



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS ANIMAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL

LAURA AMÉLIA PEREIRA PINHEIRO

**EFEITOS DE SECA PROLONGADA NA DIVERSIDADE BETA DE
ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE UM RESERVATÓRIO SEMIÁRIDO.**

MOSSORÓ-RN
2015

LAURA AMÉLIA PEREIRA PINHEIRO

**EFEITOS DE SECA PROLONGADA NA DIVERSIDADE BETA DE
ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE UM RESERVATÓRIO SEMIÁRIDO.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), como exigência final para obtenção do título de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Ciência Animal.

Orientador: Dr. Rodrigo Fernandes- UFERSA

MOSSORÓ-RN
2015

Catálogo na Fonte

Catálogo de Publicação na Fonte. UFERSA - BIBLIOTECA CENTRAL ORLANDO TEIXEIRA - CAMPUS MOSSORÓ

Pinheiro, Laura Amélia Pereira.

Efeitos de seca prolongada na diversidade beta de assembleias de peixes de um reservatório semiárido / Laura Amélia Pereira Pinheiro. - Mossoró, 2015.

35f: il.

1. Armazenagem e conservação de água. 2. Reservatório de Santa Cruz-RN. 3. Dissimilaridade. 4. Mudança climática. 5. Ecossistema - reservatório tropical. I. Título

RN/UFERSA/BCOT/456
P654e

CDD 628.13

LAURA AMÉLIA PEREIRA PINHEIRO

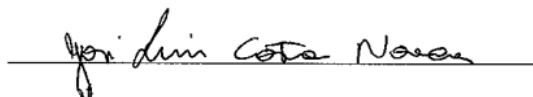
**EFEITOS DE SECA PROLONGADA NA DIVERSIDADE BETA DE
ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE UM RESERVATÓRIO SEMIÁRIDO.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal
Rural do Semi-Árido (UFERSA), como
exigência final para obtenção do título de Mestre
no Curso de Pós-Graduação em Ciência Animal.

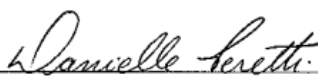
BANCA EXAMINADORA



Prof..Dr. Rodrigo Fernandes- UFERSA
(Orientador-Presidente)



Prof.Dr. José Luís Costa Novaes – UFERSA
(Membro)



Prof.^a Dr. Danielle Peretti- UERN
(Membro)

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

LAURA AMÉLIA PEREIRA PINHEIRO -- Nasceu no município de Mossoró/RN, em 05 de setembro de 1989. Coursou o ensino fundamental no Colégio Sagrado Coração de Maria, e o ensino médio no Colégio Diocesano Santa Luzia. Em 2008 foi aprovada no curso de Engenharia de pesca da Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFRSA, no qual foi bolsista durante dois anos pelo Programa Interno de Iniciação Científica - PICI. No ano de 2013 foi aprovada no mestrado em Ciência Animal, no qual está dando sequência à sua carreira acadêmica, apresentando trabalhos em congressos e escrevendo artigos na área de ecologia de peixes. No decorrer do mestrado ministrou a disciplina de Ecologia Geral para os cursos de Medicina Veterinária, Zootecnia e Engenharia Florestal. Em 2015 ingressou no curso de Ecologia em busca de aperfeiçoamento na área.

AGRADECIMENTOS

A DEUS pelo suporte através da fé, a querer sempre continuar;

Ao professor Rodrigo Fernandes, pela orientação constante e por todo apoio prestado sempre que foi necessário e possível.

Ao professor José Luís Costa Novaes pela disponibilidade dos dados, e pelas dúvidas sanadas.

A minha mãe Maria das Dores (Nem) pelo exemplo de superação e sem dúvida o maior amor que pude receber na vida.

A minha tia Ceição, tio Dedé e meus primos César e Caio, por me auxiliarem e ficarem com minha mãe, enquanto passava o dia no laboratório.

A minha família por completo, eu amo vocês!

A todos os integrantes do Laboratório de Biodiversidade Aquática, Thiago, Íris, Walker e Joana, pelos momentos de descontração e ajuda a mim prestada.

A minha mais nova amiga Elissandra Freire, uma integrante adotada deste laboratório, mas com certeza uma das melhores coisas que me aconteceu nesse mestrado.

A meu amigo Ciro Fernandes, pelo apoio psicológico e momentos de descontração sempre maravilhosos e agradáveis. Obrigada por tudo!

A Toinha, Luzinete, Sueli e Chaguinha (as meninas do prédio de Biotecnologia e Ecologia), por manterem sempre bem zelado esse prédio, minha bancada, e principalmente por sempre ter minha caneca de café bem quentinha todas as manhãs.

A todos que contribuíram de alguma forma para que este trabalho fosse concretizado.

RESUMO

O reservatório de Santa Cruz sofreu a interferência na redução do nível de chuvas de 2010 a 2014, onde os valores de precipitação foram inferiores ao nível médio da região, variando de 473 mm a 0 mm, resultando na redução progressiva do volume do reservatório reduzindo assim de 94% em até 41,9%, com isso, o objetivo da pesquisa foi: (1) Testar o efeito da redução do nível de água do reservatório, ocasionado pela diminuição da pluviosidade, sobre a diversidade beta (2) Investigar padrões espaciais e temporais de diversidade beta das assembleias usando índices de dissimilaridade baseados em incidência (β -sor) e abundância (β -bray) (3) Investigar a importância dos componentes de *turnover* (β -sim) e aninhamento (β -sne) nas dissimilaridades de Sorensen (4) Investigar a importância dos componentes de gradiente (β -gra) e balanço (β -bal) na dissimilaridade de Bray-Curtis (5) Avaliar as relações entre as medidas e componentes de dissimilaridade e os gradientes de seca (redução do volume da água e da chuva mensal) e longitudinal (gradiente barragem-rio), onde foram calculadas as dissimilaridade de Sorensen e assim particionada em componentes de *turnover* e aninhamento, e também a dissimilaridade de Bray-Curtis particionada em componentes de balanço e gradiente. Para avaliar as correlações entre as matrizes de dissimilaridade e o gradiente barragem rio com os gradientes de seca, foi feitas regressões múltiplas em matrizes de distâncias. O valor médio da dissimilaridade de β -sor foi de $0,44 \pm 0,15$ variando de 0 à 1. Os valores de β -sim explicou 56% de β -sor ($p=0,001$) enquanto o de β -sne 1,4% ($p=0,01$). O valor médio da dissimilaridade de Bray Curtis foi de $0,70 \pm 0,17$, variando de 0,09 à 1, O valor de β -bal explicou 12% ($p=0,01$), enquanto o valor de β -gra explicou 14% ($p=0,01$). A matriz β -sor foi correlacionada negativamente com a pluviosidade, no entanto a mesma foi correlacionada positivamente com o volume do reservatório. A matriz β -sim foi correlacionada negativamente com a pluviosidade e com o volume do reservatório, enquanto a mesma foi correlacionada positivamente com a distância dos pontos. A matriz β -sne foi correlacionada positivamente apenas com a matriz de distância dos pontos. A matriz β -bray foi correlacionada positivamente com a distância dos pontos e volume do reservatório. A matriz β -bal foi correlacionada negativamente com a distância dos pontos e com a pluviosidade, enquanto a mesma foi positivamente correlacionada com o volume do reservatório. A matriz β -gra foi correlacionada positivamente com a distância. A presente pesquisa evidenciou que gradiente de seca altera o ecossistema de um reservatório tropical, principalmente por *turnover* de espécies e gradiente de abundância.

Palavras-chave: Dissimilaridade, Alteração da comunidade, Mudança climática.

ABSTRACT

The Santa Cruz reservoir suffered interferences in the reduction of the rain level between 2010 and 2014, where the precipitation values were under the expected level in that region, decreasing from 473 mm to 0 mm and resulting in the progressive reduction of the reservoir volume from 94% until 41.9%. So the objective of this study was: (1) test the effect of the reduction level of the water in the reservoir caused by the decreasing of the pluviosity above the beta diversity; (2) investigate spacial and temporal patterns of the beta diversity of the group using dissimilarity indexes based in incidences (β -sor) and abundance (β -bray); (3) investigate the importance of the turnover (β -sim) and nestedness (β -sne) components in the dissimilarities of Sorensen; (4) investigate the importance of the gradiente (β -gra) and balance (β -bal) components in the dissimilarity of Bray-Curtis; (5) evaluate the relations between the measures and components of dissimilarity and the dried gradients (reduction of the water volume and the monthly rains) and longitudinal (gradient dam-river) where the dissimilarities of Sorensen were calculated and so partitioned in components of turnover and nestedness, and also the Bray-Curtis dissimilarity partitioned in components of ballance and gradiente. To evaluate the correlation between the dissimilarity matrix and the dam-river gradient with the dry gradients, it was made multiples regressions in the distance matrix. The average value of the β -sor dissimilarity was from 0.44 ± 0.15 varying from 0 to 1. The β -sim values shows 56% of β -sor ($p=0.001$) while the β -sne was 1.4% ($p=0.01$). The average value of the Bray Curtis dissimilarities was from 0.70 ± 0.17 varying from 0.09 to 1. The β -bal value shows 12% ($p=0.01$), where the β -gra value shows 14% ($p=0.01$). The β -sor matrix was negatively correlated with the pluviosity, however the same was positively correlated with the reservoir volume. The β -sim matrix was negatively correlated with the pluviosity and with the volume of the reservoir while the same was positively correlated with the points distance. The β -sne matrix was positively correlated only with the distance matrix of the points. The β -bray matrix was positively correlated with the distance of the points and the reservoir's volume. The β -bal matrix was negatively correlated with the distances of the points and the pluviosity, while the same was positively correlated with the reservoir's volume. The β -gra matrix was positively correlated with the distance. This research revealed that the dry gradient changes the ecosystem of a tropical reservoir, principally by the turnover of the species and the abundance gradient.

Keywords: Dissimilarity, community's changes, climatical changes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização do Reservatório de Santa Cruz e distribuição dos pontos de amostragem.....	7
Figura 2: Valores de volume do reservatório de Santa Cruz entre os anos de 2010 e 2014.	8
Figura 3: Correlograma de Mantel entre os valores de dissimilaridade de Sorensen, componentes de <i>turnover</i> e aninhamento e chuva e volume e distância em relação à barragem. (Os círculos maiores representam as matrizes e os menores os de distancia, pluviosidade e volume, os sinais de +/- representa o tipo de correlação).	12
Figura 4: Correlograma de Mantel entre os valores de dissimilaridade de Bray-Curtis, componentes de gradiente e balanço, chuva, volume e distância em relação à barragem. (Os círculos maiores representam as matrizes e os menores os de distancia, pluviosidade e volume, os sinais de +/- representa o tipo de correlação).	13

LISTA DE TABELAS

Tabela1: Classificação taxonômica e abundancia das espécies capturadas no reservatório de Santa-Cruz.	10
Tabela 2: Correlações de Mantel entre matrizes de dissimilaridade das assembleias e diferentes valores no volume, pluviosidade e distancia entre os pontos no reservatório. (- representa correlação negativa, * valores significativos).	13

LISTA DE SIGLAS

IFRN- Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte.

EMPARN- Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte.

β -sim – Matriz de dissimilaridade referente ao *turnover*.

β -sne – Matriz de dissimilaridade referente ao aninhamento.

β -sor - Matriz de dissimilaridade referente a diversidade beta total baseada em incidência (Dissimilaridade de Soresen).

β -bray - Matriz de dissimilaridade referente a diversidade beta total baseada em abundancia (Dissimilaridade de Bray-Curtis).

β -bal - Matriz de dissimilaridade referente ao balanço de abundancia.

β -grad- Matriz de dissimilaridade referente gradiente de abundancia.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1 GERAL:.....	3
2.2 ESPECÍFICOS:	3
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
3.1 IMPACTOS ECOLÓGICOS INDUZIDOS PELA SECA SOBRE ASSEMBLEIAS DE PEIXES.	4
3.2 MEDIDAS DE BETA DIVERSIDADE.	5
3.3 ÍNDICES DE DISSIMILARIDADE PARA CALCULAR A DIVERSIDADE BETA.....	6
4. MATERIAL E MÉTODOS	6
4.1. ÁREA DE ESTUDO	6
4.2. AMOSTRAGENS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES.....	8
4.3 NÍVEIS DE PRECIPITAÇÃO E VOLUME DO RESERVATÓRIO.	8
4.4 ANÁLISES DOS DADOS	9
5. RESULTADOS.....	10
5.1 PADRÕES DE DIVERSIDADE BETA	11
5.2 RELAÇÕES ENTRE AS MEDIDAS E COMPONENTES DE DISSIMILARIDADE E DISTÂNCIA ENTRE OS PONTOS COM OS GRADIENTES DE SECA.	11
6. DISCUSSÃO.....	14
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	17
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	18

1. INTRODUÇÃO

O clima global tem mudado no último século e a atividade humana tem sido atribuída como uma das principais causas dessa mudança, presumindo a intensificação de eventos climáticos com o passar do tempo (IPCC, 2007; HOUGHTON et al., 1996). Algumas das consequências destes eventos são as alterações nos padrões regionais de precipitação, os quais são caracterizados pela mudança da frequência e intensidade de eventos extremos (BENISTON et al., 2007; IPCC, 2007). Em muitas regiões do planeta, com a alteração climática é esperado longos períodos de seca (KUNDZEWICZ et al., 2008; POFF; ZIMMERMAN, 2010), principalmente um declínio exacerbado dos níveis de chuva, com maiores intervalos de duração, denominando-se secas supra sazonais (LAKE, 2003).

Com a diminuição do nível hidrométrico, o espaço físico para colonizadores de ambientes aquáticos é reduzido progressivamente, e a conectividade superficial limnológica e biológica entre habitats é fisicamente limitada (LAKE, 2003, MATTHEWS; MARSH-MATTEWS, 2003, BOND et al., 2008). Com este evento produzem-se condições abióticas estressantes para os organismos, como: o aumento da temperatura, condutividade e do pH, bem como redução da concentração dos níveis de oxigênio (LAKE, 2003, HUMPHRIES; BALDWIN, 2003).

As secas supra sazonais devem alterar os regimes de distúrbios físicos e hidrológicos de muitos ecossistemas de água doce (MILLY et al., 2005; WOODWARD et al., 2010), como consequência, são previstas profundas mudanças na estrutura e funcionamento de comunidades aquáticas (GURVICH et al., 2002, YVON-DURECHER et al., 2011, DOSSENA et al., 2012). Nos últimos anos, a seca tem sido adotada como um controlador importante na composição da comunidade aquática local (BOULTON, 2003; LAKE, 2003; CHASE, 2007). Em microcosmos aquáticos, Östman et al. (2006) constataram que a seca alterou o efeito do isolamento do habitat sobre a diversidade local e regional e composição na comunidade de protozoários e rotíferos. Em ecossistemas de lagoas, a seca pode atuar como um forte filtro abiótico sobre a comunidade local resultando em comunidades mais homogêneas, quando comparado à comunidades que não enfrentaram esse distúrbio (CHASE, 2007). Estudos observacionais em lagoas naturais têm mostrado efeitos significativos no tempo de

secagem na composição da comunidade aquática de invertebrados aquáticos e besouros. (JEFFRIES, 1994; FAIRCHILD et al, 2003;. SANDERSON et al, 2005).

A variação na composição de espécies entre os sites, dentro de uma região de interesse, foi denominada por Whittaker (1960, 1972) como “diversidade beta”, ele sugeriu que essa diversidade poderia ser quantificada por matrizes de dissimilaridade entre os sites, utilizando dados de presença-ausência (coeficientes de dissimilaridade de Jaccard ou Sorensen), ou dados de composição de espécies, no qual são usados dados de abundância proposta por Bray e Curtis (1957), nos últimos anos os números de estudos envolvendo mudanças de comunidades aumentaram consideravelmente. (KOLEFF et al., 2003; ANDERSON et al 2011). Em um estudo recente de Baselga (2010) foi proposta uma maneira para avaliar a diversidade beta como um fenômeno global avaliado pela dissimilaridade de Sorensen (β -sor), sugerindo que a diversidade beta total pode ser separada em duas matrizes distintas: a de *turnover* ou substituição de espécies, na qual é medida pelo índice de dissimilaridade de Simpson (β -sim), e componente de aninhamento (β -nes), portando a diversidade beta pode ser descrita como: β -sor = β -sim + β -nes.

O fenômeno de *turnover* de espécies ou substituição espécies consiste na troca de espécies entre dois sites, seja por seleção de espécies pelo meio ambiente, seja por restrições históricas e espaciais ou até mesmo por interações interespecíficas (Baselga, 2010). O segundo fenômeno trata-se do aninhamento onde, sites mais pobres caracterizam-se por ser um subconjunto de um site mais rico, porém nenhuma espécie é substituída por outra.

Em relação aos dados em nível de abundância, estes vão mais além do que os dados de presença-ausência, sendo ricos em informações que podem mudar a forma como interpretamos a variação no espaço na estrutura da assembleia (CASEY et al. 2008). Para presença-ausência, as diferenças entre os sites só estão visíveis na identidade das espécies. Medidas baseadas em abundância detectam variação mais sutil, na qual podemos olhar todas as mesmas espécies em dois locais, mas podem ter diferentes graus de abundância (as espécies mais comuns em um local podem ser mais raras em outros, e vice-versa).

A região nordeste do Brasil, é conhecida também como Polígono das Secas, está sujeita à secas recorrentes. Apresentam políticas destinadas a fornecer os meios para

armazenar água para futura utilização durante períodos prolongados de seca. Embora muitos desses reservatórios são utilizados para o consumo de água, a maioria são projetados para várias finalidades: como a irrigação, banhos, pesca e pecuária. Nos reservatórios de maiores tamanhos, a heterogeneidade espacial pode levar à formação de um gradiente longitudinal, havendo formações de zonas como a lacustre, de transição e zonas ribeirinhas, que contenham um biota distinta (THORNTON, 1990; CARVALHO et al., 1998; TRAIN et al., 2005). Os primeiros estudos limnológicos do Reservatório de Santa Cruz mostrou que este reservatório tinha apenas dois compartimentos especificamente lacustre e fluvial, o que pode variar em dependendo da época ou extensão (chuvoso ou seco) (HENRY - SILVA et al., 2013). Por causa deste gradiente as assembleias de peixes locais podem ser organizadas pelo espaço, uma vez que cada espécie tem diferentes limites de tolerância que variam em diferentes gradientes ambientais (HOLMGREN; APPELBERG, 2000).

Baseado nestas evidências acredita-se que a seca pode alterar tanto em questão espacial (zonação do reservatório) como temporalmente (intensificação do evento), seja por *turnover* ou aninhamento, ou também em nível de abundância, em relação a gradiente ou balanço na comunidade. Portanto, esta pesquisa tem por finalidade avaliar as alterações temporais e espaciais na estrutura de assembleias de peixes no reservatório de Santa Cruz, um importante ecossistema aquático do Rio Grande do Norte, ao longo de um período de cinco anos, caracterizado por seca (baixos níveis de precipitação) e pela redução progressiva do nível da água. Esse período representa um evento de seca supra sazonal e que simula naturalmente as condições extremas previstas pelos modelos climáticos.

2. OBJETIVOS

2.1 GERAL:

Testar o efeito da redução do nível de água do reservatório, ocasionado pela diminuição da pluviosidade, sobre a diversidade beta de assembleias de peixes.

2.2 ESPECÍFICOS:

- 1 – Investigar padrões espaciais e temporais de diversidade beta das assembleias usando índices de dissimilaridade baseados em incidência (Sorensen) e abundância (Bray-Curtis).
- 2 – Investigar a importância dos componentes de *turnover* e aninhamento nas dissimilaridades de Sorensen.
- 3 – Investigar a importância dos componentes de gradiente e balanço da abundância nas dissimilaridades de Bray-Curtis.
- 4 – Avaliar as relações entre as medidas e componentes de dissimilaridade e os gradientes de seca (redução do volume da água e da chuva mensal) e longitudinal (gradiente barragem-rio).

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 IMPACTOS ECOLÓGICOS INDUZIDOS PELA SECA SOBRE ASSEMBLEIAS DE PEIXES.

Os efeitos da seca sobre assembleias de peixes de água doce são propagados em diferentes níveis de organização ecológica através de múltiplos mecanismos diretos e indiretos (MATTHEWS; MARSH-MATTHEWS, 2003).

Em nível individual, a dessecação afeta negativamente a sobrevivência e mortalidade de indivíduos, condição corporal, crescimento, tempo de vida, fitness e dispersão (SHIRVELL, 1994, JANOBY, et.al 1997; SPRANZA; STANLEY, 2000, OSTRAND; MARKS, 2000). Em nível de população, a diminuição na disponibilidade de recursos e a produção de condições ambientais estressantes aumenta a competição intraespecífica, os níveis de extinção, hibridização e fragmentação populacional e produz mudanças na biomassa e estrutura de tamanho (CLOSS; LAKE, 1996, SNODGRASS et al., 1996, WILLIAMS, 1999, HUBBS, 2001). Em nível de comunidades, o estresse induzido pela seca produz mudanças na composição das assembleias, redução nos níveis de diversidade e riqueza, intensificação de interações interespecíficas negativas (competição e predação) e mudanças na distribuição de biomassa da assembleia (PIET, 1998, GROSSMAN; RATAJCZAK, 1998, SWALES et al., 1999). Em nível de ecossistemas, as mudanças na estrutura das assembleias de

peixes podem alterar os regimes de produtividade primária e estrutura de comunidades fitoplanctônicas, produção secundária bentônica, taxas de transporte de matéria orgânica e nutrientes e ciclagem de nutrientes (DOUGLAS et al 2003).

Além dos impactos ecológicos, a seca pode produzir profundas consequências evolutivas nas espécies de peixes, como por exemplo, mudanças nas frequências gênicas e adaptações fisiológicas, alterações nas dinâmicas de isolamento e vicariância e nas taxas de especiação e diversificação (MATTHEWS; MARSH-MATTHEWS 2003).

3.2 MEDIDAS DE BETA DIVERSIDADE.

A primeira definição de diversidade foi proposta por Whittaker (1960, 1972), em componentes espaciais, a diversidade local (diversidade alfa), a diversidade regional (diversidade gama) e a extensão da mudança na composição da comunidade, ou grau de diferenciação da comunidade, em relação a um gradiente complexo, ou um padrão de ambiente (beta diversidade). Desta forma, a diversidade beta pode ser vista como uma medida que compara inventários da diversidade em duas diferentes escalas (diversidade alfa e gama) (BASELGA 2010). Esta comparação pode ser feita usando a clássica abordagem multiplicativa de Whittaker ($\beta = \text{gama}/\text{alfa}$). Em uma abordagem alternativa originalmente proposta por McArthur et al.(1966), e corroborada por Lande (1996), a diversidade beta é calculada aditivamente como ($\beta = \text{gama} - \text{alfa}$). A forma aditiva da diversidade beta tem se tornado popular nos anos recentes (LANDE, 1996; VEECH et al., 2002; CRIST et al., 2003), pois ela permite ser facilmente aplicada em diferentes escalas espaciais para abordar estas questões de uma forma eficaz (WILSEY, 2010).

No entanto, Jost (2007) afirma ainda que “devemos desenvolver uma nova expressão geral relacionando alfa, beta e gama e que a nova expressão deve assegurar que o componente beta é para variar independentemente de alfa”, assim, Jost (2006), sugeriu que a diversidade pode ser analisada em relação ao grau de influência da abundância relativa das espécies que compõem a comunidade, sendo que um modelo geral pode originar diferentes índices de diversidade apenas mudando um parâmetro que é a média ponderada das abundâncias relativas das espécies (HILL, 1973).

O estudo da diversidade Beta tem sido conduzido principalmente utilizando índices baseados em dados de ocorrência das espécies, índices que utilizam dados de

abundancia de espécies nos locais avaliados e também técnicas de ordenação para mensurar a diversidade Beta (KOLEFF, 2005), outra visão é considerar a diversidade beta como uma medida de similaridade entre as áreas (KOLEFF et al., 2003).

3.3 ÍNDICES DE DISSIMILARIDADE PARA CALCULAR A DIVERSIDADE BETA.

Em 1948 o índice de Sorensen foi desenvolvido com finalidade de medir a similaridade de espécies entre duas comunidades antes mesmo de existir o termo “diversidade beta”. Posteriormente vários outros índices foram derivados, como o índice de Lennon *et al.*, (2001) e Ruggiero et al., (1998) índices sem ainda haver um consenso em relação à medida mais adequada para investigar a comparação da diversidade entre duas comunidades. Numa gama de índices de similaridade de Sorensen e Jaccard estão intimamente relacionados e são os dois mais antigos e amplamente utilizados na estimativa de similaridade de composição de uma comunidade, e, por conseguinte, o seu complemento, a dissimilaridade. Ambos são derivados da presença e ausência de espécies emparelhadas nas assembleias com utilização de cálculos simplificados (MAGURRAN, 2004).

Uma versão modificada índice de Sorensen foi desenvolvido por Bray e Curtis (1957), com base em dados de abundancia (também conhecido como o índice de Sørensen de abundancia) (MAGURRAN, 2004) e um número de outros índices em abundancias também foi desenvolvido posteriormente. (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998), incluindo o amplamente aplicado índice de Morisita-Horn (MAGURRAN, 2004). Alguns questionamentos ocorrem a respeito destes, que busca desenvolver um índice que utilize não apenas dados de presença e ausência, mas envolva também informações de abundancia das espécies em cada comunidade (CHAO et al., 2005).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1.ÁREA DE ESTUDO

Entre as pequenas bacias hidrográficas localizadas dentro do Nordeste Médio Oriental, encontra-se a bacia do rio Apodi/Mossoró, que é a maior totalmente inserida no Estado do Rio Grande do Norte, ocupando uma área de 14.246 Km², o que corresponde aproximadamente 27% do território do estado, sendo o rio Apodi/Mossoró

o principal rio da bacia (ANA, 2008; SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSO HÍDRICOS O RIO GRANDE DO NORTE, 2009). Este rio, possui 22 reservatórios que abastecem de água principalmente para o consumo humano, agricultura e criação de gado (ALMEIDA et al., 2006), entre esses reservatórios, destaca-se o de Santa Cruz que é o segundo maior do estado

O clima regional é caracterizado como muito quente e semiárido e com estação chuvosa se atrasando para o outono, de acordo com classificação climática de Köppen. A precipitação média anual nesta bacia hidrográfica é 750 milímetros se concentrando entre os meses de fevereiro a junho (NOVAES et al., 2014)

O presente estudo foi realizado no reservatório de Santa Cruz ($05^{\circ}45'45''$ S, $37^{\circ}48'00''$ W) (Figura 1). Este reservatório, foi construído em 2002 com o objetivo de fornecimento de água para o abastecimento e irrigação do Vale do Apodi, ocupa uma área de 34,13 Km² e tem uma capacidade máxima de seis milhões de metros cúbicos (SEMARH, 2009).

A região estudada sofreu uma redução do nível de chuvas de 2010 a 2014, onde os valores de precipitação foram inferiores ao nível médio da região, variando de 473 mm a 0 mm, resultando na redução progressiva do volume do reservatório (Figura 2).

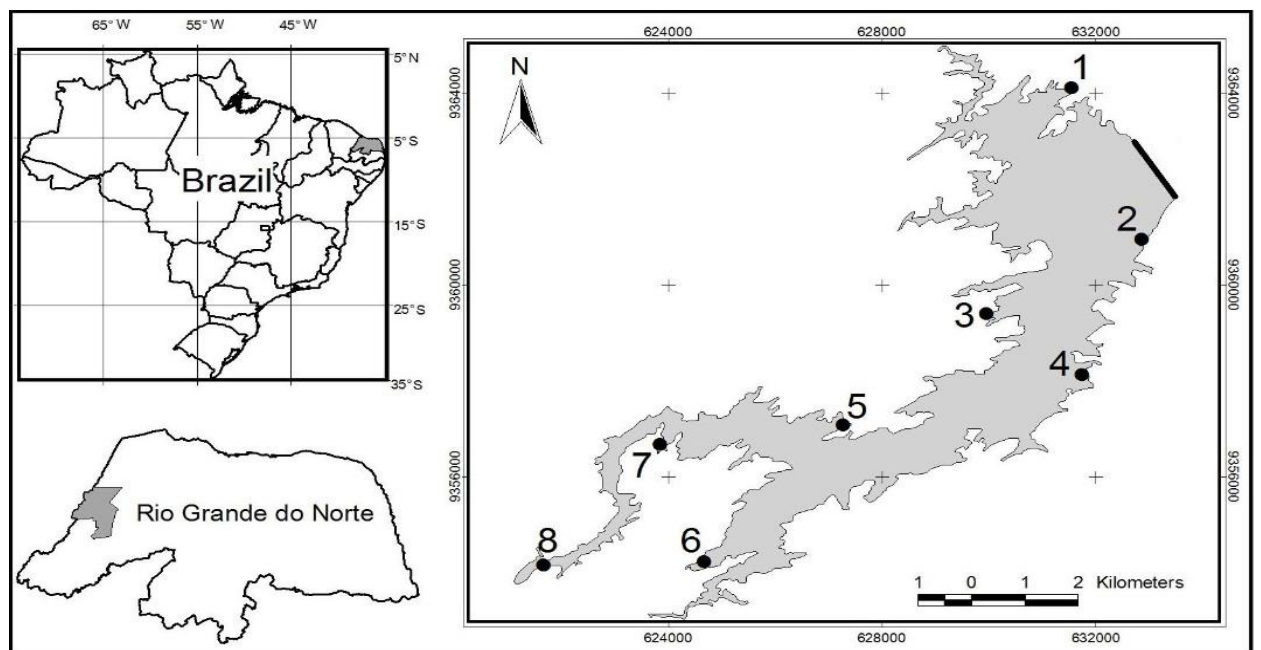


Figura 1: Localização do Reservatório de Santa Cruz e distribuição dos pontos de amostragem.

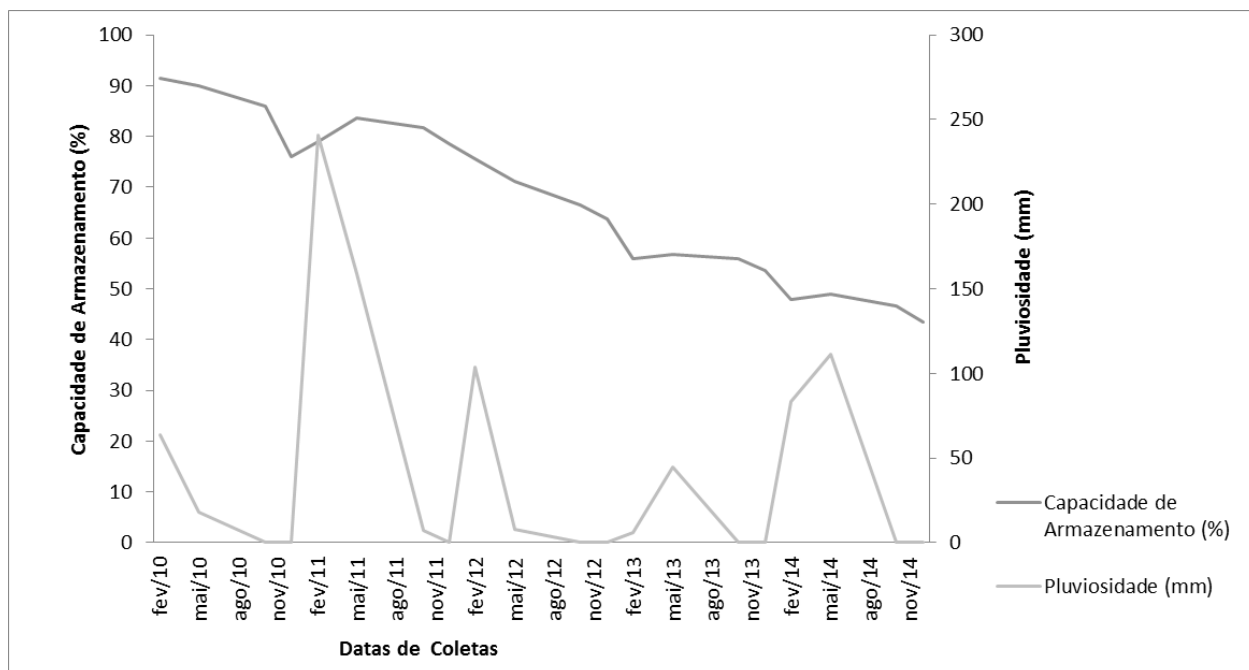


Figura 2: Capacidade de armazenamento e pluviosidade média no reservatório de Santa Cruz entre os anos de 2010 e 2014.

4.2.AMOSTRAGENS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

Os indivíduos foram amostrados trimestralmente em oito pontos distribuídos longitudinalmente (Figura 1). As amostragens, pois estavam distribuídos em trechos de modo que obteve-se um gradiente barragem-rio, no período de fevereiro de 2010 até dezembro de 2014. Os peixes foram capturados com o uso de redes de espera com um total de 15 metros de comprimento e 2 metros de altura com aberturas de malhas de (12, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 60, 70 mm). As redes foram armadas ao entardecer (17h30min) e retirados ao amanhecer (05h30min) totalizando 12 horas.

Os exemplares capturados foram acondicionados em sacos plásticos devidamente etiquetados com os pontos de coletas e aparato de captura, conservados no gelo até chegarem ao laboratório do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte – IFRN, Campus Apodi, onde foram identificadas até o nível taxonômico de espécie, por meio de literatura especializada.

4.3 NÍVEIS DE PRECIPITAÇÃO E VOLUME DO RESERVATÓRIO.

Os dados pluviométricos foram obtidos através de postos meteorológicos da prefeitura, em um sítio local e na sede da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio

Grande do Norte – EMPARN no município de Apodi, todos referenciados para região estudada. Estas informações foram coletadas diariamente e assim agrupadas por trimestre, concretizando por período de coleta. Os dados de cotas e volume do reservatório foram obtidos a partir dos sites da Secretaria de Estado da Meio Ambiente.

4.4 ANÁLISES DOS DADOS

Para quantificar os padrões espaciais e temporais da diversidade beta das assembleias foram calculadas as dissimilaridades de Sorensen, baseada em incidência, e de Bray-Curtis, baseada em abundância.

Foi utilizado o índice de dissimilaridade de Sorensen, para calcular a dissimilaridade pareada entre sites ao longo do período estudado e também entre as distâncias nas séries temporais e longitudinais como um índice de diversidade beta (BASELGA, 2010). A diversidade beta foi decomposta nos componentes de *turnover* de espécies e de aninhamento, de acordo com a metodologia proposta por Baselga (2010), sendo que a diversidade beta total é representada pelo índice de dissimilaridade de Sorensen (β_{sor}), a substituição espacial de espécies é representada pelo índice de dissimilaridade de Simpson (β_{sim}) e o aninhamento é representado pelo índice de aninhamento que quantifica a dissimilaridade devido à diferença na riqueza de espécies entre pares de locais (β_{sne}) (BASELGA, 2010, 2012; BASELGA; ORME, 2012).

Foi utilizado índice de dissimilaridade de Bray Curtis, como um índice de diversidade beta baseada em abundância. A mesma foi decomposta nos componentes de balanço e gradiente, de acordo com a metodologia proposta por Baselga (2013), sendo que a diversidade beta total é representada pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (β_{bray}), a variação de abundancia de forma balanceada é representada pelo índice (β_{bal}) e a abundancia em forma de gradiente é representado pelo índice (β_{grad}) (BASELGA, 2013).

Para avaliar as correlações entre as matrizes de dissimilaridade com gradiente barragem-rio e com gradientes de seca, foi feitos testes de Mantel.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa estatístico R 3.1.1, utilizando os pacotes *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2012) e *betapart* (BASELGA, 2010).

5. RESULTADOS

Durante os anos de estudo foram capturados 11.090 indivíduos, vinte e duas espécies pertencentes a dezesseis gêneros e dez famílias. (Tabela 1).

Tabela1: Classificação taxonômica e abundancia das espécies capturadas no reservatório de Santa-Cruz, capturados durante os anos de 2010 a 2014.

Família	Nome Científico	Abundância	CPUE (ind/301,8m ² x12h)
Cichlidae	* <i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	4	0,33±0,01
Characidae	<i>Astyanax</i> aff. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	460	38,33±0,76
Characidae	<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	92	7,66±0,19
Cichlidae	* <i>Cichla monoculus</i> Agassiz, 1831	186	15,5±0,15
Cichlidae	<i>Cichlassoma orientale</i> Kullander, 1983	4	0,33±0,01
Cichlidae	<i>Crenicichla menesezi</i> Ploeg, 1991	104	8,66±0,11
Curimatidae	<i>Curimatella lepidura</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	1.854	154,5±3,88
Erythrinidae	<i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	375	31,25±0,20
Loricariidae	<i>Hypostomus pularum</i> (Starks, 1913)	3.431	285,91±5,36
Anostomidae	<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850	8	0,66±0,04
Anostomidae	<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	266	22,16±0,21
Anostomidae	<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	11	0,91±0,02
Loricariidae	<i>Loricariichthys derbyi</i> Fowler, 1915	50	4,16±0,09
Characidae	<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	717	59,75±2,59
Characidae	<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	284	23,66±0,55
Cichlidae	* <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	23	1,91±0,04
Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.	2	0,16±0,01
Sciaenidae	* <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	1.264	105,33±1,26
Prochilodontidae	<i>Prochilodus brevis</i> Steindachner, 1875	106	8,83±0,12
Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	437	36,41±0,23
Characidae	<i>Triportheus signatus</i> (Garman, 1890)	1.409	117,41±1,95
Curimatidae	<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	3	0,25±0,01

*Espécies introduzidas na Bacia Apodi-Mossoró

4.1 PADRÕES DE DIVERSIDADE BETA

O valor médio da dissimilaridade de β -sor durante o período foi de $0,44 \pm 0,15$ variando de 0 à 1. Os valores de β -sim explicou 56% de β -sor, $r = 0,05$ ($p=0,001$) enquanto o de β -sne 1,4%, $r=0,74$ ($p=0,01$). O valor médio da dissimilaridade de β -bray foi de $0,70 \pm 0,17$, variando de 0,09 à 1. O valor de β -bal explicou 12%, $r=0,34$ ($p=0,01$), enquanto o valor de β -gra explicou 14%, $r=0,38$ ($p=0,01$).

4.2 RELAÇÕES ENTRE AS MEDIDAS E COMPONENTES DE DISSIMILARIDADE E DISTÂNCIA ENTRE OS PONTOS COM OS GRADIENTES DE SECA.

A matriz β -sor foi correlacionada negativamente com a pluviosidade, e positivamente com o volume do reservatório. A matriz β -sim foi correlacionada negativamente com a pluviosidade e com o volume do reservatório, enquanto a mesma foi correlacionada positivamente com a distância dos pontos. A matriz β -sne foi correlacionada positivamente apenas com a matriz de distância dos pontos. (Tabela 2) (Figura 3)

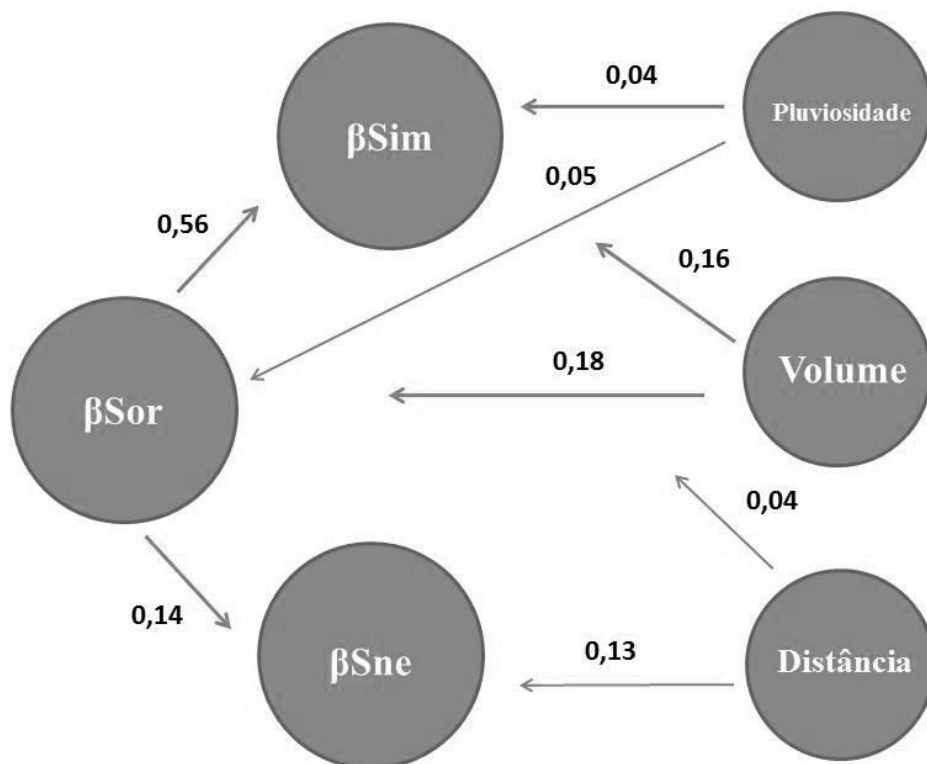


Figura 3: Correlograma de Mantel entre os valores de dissimilaridade de Sorensen, componentes de *turnover* e aninhamento e chuva e volume e distância em relação à barragem. (Os círculos maiores representam as matrizes e os menores os de distancia, pluviosidade e volume, os sinais de +/- representa o tipo de correlação).

A matriz β -bray foi correlacionada positivamente com a distância dos pontos e volume do reservatório. A matriz β -bal foi correlacionada negativamente com a distância dos pontos e com a pluviosidade, enquanto a mesma foi positivamente correlacionada com o volume do reservatório. A matriz β -gra foi correlacionada positivamente com a distância. (Tabela 2) (Figura 3).

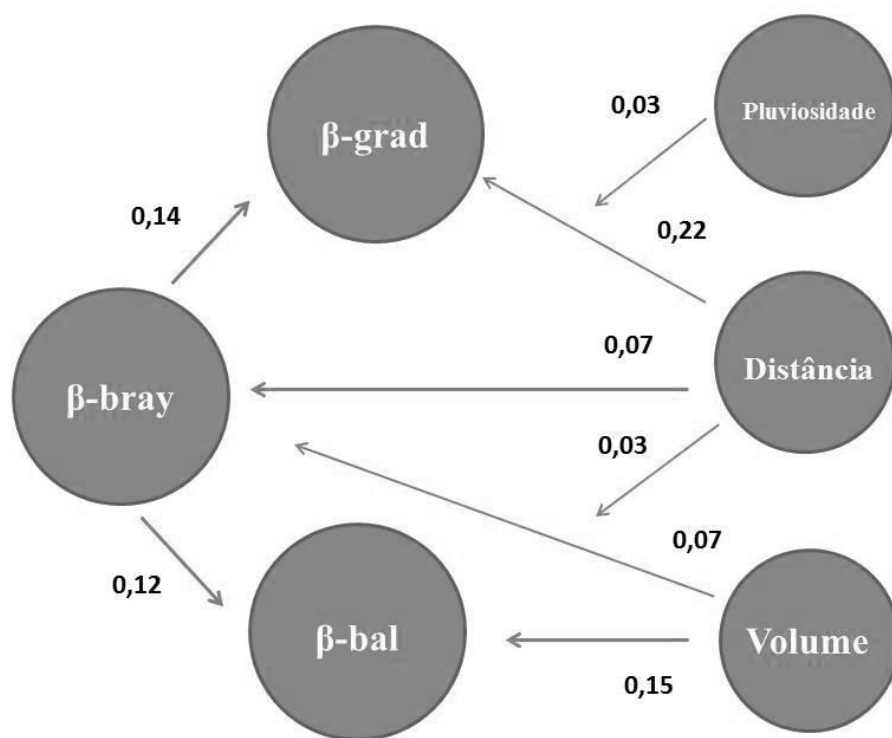


Figura 4: Correlograma de Mantel entre os valores de dissimilaridade de Bray-Curtis, componentes de gradiente e balanço, chuva, volume e distância em relação à barragem. (Os círculos maiores representam as matrizes e os menores os de distancia, pluviosidade e volume, os sinais de +/- representa o tipo de correlação).

Tabela 2: Correlações de Mantel entre matrizes de dissimilaridade das assembleias e diferentes valores no volume, pluviosidade e distancia entre os pontos no reservatório. (- representa correlação negativa, * valores significativos).

	Volume do Reservatório	Pluviosidade	Distância
β-sor	R= 0.42 (p=0.001) *	R= -0.22 (p=0.007) *	R= 0.47 (p=0.1371)
β-sim	R=-0.40 (p=0.001) *	R= -0.20 (p=0.01) *	R= 0.20 (p=0.008) *
β-sne	R= 0.18 (p= 0.2332)	R= 0.18 (p=0,8699)	R= 0.36 (p=0.001) *
β-bray	R= 0.28 (p=0.001) *	R= 0,18(p=0.1021)	R= 0.28 (p=0.001) *
β-grad	R=0.52 (p=0.1191)	R= 0.47(p=0.3223)	R= 0.47 (p=0.001) *
β-bal	R= -0.39 (p=0.001) *	R= 0.18 (p=0.02) *	R= -0.18 (p=0.004) *

6. DISCUSSÃO

Efeitos de distúrbios sobre os ecossistemas têm sido intensamente discutidas (ALLISON, 2004; JIANG; PATEL, 2008), no entanto, o efeito de eventos intensos e imprevisíveis ainda não são totalmente compreendidos, devido à ausência de estudos ecológicos de longo prazo (TURNER; DALE, 1998). O resultado da presente pesquisa indica que durante o período de seca supra sazonal, a comunidade de peixes do reservatório é alterada na sua composição tanto temporalmente quanto espacialmente, principalmente por substituição de espécies (*turnover*) e em grau de abundancia (balanço).

Durante o evento de seca supra sazonal, o nível do reservatório reduziu drasticamente, alterando a comunidade por *turnover* em relação a distancia entre os pontos e temporalmente, indicando que a composição esta mudando principalmente por alterações de espécies. Uma das explicações viáveis é que o *turnover* espacial está fortemente ligado com a forma de como as espécies se dispersam e com relação ao tamanho do corpo dos organismos, bem como a dispersão apresenta implicações importantes para o *turnover* temporal, porque os organismos com alta capacidade de dispersão também têm uma alta probabilidade de colonização de habitats, quando adequados, portanto, também alterando a composição da comunidade através do tempo (KORHONEN et al. 2010). Já a mudança na comunidade através do aninhamento apresentou pouca representatividade em relação à dissimilaridade de Sorensen. A riqueza do local não foi uma propriedade que variou excessivamente com a intensificação da seca, devido à taxa de aninhamento ter apresentado pouquíssima representatividade. A distribuição da riqueza de espécies de peixes na América do Norte (McALLISTER et al. 1986) é fortemente influenciada pelos padrões recentes e pré-históricas de aridez, secagem do córrego, e a seca no Centro-Oeste e Sudeste, assim muitos estudos de grande escala, sugerem a influência evolutiva poderosa da seca, mas só agora estes tais problemas estão sendo abordados de uma forma relativamente direta na escala de tempo evolutivo, como por exemplo a investigação sobre a evolução molecular de peixes da bacia do rio Colorado (DOUGLAS et al., 2003). Bogan et al (2011) quando compararam os níveis de riqueza de insetos em lagos no período de pré secagem e pós secagem, puderam também observar que os valores médios da riqueza de espécies não foram significativamente diferentes entre os períodos. Segundo Novaes et al (2014), em um estudo no reservatório de Santa Cruz, relataram que os maiores

valores de diversidade da comunidade de peixes estão situados na estação seca, porém não houve diferença significativa entre a estação chuvosa na região.

Quando avaliado em nível de abundância, a dissimilaridade de Bray- Curtis revelou que também houve mudanças na estrutura comunidade que se comportou de forma balanceada, ou seja, algumas espécies vieram a diminuir e outras vieram a aumentar se tratando de uma dinâmica compensatória. Ecólogos têm documentado mudanças imediatas ou de curto prazo em populações resultantes da dessecação, causando perda de habitat, ou alterações na qualidade da água sob condições de seca (MAGOULICK; KOBZA, 2003), essas questões podem vir a influenciar o aumento apresentado na abundância dessas espécies citadas por algumas características próprias em questão, como: resistência às condições anóxicas (SANTOS et al., 1984), suporte de grandes períodos em jejum o que contribui para ampla dispersão e adaptação (AZEVEDO; GOMES, 1943; BARBIERI, 1989), e forte resistência a grandes impactos ambientais (AGOSTINHO et al., 1999). Segundo Magurran; Henderson (2010) inferem que os termos de abundância relativa de espécies, parecem serem insensíveis à variação na taxa de *turnover*. Além disso, a variação em relação a balanço de abundâncias pode ser associada à substituição de espécies (*turnover*) (BASELGA, 2013). Tem-se a hipótese de que as condições ambientais podem filtrar espécies e que estas espécies chegam a colonizar apenas se as suas características fisiológicas funcionais, morfológicas e / ou história de vida são compatíveis com as características do habitat (KEDDY, 1992). Muitos pesquisadores concordam que as inundações e as secas podem ter uma influência generalizada nas características estruturais e funcionais nos ecossistemas lóticos (RESH et al, 1988), impactos da seca em águas correntes são melhores entendidos do que em locais lênticos e estudos sobre a interferência na comunidade nesse ambientes ainda são considerados escassos ou sem conhecimentos. (BOND et al., 2008).

Correlações entre as matrizes de Soresen e a pluviosidade indicam que os níveis de precipitação interferem na alteração da comunidade, quando diminuído o volume do reservatório, apresenta uma condição com a dissimilaridade do volume, portanto locais perturbados podem estar associados com valores significativamente mais elevados de dissimilaridade, em comparação com os locais não perturbados (HUMPHREY et al., 2010). A diversidade de espécies é positivamente relacionada à heterogeneidade de habitats de várias assembleias, inclusive ambientes aquáticos (ABELE, 1974;

BRONRNARK, 1985), mais especificamente, a diversidade de peixes está associada diretamente a área do lago (BARBOUR; BROWN, 1974; EADIE et al. 1986), corroborando com a presente pesquisa, pois o reservatório apresentou uma diminuição no seu volume e um aumento na diversidade no local. A matriz de β -sim foi correlacionada negativamente com o volume e o nível de chuvas, indicando que com a escassez de chuvas e a redução do nível do reservatório, há uma maior taxa de *turnover* na comunidade. A mesma foi correlacionada positivamente com a distância indicando uma divergência na comunidade em relação aos pontos com a intensificação da seca. Já a matriz β -sne apresentou apenas correlação positiva com a distância sugerindo uma perda de espécies nos pontos mais longe da barragem com o aumento da seca, possivelmente por se tratar da zona fluvial e a mesma encontrava-se em uma área de menor quantidade de volume de água.

A matriz referente à dissimilaridade de Bray- Curtis apresentou uma correlação positiva com a distância em relação a barragem. A mesma correlação foi observada com o nível do volume do reservatório, mostrando uma comunidade mais dissimilar, em relação a abundancia, havendo um gradiente espacial de distribuição de espécies. A correlação positiva da matriz de β -bal em relação ao volume indica que está havendo uma assincronia em relação a abundancia entre as espécies, pois algumas estão aumentando e outras diminuindo com a diminuição do volume, o mesmo padrão de variação foi observado por (MAGURRAN; HENDERSON, 2010), onde houve dessincronia da comunidade em relação ao passar dos anos no canal de Bistrol, em relação à pluviosidade e a distância ambas foram correlacionadas também com β -bal, sugerindo diferenças equilibradas em relação a abundancia, havendo o aumento de algumas espécies e consequentemente a diminuição de outras na mesma magnitude. A matriz β -grad correlacionou-se apenas com a distância, enfatizando uma perda de abundancia nos pontos mais longe da barragem, O mesmo ocorreu com o estudo de (MAGALHÃES et al., 2007) Este estudo mostrou que a assembleia de peixes poderia ser significativamente afetada pela ocorrência de secas, o que causou mudanças na abundancia relativa de espécies, portanto estes gradientes ambientais tendem a segregar algumas espécies de acordo com suas tolerâncias fisiológicas.

Portanto a mudança climática pode beneficiar algumas espécies libertando-as da competição interespecífica e predação, ou mediante a disponibilização de novo habitat, enquanto outras podem ser negativamente afetadas pela seca (BUISSON et al., 2008).

Somente recentemente estamos ganhando uma melhor visão sobre os impactos que secas supra sazonais têm sobre os ecossistemas de água doce (LAKE, 2003). Também precisa considerar o impacto acumulativo de futuras secas e contínuas para fazer previsões e respostas biológicas para a mudança climática

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diversidade beta é alterada tanto no quesito espacial quanto temporal sobre o efeito de uma seca supra sazonal. Quando o reservatório apresenta um volume de água bastante reduzido, devido a este evento, a principal mudança é por *turnover* de espécies, quando avaliado em incidência e também acrescentado de um abundância de forma balanceada, quando avaliado em nível de abundância. É notável que os dados apenas comporta organismos aquáticos e se incentiva a pesquisadores testarem a generalidade das conclusões também em ecossistemas terrestres.

Estes resultados têm importantes ajudas para a compreensão de como a assembleia de reservatórios tropicais se alteram no ambiente quando o efeito da seca é predominante e como as espécies presentes são resistentes com tais mudanças como os níveis de precipitação e volume em baixa e com o aumento da distância em relação à barragem do rio. É Ressaltado que analisar a diversidade beta não apenas espacial, mas também temporal, e não apenas em grau de incidência, mas também em relação a abundância é altamente importante porque prevê em larga escala de como um reservatório pode se comportar e possíveis mudanças no futuro com o efeito de alterações climáticas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELE, L.G. Species diversity of decapod crustaceans. *Ecology*, v.55, p.156-161. 1974.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Regiões Hidrográficas. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>> Acesso em: 30/07/2012. 2008.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognosis on aging. In *Theoretical reservoir ecology and its application* (J.G. Tundisi & M. Straskraba, eds.). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos, p.227-265. 1999.
- ALLISON, G. The influence of species diversity and stress intensity on community resistance and resilience. *Ecological Monographs*, v.74, p.117-134. 2004.
- ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, v.14, p.19-28. 2011.
- ALMEIDA et al. Caracterização das Bacias Hidrográficas dos Rios Apodi/Mossoró e Piranhas/Assú (RN): MAPEAMENTO do uso do solo através das imagens do satélite CBERS 2 E ANÁLISE SÓCIO-ECONÔMICA. *Revista da FAPERN*, v.1, n.4. 2006.
- AZEVEDO, P.; GOMES, A. L. Contribuição ao estudo da biologia da traíra, *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794). *Boletim de Indústria Animal*, Nova Odessa, v.4, p. 15-64.
- BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da Represa do Monjolinho, São Carlos/SP. *Revista Brasileira de Biologia*, v.2 p.225-233. 1989.
- BARBOUR, C. D.; BROWN, I. H. Fish species diversity in lakes. *The American Naturalist*, v. 1638, p. 473-489. 1974.
- BASELGA A.; ORME, D.L. Betapart: R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 3, p. 808-812. 2012.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity, *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, p. 134-143. 2010.
- BASELGA, A. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 4, p. 552-557. 2013.
- BASELGA, A. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, v. 21, p. 1223-1232. 2012.
- BENISTON, M.; STEPHENSON, D. B.; CHRISTINSEN, O. B. Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. *Climate Changes*, v. 81, p. 71-95. 2007.

- BOGAN, M. T.; LYTLE, D. A. Severe drought drives novel community trajectories in desert stream pools. *Freshwater Biology*, v. 56, p. 2070-2081. 2011.
- BOND, N. R.; LAKE, P. S.; ARTHINGTON, A. H. The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia*, v. 600, p. 3-16. 2008.
- BOULTON, A. J. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, v. 48, p. 1173-1185. 2003.
- BRAY, R. J.; CURTIS, J. T. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, v. 27, p. 325-349. 1957.
- BRONMARK, C. Freshwater snail diversity: effects of pond area, habitat heterogeneity and isolation. *Oecologia*, v. 67, p. 127-131. 1985.
- BUISSON, L. et al. Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology*, v. 14, p. 2232-2248. 2008.
- CARVALHO, E. et al. Diversity of fish species in the Paranapanema River Jurumirim reservoir transition region (São Paulo State, Brasil). *Italian Journal of Zoology*, v. 65, p. 325-330. 1998.
- CASSEY, P. et al. The varying role of population abundance in structuring indices of biotic homogenization. *Journal of Biogeography*, v. 35, p. 884-892. 2008.
- CHAO, A. et al. A new statistical approach for assessing compositional similarity based on incidence and abundance data. *Ecology Letters*, v. 8, p. 148-159. 2005.
- CHASE, J. M. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 104, p. 17430-17434. 2007.
- CLOSS, G. P.; LAKE, P. S. Drought, differential mortality and the coexistence of a native and an introduced fish species in a southeast Australian intermittent stream, *Environmental Biology of Fishes*, v. 47, p. 17-26. 1996.
- CRIST, T. O.; PRADHAN-DEVARE, S. V.; SUMMERVILLE, K. S. Spatial variation in insect community and species responses to habitat loss and plant community composition, *Oecologia*, v. 147, p. 510-521. 2006.
- DOSSENA, M.; et al. Warming alters community size structure and ecosystem functioning. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 279, p. 3011-3019. 2012.
- DOUGLAS, M. R.; BRUNNER, P. C.; DOUGLAS, M. E. Drought in an evolutionary context: molecular variability in Flannelmouth Sucker (*Catostomus latipinnis*) from the Colorado River Basin of western North America. *Freshwater Biology*, v. 48, p. 1256-1275. 2003.

EADIE, J. M. T. et al. Lakes and rivers as islands: species area relationships in the fish faunas of Ontario. *Environmental Biology of Fishes*, v. 15, p. 81–89. 1986.

FAIRCHILD G.W. et al. Microhabitat and landscape influences on aquatic beetle assemblages in a cluster of temporary and permanent ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 22, p. 224–240. 2003.

GROSSMAN, G. D.; RATAJCZAK, R. E. J. R. Long-term patterns of microhabitat use by fish in a southern Appalachian stream from 1983 to 1992: effects of hydrologic period, season and fish length. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 7, p. 108–131. 1998.

GURVICH, D. E. et al. Foliar resistance to simulated extreme temperature events is contrasting plant functional and chorological types. *Global Change Biology*, v. 8, p. 1139 – 1145. 2002.

HENRY-SILVA, G. G.; SANTOS, R. V.; MOURA, R. S. T. and BUENO, NC.; Primeiro registro de *Chara indica* e *Chara zeylanica* (Charophyceae, Charales, Characeae) em reservatórios do semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil. *Biotemas*, v. 26, p. 243–248, 2013

HILL, M. O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and its Consequences. *Ecology*, v. 54, p. 427–432. 1973.

HOLMGREN, K.; APPELBERG, M. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish Biology*, v.57, p.1312–1330. 2000.

HOUGHTON, J. T. L. G. et al. *The Science of Climate Change*, Intergovernmental Panel on Climate Change, p. 572, Cambridge University Press, Cambridge, GB, 1996.

HUBBS, C. Declining fishes of the Chihuahuan Desert. In: EDS, A. M.; POWELL, R. R.; HOLLANDER, J. C.; BARLOW, W. B.; MCGILLIVRAY; SCHMIDLY D.J, *Papers from the Third Symposium on Resources of the Chihuahuan Desert Basin, United States and Mexico*, p. 89–96, Chihuahuan Desert Research Institute, Alpine, Texas, 1990.

HUMPHREY, C.; CHANDLER, L.; CAMILLERI, C. Monitoring using macro-invertebrate community structure. In *eriss research summary 2008–2009*, eds DR Jones & A Webb, Supervising Scientist Report 201, Supervising Scientist, Darwin NT, p. 85–87, 2010.

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

IPCC- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability*. In: *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (PARRY, M. L.; CANZIANI, O. F., PALUTIKOV, J. P.; VANDERLINDEN, P. J.; HANSON, C. E.), Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976 p.

JANOVY, J. JR.; SNYDER, S. D.; CLOPTON, R. E. Evolutionary constraints on population structure: the parasites of *Fundulus zebrinus* (Pisces: Cyprinodontidae) in the South Platte River of Nebraska. *Journal of Parasitology*, v. 83, p. 584–592. 1997.

JEFFRIES, M. J. Invertebrate communities and turnover in wetland ponds affected by drought. *Freshwater Biology*, v. 32, p. 603–612. 1994.

JIANG, L.; PATEL S. N. Community assembly in the presence of disturbance: A microcosm experiment. *Ecology*, v. 89, p. 1931–1940. 2008.

JOST, L. Entropy and diversity. *Oikos*, v. 113, p. 363–375. 2006.

JOST, L. Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology*, v. 88, p. 2427–2439. 2007.

KEDDY P.A. Quantifying within-lake gradients of wave energy- interrelationships of wave energy, substrate particle-size and shoreline plants in Axe lake, Ontario. *Aquatic Botany*, v. 14, p. 41–58. 1982.

KOLEFF, P.; GASTON, K. J.; LENNON, J. J. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, v. 72, p. 376–382. 2003.

KOLEFF, P. Conceptos y medidas de la diversidad beta. In: HALFTER, G. J. (Ed.). *Sobre la diversidad biológica: volume 4: el significado de las diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Zaragoza: Sea, p. 19–22 2005.

KORHONEN, J. J.; SOININEN, J., HILLEBRAND, H. A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. *Ecology*, v. 91, p. 508–517. 2010.

KUNDZEWICZ, Z. W. et al. The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal*, v. 53, p. 3–10. 2008.

LAKE, P. S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing water. *Freshwater Biology*, v. 48, p. 1161–1172. 2003.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, v. 76, p. 5–13. 1996.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam, 1998.

LENNON, J. J. et al. The geographical structure of British bird distributions: Diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, v. 70, p. 966–979. 2001.

MACARTHUR, R.; RECHER, H.; CODY, M. On the relation between habitat selection and species diversity. *The American Naturalist*, v. 100, p. 319–332. 1966.

- MCALLISTER, C. T.; TRAUTH, S. E; UBELAKER, J. E. Nematode parasites of the parthenogenetic whiptail lizard, *Cnemidophorus laredoensis* (Sauria, Teiidae) from south Texas. *Proceedings of the Helminthological Society of Washington*, v. 53, p. 138-139, 1986.
- MAGALHÃES, M. F. et al. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, v. 52, p. 1494–1510. 2007.
- 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.
- MAGURRAN, A. E. Measuring Biological Diversity. *African Journal of Aquatic Science*, 2004.
- MAGURRAN, A. E.; HENDERSON, P. A. Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, v. 365, p. 3611–3620. 2010.
- MATTHEWS, W. J.; MARSH-MATTHEWS, E. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology*, v. 48, p. 1232–1253. 2003.
- MILLY, P. C. D.; DUNNE, K. A.; VECCHIA, A. V. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, v. 438, p. 347–350. 2005.
- NOVAES, J. L. C. et al. Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance. *Brazilian Journal Biology*, v. 74, p. 290-301. 2014.
- OKSANEN, J. et al. Vegan: Community ecology package. R package version 2.14.0., <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. (2012).
- ÖSTMAN, Ö.; KNEITE J.M.; CHASE J.M. Disturbance alters habitat isolation's effect on biodiversity in aquatic microcosms. *Oikos*, v. 14, p. 360-366. 2006.
- OSTRAND, K .G.; MARKS, D. E. Mortality of prairie stream fishes confined in an isolated pool, *Texas Journal of Science*, v. 52, p. 255–258. 2000.
- PIET, G. J. Impact of environmental perturbation on a tropical fish community, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 55, p. 1842–1853. 1998.
- POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K. H. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, v. 55, p. 194–205. 2010.
- RESH, V. H. et al. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 7, p. 433-455. 1988.

RUGGIERO, A.; LAWTON, J. H.; BLACKBURN, T. M. The geographic ranges of mammalian species in South America: Spatial patterns in environmental resistance and anisotropy. *Journal of Biogeography*, v. 25, p. 1093–1103. 1998.

SANDERSON R. A., EYRE M. D.; RUSHTON S. P. Distribution of selected macroinvertebrates in a mosaic of temporary and permanent freshwater ponds as explained by autologistic models. *Ecography*, v. 28, p. 355-362. 2005.

SANTOS, G. M. C. M; JÉGU, M.;MERONA, B. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins. Projecto Tucurí. Manaus, ELETRONORTE/CNPQ/INPA 83p, 1984.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. Disponível em <http://www.semarh.rn.gov.br/consulta/cBaciaDetalhe.asp?CodigoEstadual=01>. Acesso em 14 mai.2015.

SECRETARIA ESTADUAL de RECURSOS HÍDRICOS do ESTADO do RIO GRANDE DO NORTE. Bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br>. Acesso em 14 mai.2015.

SHIRVELL, C. S. Effects of changes in streamflow on the microhabitat use and movements of sympatric juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and chinook (*O. tshawytscha*) in a natural stream .*Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 51, p. 1644–1652. 1994.

SNODGRASS, J. W. et al. Factors affecting the occurrence and structure of fish assemblages in isolated wetlands of the upper coastal plain, U. S. A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 53, p. 443-454.1996.

SPRANZA, J. J.; STANLEY, E. H. Condition, growth, and reproductive styles of fishes exposed to different environmental regimes in a prairie drainage. *Environmental Biology of Fishes*, v. 59, p. 99–109. 2000.

SWALES, S. et al. Fishes of floodplain habitats of the Fly River system, Papua New Guinea, and changes associated with el Nino droughts and algal blooms. *Environmental Biology of Fishes*, v. 54, p. 389–404. 1999.

THORNTON, W. K. Perspectives on reservoir limnology, In: *Reservoir Limnology: ecological perspectives*, THORNTON K. W., KIMMEL, B. L.; PAYNE, E. F. (Eds.), 1-13, John Wiley & Sons Inc., New York , 1990.

TRAIN, S.; JATI, S.; RODRIGUES, L. C.; PIVATO, B. M. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da bacia do rio Paraná. In- *Biocenose em Reservatórios: padrões espaciais e temporais*, eds. L. RODRIGUES; S. M. et al.(Ed.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima 2005. cap. 6, p. 73-85.

TURNER, M. G.; DALE, V. H. Comparing large, infrequent disturbances: what have we learned? *Ecosystems*, v. 1, p. 493–6. 1998.

VEECH, J. A. et al. The additive partitioning of diversity: recent revival of an old idea, *Oikos*, v. 99, p. 3–9. 2002.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, v. 21, p. 213-251. 1972.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, v. 30, p. 279 -338, 1960.

WILLIAMS, P. H., DE KLERK, H. M.; CROWE, T. M. Interpreting biogeographical boundaries among Afrotropical birds: spatial patterns in richness gradients and species replacement. *Journal of Biogeography*, v. 26, p. 459 – 474. 1999.

WILSEY, B. J. An empirical comparison of beta diversity indices in establishing prairies, *Ecology*, v. 91, p. 1984–1988. 2010.

WOODWARD, G.; PERKINS, D.M.; BROWN, L. E. Climate change in freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 365, p. 2093-2106. 2010b.

YVON-DUROCHER, G. et al. Warming alters the size spectrum and shifts the distribution of biomass in freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, v. 17, p. 1681–1694. 2011.