribe as assembleias de peixes apresentaram um padrão de estruturação espacial determinístico (segregado) no período chuvoso. Este resultado sugere que existe pelo menos um fator que estrutura espacialmente a assembleia de peixes na bacia do rio Jaguaribe. Dentre os fatores que podem gerar padrão segregado das espécies, podemos destacar a preferência por habitats (PERES-NETO, 2004), os requerimentos abióticos (GILPIN; DIAMOND, 1982) e os barramentos (ARAÚJO *et al.*, 2009). Para o rio Jaguaribe, nossos resultados indicam que a presença de barramento e as variáveis ambientais são os fatores que apresentam uma influência estatisticamente significativa sobre a estruturação das assembleias de peixes avaliadas. Em compensação, o tipo de hábitat não influenciou a estruturação das assembleias.

No padrão de co-ocorrência segregado é possível observar uma preferência ou mesmo dependência de algumas espécies por determinado hábitat (GOTELLI; MACCABE, 2002). Entretanto, os resultados deste estudo indicaram um padrão randômico da distribuição das espécies de peixes para macrófitas e remanso, sugerindo que as assembleias não estão segregadas espacialmente nesses habitats, sendo compartilhadas por espécies similares. Isso ocorre porque o período de cheias promove uma homogeneização da diversidade pelo deslocamento das espécies entre os diferentes habitats (THOMÁZ *et al.*, 2007). Além disso, a maioria das espécies de peixes se reproduz no período chuvoso e utilizam macrófitas aquáticas como berçário (SÁNCHEZ-BOTERO; ARAUJO-LIMA, 2001). Isso explica por

que a maioria das espécies da assembleia de peixes na bacia do rio Jaguaribe foi encontrada em habitats com macrófitas aquáticas (88,57% de espécies do total).

As barragens atuam como um fator de distúrbio adicional para as assembleias que habitam nos rios do semiárido brasileiro (BARBOSA *et al.*, 2012). Os períodos de estiagem têm levado a um contínuo histórico de construções de barragens nos rios do Ceará, na tentativa de acumular água e manter as populações humanas durante períodos de seca (CAMPOS, 2006; MOLLE, 1994; RAMALHO, 2012; SAMPAIO, 2005). O Rio Jaguaribe, sofre dois grandes barramentos ao longo de seu percurso, formado pelos reservatórios Orós e Castanhão (Comitê da Sub-Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe; CSBHMJ, 2016). O represamento de rios gera diversos impactos para o seu funcionamento, aspectos hidrológicos, físico-químicos, e bióticos (MEDEIROS *et al.*, 2011). Além disso, o impacto na comunidade íctica é intenso, uma vez que barragens alteram alguns atributos da ictiofauna, como locais de desova, migrações, interações intra e interespecíficas (AGOSTINHO *et al.*, 2004; BAXTER, 1977; GOMES; MIRANDA, 2001; ROSA *et al.*, 2003).

A comunidade íctica se comporta de forma diferente durante as fases do ciclo hidrológico. Por exemplo, em rios intermitentes tropicais, a diversidade de peixes aumenta durante o período de cheias, devido a maior conectividade entre os habitats e maior disponibilidade de recursos (MALTCHIK, 1999). Entretanto, a presença de barramentos em bacias hidrográficas alteram a amplitude e a duração da enchente atuando como obstáculos para a migração de espécies (AGOSTINHO *et al.*, 2001, 2003). Além disso, a variação anual na intensidade e duração das chuvas pode afetar diferentemente as espécies de peixes com distintas estratégias de reprodução, influenciando assim a composição e estrutura das comunidades (AGOSTINHO *et al.*, 2004; POFF; ALLAN 1995). Por exemplo, algumas espécies de peixes consideradas residentes, apresentam cuidado parental e são menos dependentes de enchentes em seus processos reprodutivos. Por outro lado espécies de peixes migratórias dependem de locais para desova e de áreas inundadas como berçários (AGOSTINHO *et al.*, 2003; AGOSTINHO *et al.*, 2004).

Neste estudo foi observado que as espécies de peixes *Cichlasoma orientale*, *Crenicichla menezesi*, *Serrasalmus rhombeus*, *Hoplias malabaricus*, *Hypostomus* sp., *Oreochromis niloticus*, *Astyanax* aff. *bimaculatus*, *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Hemigrammus jaguaribensis*, *Poecilia vivipara*, *Serrapinnus piaba* que ocorreram concomitantemente em todas as sub-bacias, AJ, MJ e BJ são consideradas residentes (ARAÚJO *et al.*, 2012; AZEVEDO, 2010; CARVALHO; TEGERINA-GARRO, 2015; SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2014) e não dependem de enchentes para o processo reprodutivo (AGOSTINHO *et al.*, 2003;

AGOSTINHO *et al.*, 2004). A espécie migratória *Steindachnerina notanota* ocorreu em todas as sub-bacias. Segundo Montenegro *et al.* (2011) em ecossistemas aquáticos na região semiárida do Brasil, esta espécie foi observada reproduzindo ativamente em ambos os períodos climáticos (chuva e seca), sugerindo que *S. notanota* tem um período amplo de recrutamento, e que não depende fortemente do regime hidrológico e conseqüentemente da ação dos barramentos para se reproduzir. Por outro lado, a espécie migratória *Prochilodus brevis*, endêmica da região semiárida do Brasil, ocorreu somente no compartimento AJ. Essa espécie depende da migração para que ocorra a maturação final de suas gônadas, entretanto a presença de barramentos pode afetar negativamente esse processo (GURGEL *et al.*, 2012; SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2014). Dessa forma a ação dos barramentos (reservatórios, Orós e Castanhão) pode estar atuando diretamente como obstáculos causando a baixa ocorrência de *P. brevis* ao longo do gradiente longitudinal do rio.

As barragens estão contribuindo na estruturação espacial das assembleias de peixes, isolando-as entre as regiões à montante e à jusante dos reservatórios, reduzindo a conectividade e o fluxo de espécies entre as regiões avaliadas. De fato, em rios da região semiárida brasileira, mesmo no período chuvoso, açudes permanecem com as comportas fechadas, no intuito de acumular o maior volume de água possível. Conseqüentemente, esse isolamento entre as assembleias de peixes evita que as mesmas apresentem um padrão estocástico de distribuição espacial no período chuvoso.

Variáveis ambientais também são fatores importantes na estruturação da comunidade íctica (CARVALHO; TEGERINA-GARRO, 2015; LAYMAN; WINEMILLER, 2005). Para a bacia do rio Jaguaribe, estas variáveis apresentam importância significativa para a distribuição das assembleias. Em ecossistemas lóticos, as condições ambientais tendem a variar de acordo com o gradiente longitudinal dos rios (TOWNSEND *et al.*, 2008; VANNOTTE *et al.*, 1980) e elas podem funcionar como pressão seletiva sobre certas espécies de peixes (RHUÍ *et al.*, 2014). Isso ocorre porque cada espécie apresenta seus atributos e suas exigências ecológicas específicas, o que restringe os tipos de habitats nos quais elas podem se estabelecer (TOWNSEND *et al.*, 2008).

No caso do rio Jaguaribe, as variáveis que tiveram influência significativa foram turbidez, fluxo lento remanso, e o substrato cascalho. Diversos estudos têm apontado que a construção de barragens em ecossistemas lóticos altera essas variáveis ambientais (BAXTER, 1977; MEDEIROS *et al.*, 2011; SOUZA; KNOPPERS, 2011). Como as barragens alteram a vazão e a turbidez do canal principal de um rio, isso provoca diferentes velocidades de fluxo, mudanças no tipo de substrato e turbidez à montante e à jusante do represamento. Estudos têm

apontado variáveis ambientais (CARVALHO; TEGERINA-GARRO, 2015; ORTEGA *et al.*, 2015) e barramentos (ARAÚJO *et al.*, 2009) como principais fatores na estruturação das assembleias de peixes.

A premissa anterior foi corroborada em nosso estudo, indicando que a influência das barragens e variáveis ambientais combinadas fornece uma boa explicação para o padrão determinístico segregado encontrado. Portanto, é provável que as barragens possuam efeitos diretos e indiretos sobre a distribuição espacial longitudinal da assembleia íctica. Diretamente por ser uma barreira física que reduz a conectividade entre as assembleias de peixes das sub-bacias, e indiretamente porque os reservatórios alteram os fatores abióticos que tem influência sobre a determinação do padrão de distribuição da assembleia de peixes do rio Jaguaribe.

As três variáveis em questão: fluxo lento, turbidez e cascalho determinam a segregação das espécies de peixes que compõem a ictiofauna da bacia do Jaguaribe baseado em suas preferências ecológicas. De acordo com a figura 3, podemos observar que, independente da sub-bacia, as espécies de Siluriformes *Trachelyopterus galeatus*, *Rhamdia quelen*, *Hypostomus* sp., *Loricariichthys derbyi*, *Paratocinclus spilurus* e *Paratocinclus cearensis* foram sempre encontradas em riachos com fluxo lento e turbidez elevada. Elevados valores de turbidez favorecem a proteção destas espécies de peixes consideradas bentônicas, uma vez que a baixa visibilidade da água dificulta a ação de predadores (ABRAHAMS; KETTENFELD, 1997; CARVALHO; TEGERINA-GARRO, 2015; RODRIGUEZ; LEWIS Jr., 1997). Além disso, a baixa visibilidade dá água também favorece o estabelecimento de peixes bentônicos que utilizam barbilhões como principal meio de localização espacial (CARVALHO; TEGERINA-GARRO, 2015). Em relação à dieta, ambientes com turbidez elevada geralmente apresentam grande aporte de detritos, um recurso alimentar comumente explorado por alguns Siluriformes, como o caso de *Hypostomus* sp. (CARVALHO; TEGERINA-GARRO, 2015).

Uma vez que a visão é um sentido importante nas estratégias de forrageio de peixes predadores (JONSSON *et al.*, 2013), este grupo de espécies geralmente estão associadas a menores valores de turbidez que potencialmente facilita a captura das presas (GURGEL-LOURENÇO *et al.*, 2015). De fato, espécies de peixes predadores como *Crenicichla menezesi*, *Serrasalmus rhombeus* e *Hoplias malabaricus* foram encontradas em afluentes com menor turbidez, na bacia do rio Jaguaribe.

As espécies de peixes da bacia do rio Jaguaribe apresentam um padrão de ocorrência segregado ao longo do gradiente longitudinal do rio, diferente do padrão de ocorrência aleatório observado nas assembleias de peixes no rio Parará para o mesmo período

(ORTEGA *et al.*, 2015). Este contraste na estruturação das assembleias de peixes da bacia do rio Jaguaribe foi devido à ação conjunta das variáveis ambientais (turbidez, substrato cascalho e fluxo lento da correnteza) e barramentos localizados a montante e jusante da bacia.

## **6 CONCLUSÕES**

As assembleias de peixes da bacia do rio Jaguaribe localizado em uma região semiárida são espacialmente segregadas.

A segregação das assembleias de peixes está associada à ação dos barramentos o que reduz a conectividade entre a ictiofauna e maximiza o efeito das variáveis ambientais.

Esta segregação não está relacionada com preferência por habitat.

## REFERÊNCIAS

- ABRAHAMAS, M. V.; KATTENFELD, M. G. The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 40, n. 3, p. 169-174, 1997.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO, H. F. Migratory fish from the upper Paraná River basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A.; ROSS, C. (eds.), *Migratory Fishes of South America: Biology, Social Importance and Conservation Status*. **World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre**, Victoria, pp. 19–99, 2003.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S. V.; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, vol. 14, no. 1, p. 11-19. 2004.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 (Suppl.), p. 1119-1132, 2008.
- ALKINS-KOO, M. Reproductive timing of fishes in a tropical intermittent stream. **Environmental Biology of Fishes** 57: 49–66, 2000.
- ANDERSON, M.; WILLIS, T. J. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. **Ecology**, 84 (2). pp. 511-525. ISSN 0012-9658, 2003.
- ARAÚJO, F. G.; PINTO, B. C. T.; TEIXEIRA, T. P. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. **Hydrobiologia**, v. 618, n. 1, p. 89-107, 2009.
- ARAÚJO, A. S. D.; DO NASCIMENTO, W. S.; YAMAMOTO, M. E; CHELLAPPA, S. Temporal dynamics of reproduction of the Neotropical fish, *Crenicichla menezesi* (Perciformes: Cichlidae). **The Scientific World Journal**, 2012.
- AZEVEDO, M. A. Reproductive characteristics of characid fish species (Teleostei, Characiformes) and their relationship with body size and phylogeny. **Iheringia. Série Zoologia**, no. 4, 469-482, 2010.
- BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, v. 8, p. 255-283, 1977.
- BARBOSA, J. E. D. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. D. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. D. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24(1), 103-118, 2012.
- BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; DE ANDRADE, E. M.; DE CALDAS IZIDIO, N. S.; LOPES, F. B. Sazonalidade e variação espacial do índice de estado trófico do açude Orós, Ceará, Brasil. **Revista Agro@mbiente On-line**, 8(1), 39-48, 2014.



BEAUDROT, L. H.; MARSHALL, A. J. Primate communities are structured more by dispersal limitation than by niches. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 2, p. 332-341, 2011.

BOSCHILIA, S. M.; OLIVEIRA, E. F.; THOMAZ, S. M. Do aquatic macrophytes co-occur randomly? An analysis of null models in a tropical floodplain. **Oecologia**, v. 156, n. 1, p. 203-214, 2008.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental management**, v. 30, n. 4, p. 492-507, 2002.

CAMPOS, N. B. A Gestão das Águas e o Desenvolvimento do Estado do Ceará; uma perspectiva histórica. **T&C Amazonia**, Ano 4, no9, 2006.

CARVALHO, R. A.; TEJERINA-GARRO, F. L. The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages: a study of two tropical basins in Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 349-360, 2015.

CARVALHO, R. A.; TEJERINA-GARRO, F. L. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams? **Ecology of Freshwater Fish**, 24, no. 2, 317-328, 2015.

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p. 75-83, 2005.

CSBHMJ. **Comitê da Sub-Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe**. Conheça nossa bacia hidrográfica. Disponível em: < <http://www.csbhmj.com.br/conheca/>>. Acesso em: 23 jan. 2016.

DATRY, T.; LARNED, S. T.; TOCKNER, K. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. **BioScience**, p. bit027, 2014.

DE DRAGO, I. E.; MARCHESE, M.; WANTZEN, K. M. Benthos of a large neotropical river: spatial patterns and species assemblages in the Lower Paraguay and its floodplains. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 160, n. 3, p. 347-374, 2004.

DIAMOND, J. M.; GILPIN, M. E. Examination of the “null” model of Connor and Simberloff for species co-occurrences on islands. **Oecologia**, v. 52, n. 1, p. 64-74, 1982.

DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. Disponível em: <<http://www.dnocs.gov.br/barragens/oros/oros.htm>>. Acesso em: 06 jul. 2016.

DUDGEON, D. **Tropical stream ecology**. 1. ed. Academic Press, 2011.

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, n. 2, p. 391-409, 1997.

- ENGELBRECHT, B. M. J.; HERZ, H. M. Evaluation of different methods to estimate understory light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 02, p. 207-224, 2001.
- ENGLUND, G.; JOHANSSON, F.; OLOFSSON, P.; SALONSAARI, J.; ÖHMAN, J. Predation leads to assembly rules in fragmented fish communities. **Ecology letters**, 12(7), 663-671, 2009.
- FERNANDES, R.; GOMES, L. C.; PELICICE, FM.; AGOSTINHO, A. A. Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 85, no. 2, p. 99-108, 2009.
- FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Calendário das Chuvas do Estado do Ceará**. Disponível em: <<http://www.funceme.br/app/calendario/produto/ceara/media/annual>>. Acesso em: 18 jan. 2016.
- GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná river basin. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 17, p. 67-76, 2001.
- GONÇALVES, C. D. S.; BRAGA, F. M. D. S. Changes in ichthyofauna composition along a gradient from clearwaters to blackwaters in coastal streams of Atlantic forest (southeastern Brazil) in relation to environmental variables. **Neotropical Ichthyology**, 10, 675-684, 2012.
- GOTELLI, N. J.; GRAVES, G. R. Null models in ecology. Smithsonian Institution Press. **Washington, DC, USA**, 1996.
- GOTELLI, N. J. Null model analysis of species co-occurrence patterns. **Ecology**, 81, 2606–2621, 2000.
- GOTELLI, N. J.; McCABE, D. J. SPECIES CO-OCCURRENCE: A META-ANALYSIS OF JM DIAMOND'S ASSEMBLY RULES MODEL. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2091-2096, 2002.
- GOTELLI, N. J.; MCGILL, B. J. Null versus neutral models: what's the difference? **Ecography**, 29, 793–800, 2006.
- GURGEL-LOURENÇO, R. C.; RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; ANGELINI, R.; GARCEZ, S. D.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. On the relation amongst limnological factors and fish abundance in reservoirs at semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 24-38, 2015.
- GURGEL, L. D. L.; VERANI, J. R.; CHELLAPPA, S. Reproductive ecology of *Prochilodus brevis* an endemic fish from the semiarid region of Brazil. **The Scientific World Journal**, 2012.
- HALIM, Y. The impact of human alterations of the hydrological cycle on ocean margins. **Ocean Margin Processes in Global Change**. Wiley-Interscience New York, 1991. p. 301.
- HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e

consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 469-480, 2007.

HOEINGHAUS, D. J.; LAYMAN, C. A.; ARRINGTON, D. A.; WINEMILLER, K. O. Spatiotemporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. **Environmental Biology of Fishes**, v. 67, n. 4, p. 379-387, 2003.

JÖNSSON, M.; RANÅKER, L.; NILSSON, P. A.; BRÖNMARK, C. Foraging efficiency and prey selectivity in a visual predator: differential effects of turbid and humic water. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 70, n. 12, p. 1685-1690, 2013.

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

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B. F. World Map of Köppen- Geiger Climate Classification updated. **Meteorologische. Zeitschrift**, 15, 259-263, 2006.

LAYMAN, C. A.; WINEMILLER, K. O. Patterns of habitat segregation among large fishes in a Venezuelan floodplain river. **Neotropical Ichthyology**, v. 3, n. 1, p. 111-117, 2005.  
MALTCHIK, L. Ecologia de rios intermitentes tropicais. **Perspectivas da limnologia no Brasil**, p. 77-89, 1999.

MAZZEO, N.; IGLESIAS, C.; TEIXEIRA-DE MELLO, F.; BORTHAGARAY, A.; FOSALBA, C.; BALLABIO, R.; LARREA, D.; VILCHES, J.; JEPPESEN, E. Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Eritrinidae) in subtropical food webs: a mesocosm approach. **Hydrobiologia**. 644:325–335, 2010.

MCCREADIE, J. O. H. N.; BEDWELL, C. R. Patterns of co-occurrence of stream insects and an examination of a causal mechanism: ecological checkerboard or habitat checkerboard?. **Insect Conservation and Diversity**, v. 6, n. 2, p. 105-113, 2013.

MEDEIROS, PRP.; KNOPPERS, BA.; SOUZA, WFL.; NEGRI, E. Aporte de material em suspensão no baixo Rio São Francisco (AL\SE), em diferentes condições hidrológicas. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, vol. 15, p. 42-53, 2011.

MEDEIROS, Elvio SF; MALTCHIK, Leonardo. Fish assemblage stability in an intermittently flowing stream from the Brazilian semiarid region. **Austral Ecology**, v. 26, n. 2, p. 156-164, 2001.

MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. **Copeia**, v. 2005, n. 4, p. 750-763, 2005.

MIRANDA, L. E. Fish assemblages in oxbow lakes relative to connectivity with the Mississippi River. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 134, n. 6, p. 1480-1489, 2005.

MOLISANI, M. M.; BARROSO, H. S; BECKER, H.; MOREIRA, M. O. P.; HIJO, C. A. G.; DO MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H. Trophic state, phytoplankton assemblages

and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 22(1), 1-12, 2010.

MOLLE, F. **Marcos históricos e reflexões sobre a açudagem e seu aproveitamento**. Recife: SUDENE. DPG. PRN. HME. **Hidrologia**, 30, 1994.

MORENO, J. L.; ABOAL, M.; VIDAL-ABARCA, M. R.; SUÁREZ, M. L. Macroalgae and submerged macrophytes from fresh and saline waterbodies of ephemeral streams ('ramblas') in semiarid south-eastern Spain. **Marine and freshwater research**, 52(6), 891-905, 2001.

MONTENEGRO, A. K. A.; TORELLI, J. E. R.; CRISPIM, M. C.; MEDEIROS, A. M. A. Population and feeding structure of *Steindachnerina notonota* Miranda-Ribeiro, 1937 (Actinopterygii, Characiformes, Curimatidae) in Taperoá II dam, semi-arid region of Paraíba, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 23(3), 233-244, 2011.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; BRENDA, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. D. S.; VISMARA, M. R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, 8(3), 569-586, 2010.

ORTEGA, J. C.; DIAS, R. M.; PETRY, A. C.; OLIVEIRA, E. F.; AGOSTINHO, A. A. Spatio-temporal organization patterns in the fish assemblages of a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 745, n. 1, p. 31-41, 2015.

PEASE, A. A.; GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R. O. C. Í. O.; WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, 57(5), 1060-1075, 2012.

PERES-NETO, P. R. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. **Oecologia**, v. 140, n. 2, p. 352-360, 2004.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**, v. 76, n. 2, p. 606-627, 1995.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, 16, 391–409, 1997.

PRESLEY, S. J. Interspecific aggregation of ectoparasites on bats: importance of hosts as habitats supersedes interspecific interactions. **Oikos**, v. 120, n. 6, p. 832-841, 2011.

RAMALHO, M. F. J. L. Considerações sobre o ambiente de rios represados: o caso do rio Piranhas-Açu no Rio Grande do Norte. **Sociedade e Território**, v. 21, n. 1 e 2, p. 183-196, 2012.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. **Edipucrs**, 2003.

RODRIGUEZ, M. A.; LEWIS, W. M. Structure of fish assemblages along environmental

gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecological monographs**, v. 67, n. 1, p. 109-128, 1997.

ROSA, R. S.; MENEZES, N. A.; BRITSKI, H. A.; COSTA, W. J. E. M.; GROTH, F. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; DA SILVA, J. M. C. (Eds) **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, p. 135-180, 2003.

RUHÍ, A.; CHAPPUIS, E.; ESCORIZA, D.; JOVER, M.; SALA, J.; BOIX, D.; GACIA, E. Environmental filtering determines community patterns in temporary wetlands: a multi-taxon approach. **Hydrobiologia**, 723(1), 25-39, 2014.

SAMPAIO, J. L. F. As águas, a seca e o estado. In: BORZACCHIELLO, J.; CAVALCANTE, T.; DANTAS, E. (Org.) **Ceará: um novo olhar geográfico**. Fortaleza: Edições Demócrito Rocha, p. 463-476, 2005.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAUJO-LIMA, C.A. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea no rio Amazonas. **Acta amazonica**, 31(3), pp.437-447, 2001.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; GARCEZ, S. D.; CASCON, P.; LIMA, S. M.; MATTOS-BRITO, L. B.; ROBERTO, I. J.; PEREIRA DA COSTA, F. DE A. Anfíbios e peixes do Parque Nacional de Ubajara e entorno. Guia ilustrado. Universidade Federal do Ceará. Instituto de Ciências do Mar. Núcleo de Audiovisual e Multimeios IX. X. Série, **Coleção Habitat**, v. 8, 2014.

SOUZA FILHO, E. E. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 707-716, 2009.

SOUZA, W. F. L.; KNOPPERS, B. Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. **Geochimica Brasiliensis**, v. 17, n. 1, 2011.

STONE, L.; ROBERTS, A. The checkerboard score and species distributions. **Oecologia**, v. 85, n. 1, p. 74-79, 1990.

THOMAZ, SM.; BINI, LM.; BOZELLI, RL. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, vol. 579, no. 1, p. 1-13, 2007.

TOWNSEND C. R.; HILDREW A. G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. **Freshwater Biology**, 31, 265-275, 1994.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Essentials of Ecology**. Blackwell Publishing, 3rd edition, ISBN 978-1-405 1-5658-5, 2009.

ULRICH, W. Species co-occurrences and neutral models: reassessing JM Diamond's assembly rules. **Oikos**, v. 107, n. 3, p. 603-609, 2004.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, 37(1), 130-137, 1980.

VAN OEL, P. R.; KROL, M. S.; HOEKSTRA, A. Y.; DE ARAÚJO, J. C. The impact of upstream water abstractions on reservoir yield: the case of the Orós Reservoir in Brazil. **Hydrological sciences journal**, 53(4), pp.857-867, 2008.

VARDAKAS, L.; KALOGIANNI, E.; ZOGARIS, S.; KOUTSIKOS, N.; VAVALIDIS, T.; KOUTSOUBAS, D.; SKOULIKIDIS, N. T. Distribution patterns of fish assemblages in an Eastern Mediterranean intermittent river. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, (416), 30, 2015.

VIDAL-ABARCA, M.; GÓMEZ, R.; SUÁREZ, M. Los ríos de las regiones semiáridas. **Ecosistemas**, 13(1), 2004.

WEIHER, E.; KEDDY, P. A. Relative abundance and evenness patterns along diversity and biomass gradients. **Oikos**, p. 355-361, 1999.

WINEMILLER, K. O. Dynamic Diversity in Fish Assemblages of Tropical. Long-term studies of vertebrate communities. **Academic Press, San Diego**, p. 99-134, 1996.

## APÊNDICE A – VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Tabela 3. Média (M) e desvio padrão (DP) das variáveis ambientais obtidas nos 16 riachos (AJ2 a BJ05) da bacia do rio Jaguaribe: velocidade da correnteza (m/s, Vco), largura do canal (m, Lar), profundidade (m, Pro), oxigênio dissolvido (mg/L, Oxd), pH, turbidez (NTU, Tur). Códigos dos riachos disponíveis em figura 1.

Cód	Vco		Lar		Pro		Oxd		pH		Tur	
	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
AJ02	0,40	0,30	7,50	1,05	0,51	0,31	3,91	1,18	7,31	0,27	27,95	20,57
AJ03	0,12	0,13	5,55	2,69	0,36	0,23	5,09	0,55	8,05	0,28	1,86	1,05
AJ04	0,25	0,05	10,29	3,94	0,69	0,44	3,50	1,10	7,80	0,30	45,67	47,11
AJ05	0,00	0,05	10,37	2,80	0,65	0,29	3,89	0,27	7,78	0,06	76,73	31,76
AJ06	0,04	0,09	8,57	1,65	0,23	0,23	10,13	0,25	8,50	0,20	64,50	40,62
MJ01	0,27	0,05	3,00	0,82	0,13	0,10	4,87	0,18	6,36	0,01	8,00	2,64
MJ02	0,12	0,16	4,08	0,25	0,07	0,03	3,93	2,41	6,86	0,27	63,20	15,40
MJ03	0,23	0,13	8,35	3,29	0,45	0,30	8,57	0,68	8,95	0,04	4,03	5,63
MJ04	0,03	0,06	17,88	5,17	0,37	0,17	7,00	1,54	8,55	0,03	75,00	5,66
MJ05	0,28	0,05	9,04	1,21	0,50	0,29	8,25	1,47	8,68	0,12	0,03	0,05
MJ06	0,22	0,10	3,03	1,11	0,37	0,14	3,83	0,02	7,72	0,19	30,95	0,77
BJ01	0,69	0,56	7,25	0,35	0,73	0,32	5,01	0,59	7,13	0,21	20,10	9,50
BJ02	0,25	0,42	7,80	0,82	0,54	0,35	2,23	0,77	7,58	0,13	13,63	5,63
BJ03	0,25	0,13	8,00	1,28	0,28	0,10	6,81	0,29	8,59	0,07	6,30	6,58
BJ04	0,23	0,10	7,75	1,01	0,26	0,11	7,58	0,90	8,79	0,10	9,37	11,49
BJ05	0,18	0,18	11,20	1,94	0,36	0,15	7,18	0,96	8,93	0,23	5,88	10,61

Tabela 4. Porcentagem das variáveis ambientais dos riachos da bacia do rio Jaguaribe: cobertura de dossel (%), areia (%), cascalho (%), Macrófitas (%), pedregulho (%), fluxo lento (%). Códigos dos riachos disponíveis em figura 1.

Cód	%Dos	%Are	%Ca	%Mac	%Ped	%Flu
AJ02	0,18	70,00	5,00	0,00	0,00	100,00
AJ03	0,43	30,00	30,00	0,00	0,00	0,03
AJ04	0,00	70,00	10,00	20,00	0,00	60,00
AJ05	0,00	70,00	0,00	30,00	0,00	100,00
AJ06	0,50	60,00	20,00	10,00	10,00	100,00
MJ01	0,36	83,33	5,55	0,00	0,00	31,66
MJ02	0,06	15,00	20,00	0,00	15,00	53,33
MJ03	0,00	52,77	5,55	41,66	0,00	0,00
MJ04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MJ05	0,00	41,60	0,00	58,30	0,00	0,00
MJ06	0,28	80,00	0,00	0,00	0,00	16,66
BJ01	0,14	40,00	30,00	0,00	10,00	0,10
BJ02	0,00	70,00	30,00	0,00	0,00	0,06
BJ03	0,11	61,00	0,00	38,00	0,00	0,00
BJ04	0,69	41,60	0,00	58,30	0,00	0,00
BJ05	0,00	72,22	0,00	27,80	0,00	0,00

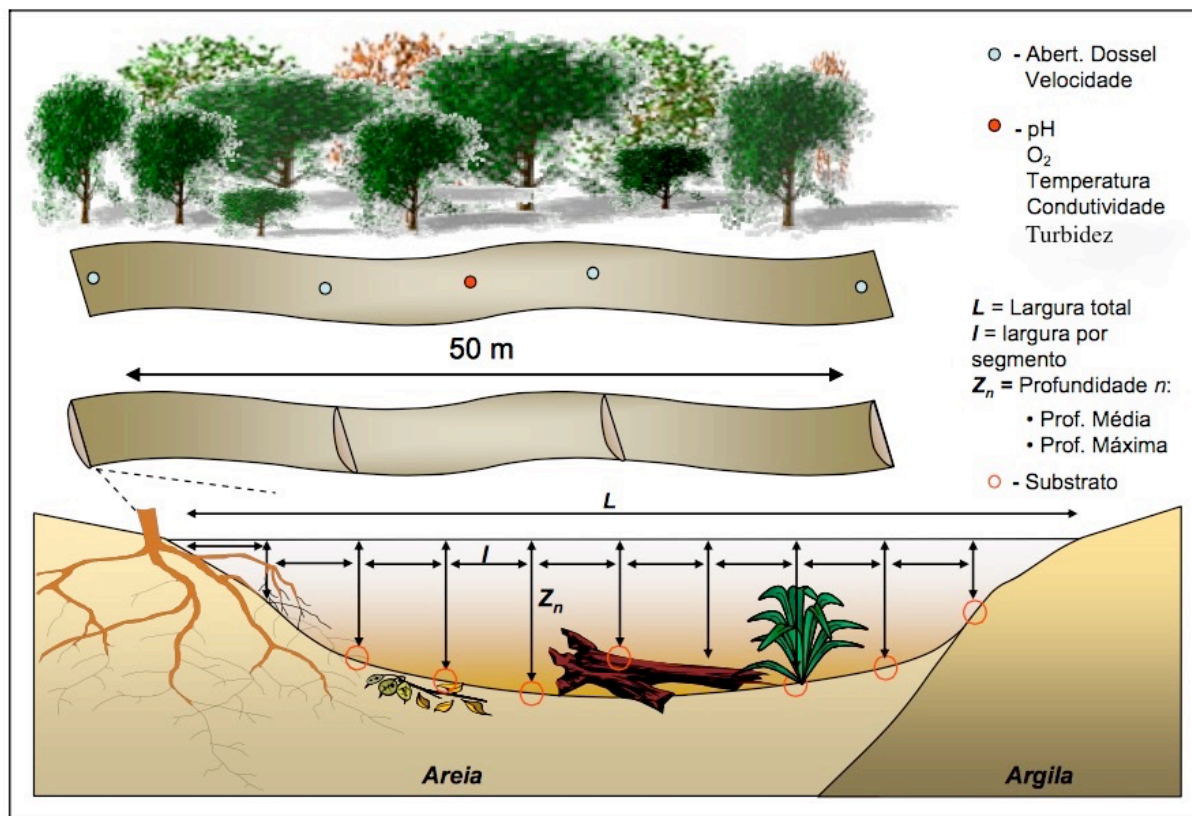
**APÊNDICE B — COORDENADAS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NOS DOIS  
PRIMEIROS EIXOS DA ANÁLISE CANÔNICA DE COORDENADAS PRINCIPAIS  
(CAP) E RESUMO DAS SUAS IMPORTÂNCIAS RELATIVAS PARA A  
SEGREGAÇÃO DAS ESPÉCIES AO LONGO DO GRADIENTE LONGITUDINAL  
DO RIO JAGUARIBE**

<b>Variável ambiental</b>	<b>CAP 1</b>	<b>CAP 2</b>	<b>R<sup>2</sup>0</b>	<b>P</b>
Velocidade	0.981	0.193	0.280	0.130
Largura	-0.136	0.990	0.020	0.839
Profundidade	0.451	0.892	0.050	0.685
% Dossel	-0.174	-0.984	0.111	0.496
Temperatura	0.933	0.357	0.020	0.855
Oxigênio dissolvido	0.867	-0.496	0.145	0.365
pH	0.940	0.339	0.109	0.457
Turbidez	-0.994	0.104	0.696	0.01*
% Areia	0.977	-0.209	0.021	0.896
% Cascalho	0.132	-0.991	0.445	0.025*
% Pedregulho	-0.172	-0.985	0.164	0.305
% Macrófita	0.716	0.697	0.080	0.568
% Fluxo lento	-0.962	-0.270	0.745	0.001*

**(\*) Variáveis significativas.**



## ANEXO A - DEMONSTRAÇÃO ESQUEMÁTICA DA DISPOSIÇÃO DAS COLETAS DOS DIFERENTES PARÂMETROS AMBIENTAIS



Fonte: Modificado de Mendonça *et al.*, (2005).