



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



**Variação na estrutura trófica e no uso dos recursos
alimentares da ictiofauna de zonas rasas
ao longo de um gradiente estuarino-límnico**

Gabriela Guerra Araújo Abrantes de Figueiredo

Orientador: Alexandre Miranda Garcia

Rio Grande
2014



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



**Variação na estrutura da estrutura trófica e no uso dos recursos
alimentares da ictiofauna de zonas rasas ao longo de um
gradiente estuarino-límnico**

Aluno: Gabriela Guerra Araújo Abrantes de Figueiredo

Orientador: Alexandre Miranda Garcia

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande
2014

Dedico este meu trabalho aos meus pais Jorge e Adriana pelo apoio e incentivo durante mais essa etapa de minha vida.

AGRADECIMENTOS

Á Deus, pela vida, força e fé durante todos os momentos difíceis;

Aos professores da Pós Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais por todos os ensinamentos durante esses dois anos de curso;

Ao meu orientador Prof. Alexandre Garcia pela oportunidade, orientação, paciência, confiança e ensinamentos. Muito Obrigada!

Ao professor João Paes Vieira pelo acolhimento no laboratório de Ictiologia e pelas sugestões dadas durante a realização deste trabalho;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos;

Aos colegas de laboratório Renatinha, Malu, Vinicius, Fábio, Valéria, Débora, Ana, Leo, Rodrigo pela convivência diária, obrigada!;

A galera da salinha Maurício, Mauro, Cindy, Paula, Gabriel pela ajuda, apoio, conversas, brincadeiras e descontrações. A vocês meu muito obrigada!!

Aos amigos que fiz durante esse tempo Dani, Suzana, Letícia, Roger, Cib, Thaisa, Laila, Grazi, Pedrones, Eurico, Kerly (e Zoé), Marcio meu muito obrigada pela amizade pelas várias risadas, festas, descontrações nas aulas.. Sem vocês não teria tido graça! heehheh

A minhas amigas Brisa, Juh e Priscila pela amizade, parceria, confiança, por aguentarem os meus estresses e principalmente pela força nos momentos difíceis. Meu muito obrigada!!!!

A meu irmão Rafael, meus avós Vivi, Kika e Ninita, meus tios Cesar, Neném, Tia Cacá, Fafá, Adriana, Daniel e Carol pelo apoio sempre! muito Obrigada

E por ultimo, porém não menos importante, à meus pais Jorge e Adriana pela confiança pelo amor incondicional, carinho, por sempre acreditarem em mim e nunca me deixarem desistir. Pelo apoio em todos os momentos difíceis que passei e por sempre estarem ao meu lado me apoiando mesmo tão longe. A vocês o meu MUITO OBRIGADA!

RESUMO

O estudo da estrutura trófica de comunidades biológicas nos fornece uma descrição da organização e funcionamento do ecossistema e das interações entre as comunidades. Comparar a estrutura trófica das comunidades ao longo de gradientes ambientais pode fornecer novas interpretações em relação a sua organização trófica e serve de base para avaliar impactos antrópicos presentes e futuros. Um dos métodos mais comuns atualmente para se avaliar relações tróficas é a análise dos isótopos estáveis (AIE), o qual vem sendo utilizado para estimar os fluxos de matéria orgânica entre consumidores bem como sua posição trófica na cadeia alimentar. O objetivo principal dessa dissertação foi investigar a estrutura trófica da assembleia de peixes de zonas rasas ao longo de um gradiente estuarino-límnico, a partir da AIE de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) de fontes alimentares basais (i.e., plantas com fotossíntese C_3 e C_4 e matéria orgânica particulada em suspensão, POM) e peixes dominantes em cada sistema. Amostras de fontes alimentares basais, peixes e invertebrados foram coletados na primavera e verão entre 2009 e 2010 no estuário da Lagoa dos Patos, Canal São Gonçalo e Lagoa Mirim no extremo sul do Rio Grande do Sul. *Biplots* e métricas isotópicas (*Convex hull* e nicho isotópico) foram utilizadas para descrever e comparar a estrutura trófica da ictiofauna entre os ambientes. Análises de correlação foram realizadas para analisar a relação entre o comprimento total (CT) da ictiofauna e a posição trófica (PT). Modelos bayesianos de mistura isotópica foram empregados para avaliar a variabilidade no uso de recursos alimentares ao longo do gradiente ambiental para o barrigudinho *Jenynsia multidentata*, uma das únicas espécies frequentes ao longo de todo gradiente. A área total (*Convex hull*) e o nicho isotópico ocupado pela assembleia de peixes variaram marcadamente entre os ambientes, com o estuário apresentando uma área total duas vezes maior (CH: 50,28) do que o Canal e a Lagoa (17,51 e 20,29, respectivamente). Já o nicho isotópico, que é robusto aos efeitos de possíveis diferenças no número amostral, apresentou diferenças estatísticas entre estuário e os dois ambientes de água doce ($p < 0,00$), porém esses dois últimos não apresentaram diferenças entre si ($p > 0,30$). A AIE dos peixes no Canal sugere que a fragmentação de habitat ocasionada pela presença de uma barragem-eclusa afetou também a conectividade trófica entre o estuário da Lagoa dos Patos e Lagoa Mirim. Variações na razão isotópica do nitrogênio da comunidade também sugerem que impactos antrópicos como a eutrofização são mais acentuados no estuário da Lagoa dos Patos e Canal. As análises de correlações não mostraram correlação positiva entre o CT e PT. O modelo de mistura mostrou que as principais fontes alimentares basais para *J. multidentata* no canal foi POM, enquanto na lagoa foram principalmente plantas C_4 e POM e no estuário houve uma maior sobreposição nos intervalos de credibilidade, não sendo possível distinguir diferenças significativas na contribuição relativa das fontes basais para a espécie. Nossos resultados mostraram que há diferenças na

estrutura trófica e no uso de recursos alimentares ao longo do gradiente ambiental e que impactos antrópicos, como construção de barragem e eutrofização, afetam a ictiofauna nesses ambientes.

Palavras-chave: ecologia trófica, isótopos estáveis, conectividade, eutrofização

ABSTRACT

Trophic structure analyses of biological communities provide insights on ecosystem organization and functioning and also on communities' interactions. Comparing the trophic structure of communities considering environmental gradients allows new interpretations of their trophic organization and evaluation of current and future anthropic impacts. One of the most common methods to evaluate trophic relationships is the stable isotope analysis (SIA), which has been used to estimate the flow of organic matter among consumers as well as its trophic position in the food chain. The main objective of this Master Thesis was to investigate the trophic structure of shallow areas fish assemblage along a freshwater-estuarine gradient, using the analysis of carbon ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) and nitrogen ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) isotope ratios of basal food sources (i.e., plants with C_3 and C_4 photosynthesis and particulate organic matter POM) and dominant fishes in each system. Basal food sources, fishes and invertebrates were collected at Lagoa dos Patos estuary, São Gonçalo Channel and Lagoa Mirim, located in the southern most in Brazil, during spring and summer seasons of 2009 and 2010. *Biplots* and isotopic metrics (*Convex hull* and isotopic niche) were used to describe and compare the trophic structure obtained in the three environments. Correlation analyzes were conducted to examine the relationship between total length (TL) of the ichthyofauna and trophic position (TP). Bayesian models of isotopic mixing were used to evaluate the variability in food resource use by the one-sided livebearer *Jenynsia multidentata* along the environmental gradient, which was one of the only species found along the entire gradient. The total area (*Convex hull*) and the isotopic niche occupied by the fish assemblage showed an marked variation among environments. The *Convex hull* total area of the estuary (CH: 50.28) was two-fold higher than the Channel and Lagoa Mirim areas (17,51 and 20.29, respectively). The isotopic niche, which is not affected by differences in sample sizes, showed statistical differences between the estuary and the two freshwater systems ($p < 0.00$), but there were no statistical differences when the freshwater systems were compared with each other ($p > 0.30$). The SIA analysis of fishes in the Channel suggests that the habitat fragmentation caused by a dam also affected the trophic connectivity between the Lagoa dos Patos estuary and the Lagoa Mirim. Comparison of the nitrogen isotope ratio values among communities also suggested that anthropogenic impacts (e.g., eutrophication) were more evident in the Lagoa dos Patos estuary and Channel. The analysis of correlations didn't show any positive correlation

between TL and TP. The mixing model showed that the main basal food sources sustaining *J. multidentata* in the Channel was POM, whereas in the Lagoa Mirim was mainly C₄ plants and POM. Moreover, in the estuary, it was found a greater overlap on the credibility intervals of basal food sources and it was not possible to distinguish statistical differences between their relative contributions to the specie. Our results showed that there are differences on the trophic structure and on the use of food resources along the environmental gradient. Also, anthropogenic impacts, such as dam constructions and eutrophication, have an affect on the ichthyofauna of these environments.

Key-words: Trophic structure, stable isotope, environmental gradient, ichthyofauna.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	x
INTRODUÇÃO GERAL	11
Estrutura trófica.....	11
Caracterização dos ambientes	14
Uso de isótopos estáveis em ecologia trófica.....	16
Área de estudo.....	17
REFERÊNCIAS	18
CAPÍTULO I.....	22
RESUMO	22
INTRODUÇÃO	23
METODOLOGIA	24
<i>Área de estudo e amostragem</i>	24
<i>Análise de dados</i>	26
RESULTADOS	28
DISCUSSÃO.....	30
CONCLUSÃO	33
REFERÊNCIAS	33
ANEXO	38
Tabela 1	38
Tabela 2	39
Figura 1.	40
Figura 2	41
Figura 3.	42
Figura 4.	43
Figura 5.	44
Figura 6	45
Figura 7.	46

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa do complexo lagunar Patos - Mirim com a localização dos pontos de amostragem do Estuário da Lagoa dos Patos (ELP1 e ELP2), canal São Gonçalo (CSG1 e CSG2) e Lagoa Mirim (LM1, LM2 e LM3).

Figura 2 - *Biplot* da composição isotópica (C e N) das fontes (círculos abertos) e consumidores (peixe de água doce - círculos fechados; peixe estuarino - triângulos fechados; invertebrados - quadrados abertos) no estuário, canal e lagoa.

Figura 3 - *Biplot* da composição isotópica (C e N) das fontes alimentares (círculos abertos) e consumidores (peixe de água doce - círculos fechados; peixes estuarinos - triângulos fechados; invertebrados - quadrados abertos) nos dois pontos do canal: acima da eclusa (CSG1) e abaixo da eclusa (CSG2).

Figura 4 - Média (DP) dos valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para assembleia de peixes para cada local de amostragem (Estuário, Canal e Lagoa).

Figura 5 - Nicho isotópico ocupado pelas espécies no estuário, canal e lagoa; a área total das espécies, representando uma medida da amplitude do nicho ocupado por cada espécie.

Figura 6 - Correlação entre a posição trófica (PT) e comprimento total (CT) da ictiofauna nos três ambientes: ELP - Estuário da lagoa dos Patos; CSG - Canal São Gonçalo e LM - Lagoa Mirim.

Figura 7 - Modelo de mistura da contribuição das fontes basais (com 95, 75 e 50% de credibilidade) para *Jenynsia multidentata* no estuário, canal e lagoa.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Código das espécies, número de indivíduos, valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, desvio padrão (DP) das principais fontes vegetais encontradas no estuário (A), canal (B) e lagoa (C). * Dados obtidos junto ao Programa Ecológico de Longa Duração (PELD).

Tabela 2 - Código das espécies, número de indivíduos (n), comprimento total (CT), valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e desvio padrão (DP) dos peixes e invertebrados encontrados no estuário (A), canal (B) e lagoa (C).

INTRODUÇÃO GERAL

Estrutura trófica

Entender como as comunidades biológicas se organizam é um dos passos para compreender os processos que influenciam a estrutura e o funcionamento dos sistemas ecológicos (Ricklefs, 2010). Uma forma de entender a organização de comunidades é estudar as relações tróficas de seus componentes. A estrutura trófica de uma comunidade biológica pode ser definida como um sistema adaptativo complexo, no qual diversos componentes (e.g., produtores primários e consumidores) se conectam e interagem por meio das suas relações alimentares (Levin, 1999) (Figura 1).

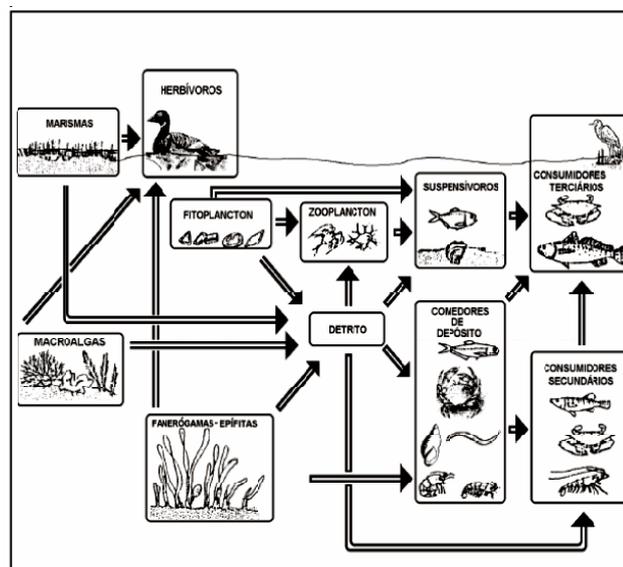


Figura 1: Exemplo de modelo conceitual das relações tróficas no estuário da Lagoa dos Patos (fonte: Bemvenuti 1996).

A transferência de energia do alimento através de grupos de organismos que consomem e são consumidos é chamado de cadeia alimentar (Odum 2007, Hagy III & Kemp, 2012). Apenas uma parte da energia produzida em cada nível trófico da cadeia é transferida para o próximo nível. Dessa forma, níveis tróficos são grupos de organismos que possuem seus hábitos alimentares bastantes similares, correspondendo a diferentes níveis na cadeia alimentar (Hagy III & Kemp, 2012). São considerados indivíduos de um mesmo nível trófico aqueles que se nutrem do mesmo recurso. Assim plantas e outros organismos autótrofos ocupam o primeiro nível trófico (produtor), os que se alimentam de plantas ocupam o segundo nível (consumidor primário), carnívoros primários ocupam o terceiro nível trófico (consumidor secundário) e assim sucessivamente (Odum, 2007, Ricklefs, 2010).

Portanto, os indivíduos de uma população podem ocupar um ou mais níveis tróficos de acordo com a fonte de energia assimilada. Os peixes, por exemplo, ocupam mais de um nível trófico na cadeia alimentar (Wootton, 1990).

As cadeias alimentares são interligadas entre si. As diferentes vias de energia e nutrientes que são interconectadas através do ecossistema são denominadas de teia alimentar (Ricklefs, 2010). Essas interações possuem efeitos na riqueza, produtividade e estabilidade de uma comunidade (Ricklefs, 2010). Rooney & colaboradores (2006) mostraram como a estabilidade e diversidade de uma comunidade pode estar relacionadas com a organização da estrutura trófica. Nesta revisão os autores sugerem que existem vias tróficas rápidas e lentas. As vias tróficas rápidas tendem a ter populações (tanto de crescimento lento quanto rápido) com taxas de biomassa mais elevadas quando comparado as de vias lentas. Suas análises sugeriram que as teias alimentares estão de fato estruturadas de tal forma que a maior diversidade em vias tróficas lentas aumenta a importância relativa das interações fracas da teia alimentar levando assim a uma maior estabilidade.

Uma das principais questões no estudo das teias alimentares é como ela se estrutura. Winemiller & Layman (2005) propõem quatro modelos básicos para estruturação das teias alimentares. O primeiro modelo chamado de 'modelo árvore de Natal' (Figura 2A) possui esse nome, pois sua estruturação faz uma analogia a uma árvore de natal. Esse modelo sugere que a dinâmica de produção e os processos dos ecossistemas são determinados por um número relativamente pequeno de espécies principais (estruturais). Então, muitas espécies secundárias são fortemente influenciadas pela predação dessas espécies chave, havendo assim a necessidade delas para estruturação da teia alimentar. Por exemplo, em alguns ecossistemas algumas plantas e herbívoros suportam a maior biomassa consumida, e alguns consumidores influenciam fortemente a biomassa e dinâmica de produção em níveis tróficos mais baixos; 2) Modelo 'Cebola' (Figura 2B), sugere que as espécies principais e espécies periféricas influenciam a dinâmica um do outro, sendo as espécies principais com uma maior influência sobre as outras espécies. O modelo tem esse nome devido a essa característica de as espécies principais e periféricas influenciarem umas as outras. Esse modelo pode ser aplicado aos ecossistemas de alta diversidade como, por exemplo, florestas tropicais e recifes de coral; 3) Modelo 'Teia de aranha' (Figura 2C) afirma que cada espécie afeta as outras espécies por cadeias diferentes e vias indiretas, ou seja, tudo afeta tudo dando origem a numerosas

propriedades para a teia. Por exemplo, a retirada de um competidor do predador de topo pode resultar na redução desse predador ao invés do aumento. Este modelo possui esse nome por sua estrutura parecer uma teia de aranha devido as várias ligações entre as cadeias; 4) Modelo 'Internet' (Figura 2D) segundo o qual as teias são redes com grupos principais e secundários na qual a posição das espécies dentro da rede determina o grau em que uma espécie pode influenciar outras espécies no sistema. Por exemplo, um predador poderia ter uma ou poucas ligações com outra espécie, que por sua vez possuem numerosas ligações com outras espécies no sistema. O modelo tem esse nome já que todos os dispositivos são, de alguma forma, ligados a uma rede.

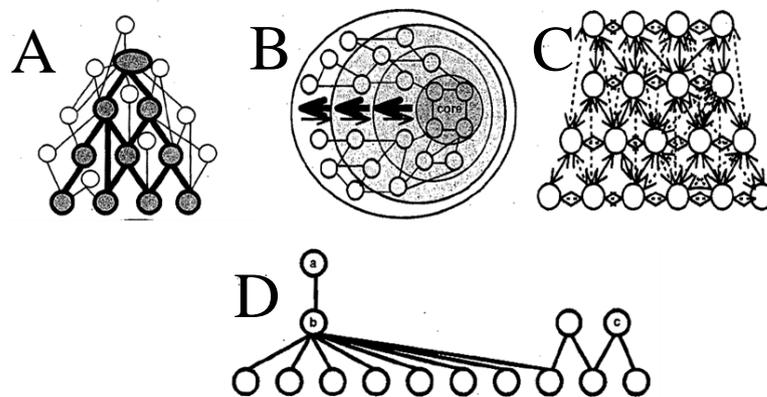


Figura 2: Modelos da estruturação trófica. A- Modelo Árvore de Natal; B - Modelo Cebola; C- Modelo Teia de Aranha; D - Modelo Internet. Figura modificada de Winemiller & Layman (2005).

Os processos ecológicos envolvidos no estudo de teias alimentares oferecem sustentação teórica para estudos aplicados como, por exemplo, o desenvolvimento de planos de manejo dos recursos naturais renováveis visando sua exploração sustentável (Pauly et al, 1998), e a investigação dos impactos de invasões biológicas (e.g., Zaret & Paine, 1973; Jackson et al, 2012). Jackson et. al. (2012) em seu estudo, avaliam as interações tróficas do ultimo invasor em relação a outro invasor previamente estabelecido, através da análise dos isótopos estáveis para assim investigar a flutuação na diversidade trófica e quantificar mudanças no nicho trófico de cada espécie. Como resultado, foi possível observar mudanças na estrutura trófica de cada espécie corroborando com a hipótese de que o nicho alimentar da espécie previamente estabelecida mudou com a entrada da espécie invasora. Dessa forma, descrever a estrutura trófica da assembleia de peixes e entender as relações tróficas entre os organismos são fundamentais para a conservação e manejo da ictiofauna, pois mais adequadas serão as medidas a serem tomadas quando se obtém um

conjunto de informações das relações existentes no ambiente (Francisco, 2004; Luz - Agostinho et al, 2006).

Devido a sua elevada abundância, ampla distribuição, diversidade taxonômica e adaptações no uso dos recursos alimentares, os peixes constituem um modelo bastante apropriado para o estudo da estrutura e organização trófica de comunidades biológicas aquáticas (Hellfman et al, 2009). Por exemplo, os peixes possuem um papel fundamental nas teias alimentares, pois podem controlar a biomassa em níveis tróficos distintos (Brandão - Gonçalves et al, 2010) influenciando a complexidade das teias, além de afetar o fluxo de energia e matéria (Winemiller, 2008). O estudo dos hábitos alimentares dos peixes também é uma ferramenta adequada para avaliar como as espécies utilizam os recursos alimentares em diferentes habitats ou ao longo de gradientes ambientais. A forma como as espécies utilizam os recursos alimentares ao longo do gradiente ainda é um tema pouco compreendido. Uma espécie pode utilizar uma faixa de recursos num determinado habitat simplesmente por serem abundantes e disponíveis (Lawton et al, 2011). Por outro, lado essa mesma espécie pode apresentar comportamentos generalistas em outros habitats onde a disponibilidade de recursos é maior. Dessa forma, uma espécie pode, em escala local, apresentar comportamentos especialistas, enquanto que ao longo de um gradiente, a mesma espécie pode apresentar um comportamento generalista (Fox & Morrow, 1981).

Para o entendimento da estrutura e dinâmica das comunidades biológicas de estuários e lagoas, as análises das suas teias alimentares nos fornecem novos padrões de interpretações (*insights*) em relação à organização trófica (ex. número de níveis tróficos, elos tróficos dominantes) (Post et al, 2000). Permitem-nos investigar, por exemplo, as interações entre (predação) (Polis & Winemiller, 1996), seus reflexos na produção primária e secundária do ecossistema (Litvin & Weinstein, 2003) e nos ajudam a conhecer melhor sua dinâmica na medida em que revelam as interações consumidores-recursos que são observadas nos diferentes níveis tróficos.

Caracterização dos ambientes

Zonas costeiras abrigadas, assim como estuários e lagoas, são importantes para a sobrevivência de um grande número de espécies devido à oferta de abrigo e alimento para as diversas fases do ciclo de vida dos teleósteos (Pereira et al, 2009). São corpos de água semi-fechados com conexão para o mar e que recebem água

fluvial das bacias de drenagem continental, o que torna o ambiente diversificado e dinâmico. Essas regiões são ambientes utilizados como habitat temporário durante alguma fase do ciclo de vida para algumas espécies ou como habitat permanente para outras espécies (Pessanha & Araújo, 2003)

O estuário, que faz parte da zona costeira, possui conexão com oceano, água doce, a terra e a atmosfera (Day, 2012). É caracterizada por uma alta variabilidade de fatores como salinidade, temperatura e profundidade (Day, 2012), proporcionando uma elevada biomassa de peixes associadas à alta produtividade primária nesses ambientes (Robertson & Blaber, 1992; Pereira et al, 2009).

De forma geral, a dinâmica da estrutura trófica dos estuários é caracterizada por uma variedade de produtores primários (teias alimentares ligadas ao detrito), alto grau de interação entre a coluna d'água e o fundo e teias alimentares altamente conectadas. Além disso, esses ambientes são compostos por um grande número de espécies generalistas. Diante disto, o hábito alimentar dos peixes em estuários é bastante diversificado. Somando a esses fatores, a estrutura trófica dos estuários é composta por um grande número de consumidores generalistas. Blaber (2000) concluiu que existem poucas espécies representantes de herbívoros, sendo os bentívoros as espécies mais dominantes.

Já os ambientes de água doce, que podem ocupar uma pequena parte da superfície da terra comparado com ecossistemas marinhos e terrestres (Odum, 2007), possuem características que os tornam peculiares como, por exemplo, alta capacidade para solubilização de compostos orgânicos e inorgânicos; gradientes verticais e horizontais que se torna, evidentes através da distribuição desigual da luz entre outros (Esteves, 1998), que se torna um fator crucial para os corpos de água doce pois permite que os produtores primários consigam fazer fotossíntese (Moss, 1992). Abelha et al (2001) concluíram, em sua revisão, que a ampla plasticidade trófica dos teleósteos se reflete no predomínio de espécies generalistas e oportunistas onde a diversidade de alimentos é ampla e variável, assim como visto por Moss (1992) que afirma que em ambientes de água doce, os peixes variam de onívoros (que se alimentam de invertebrados e plantas) até peixes especialistas. Assim, os peixes de água doce possuem uma ampla gama de estratégias alimentares e são dotados de uma grande plasticidade trófica (Luz-Agostinho et al, 2006; Hahn & Fugi 2007).

Uso de isótopos estáveis em ecologia trófica

Uma das abordagens mais tradicionais para o estudo de teias alimentares em estuários e lagoas é a análise do conteúdo estomacal dos organismos, principalmente macro-consumidores como os peixes (Whitfield, 1988). Esta análise serve para descrever a dieta de espécies de uma população, analisar a sobreposição de nicho e a competição entre predadores. Entretanto, essa abordagem possui várias limitações como, por exemplo: a) o conteúdo encontrado no estômago pode não ter valor nutricional para espécie, b) é difícil determinar as fontes originais de matéria orgânica e c) é difícil de calcular o valor nutricional dos detritos orgânicos encontrados (Jepsen & Winemiller, 2002). Uma alternativa metodológica que vem sendo empregada nas últimas décadas para o estudo de teias alimentares é a análise de isótopos estáveis (Peterson & Fry, 1987).

Os isótopos são átomos de um mesmo elemento que diferem nos números de nêutrons em seu núcleo (ex: ^{12}C , ^{13}C ; ^{14}N , ^{15}N) (Figura 3). São denominados de estáveis por não mudarem a sua massa ao longo do tempo. Normalmente, os isótopos estáveis mais abundantes, são aqueles que possuem menor massa atômica, ou seja, mais 'leves'. Estudos ambientais através dos isótopos estáveis baseiam-se no fato da composição isotópica dos organismos variarem de forma bastante previsível, conforme os elementos passam através dos diversos compartimentos do ecossistema (Martinelli et al, 2009). Sendo assim, a composição isotópica de um determinado elemento pode ser expressa pela razão entre o isótopo raro e o isótopo abundante.

Essas razões entre essas formas (isótopo mais leve e isótopo mais pesado, por exemplo, ^{12}C e ^{13}C , respectivamente) podem ser utilizadas para identificar as fontes orgânicas para os produtores, como também para conhecer os caminhos subsequentes à medida que a matéria passa pelos vários consumidores (Fry, 2006). Razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) fornecem informações das principais fontes de matéria orgânica, assim como ajudam a entender como essa matéria é transportada, por meio dos elos tróficos entre recursos e consumidores, ao longo da cadeia alimentar (Peterson & Fry, 1987).

Por possuírem massas diferentes, os isótopos de um mesmo elemento terão comportamentos físicos diferentes (Fry, 2006). Por exemplo, em reações cinéticas, os isótopos mais leve geralmente costumam reagir mais rapidamente em comparação aos isótopos mais pesados. As diferenças na velocidade das reações como também na força das ligações entre os isótopos levarão ao fracionamento isotópico, ou seja,

diferenças na composição isotópica entre o substrato e o produto. O fracionamento isotópico pode, portanto, ser entendido como um enriquecimento ou empobrecimento do isótopo pesado no produto em relação a sua fonte (substrato) (Fry, 2006).

Um bom exemplo de fracionamento é quando observamos o fracionamento do isótopo de carbono na fotossíntese. Estudos mostram que plantas que possuem vias fotossintéticas do tipo C_3 possuem valores mais empobrecidos em ^{13}C ($\delta^{13}C$: -24‰ a -38‰) em comparação as plantas com vias fotossintéticas do tipo C_4 que possuem valores isotópicos mais enriquecidos em ^{13}C ($\delta^{13}C$: -11‰ a -15‰) (Martinelli et al, 2009). Compreender o processo de fracionamento é indispensável para a compreensão de como a matéria passa de um nível trófico para outro no ecossistema.

Dessa forma, essa ferramenta permite estimar os fluxos de matéria orgânica na teia alimentar, revelar relações tróficas entre consumidores, bem como sua posição trófica na cadeia alimentar (Fry, 2006). Na prática, essa técnica vem sendo utilizada para: a) quantificar a importância relativa das fontes alimentares (sejam elas produtores primários ou presas) para os consumidores (usando $\delta^{13}C$) e b) estimar a posição trófica dos consumidores na cadeia alimentar (usando $\delta^{15}N$).

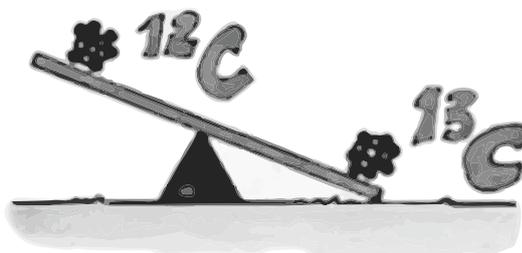


FIGURA 3. Desenho ilustrativo dos isótopos estáveis de um mesmo elemento chamando a atenção para o fato de que o elemento com o um maior número de nêutrons (^{13}C) é mais pesado. Modificado de Fry 2006.

Área de estudo

No extremo sul do Rio Grande do Sul se localiza o complexo Lagunar Patos-Mirim formado pelo encontro da Lagoa dos Patos (LP) e Lagoa Mirim (LM). O complexo abrange uma área de drenagem de 263.876 Km², possuindo uma superfície de 10.277 km² para LP e 3.750 Km² para LM (Asmus, 1998), esses dois sistemas são interligados por um canal natural, o Canal São Gonçalo.

Visando evitar a salinização da Lagoa Mirim, em vista do desenvolvimento agrícola da região, bem como para garantir a reserva de água doce binacional (CLM,

1970) foi construída em 1977, no Canal São Gonçalo, uma barragem-eclusa cerca de 20 km da Lagoa dos Patos (Burns et al, 2006). Estudos mostraram evidências preliminares que a barragem - eclusa resultou na perda de habitats para algumas espécies de peixes (Burns et al, 2006).

Trabalhos de ecologia trófica ainda são escassos no complexo lagunar Patos - Mirim, sendo a maioria estudos na Lagoa dos Patos (Figueiredo & Vieira, 2005; Mai et al, 2006; Garcia et al, 2007; Mendonza-Carranza & Vieira, 2009; Rodrigues & Bemvenuti, 2001; Kutter et al, 2009; Piedra & Pouey, 2005; Bastos et al, 2011). Via de regra, a maioria dos trabalhos avalia as estratégias alimentares de uma espécie apenas localmente e não ao longo de amplos gradientes espaciais (Lawton et al, 2011). Compreender o principal processo ecológico nos ecossistemas como, por exemplo, as fontes de alimento, transferência trófica na cadeia alimentar e a ciclagem de nutrientes são questões fundamentais relativas ao funcionamento da gestão do local (Faye et al, 2011). Sendo assim, são necessários estudos da ecologia trófica da assembleia de peixes ao longo do gradiente estuarino-limnico.

Nesse contexto, o trabalho objetivou analisar a estrutura trófica da assembleia de peixes e a variação no uso dos recursos alimentares ao longo de um gradiente estuarino-limnico visando analisar basicamente as seguintes questões: 1) Ocorrem mudanças nos elos tróficos que ligam os produtores primários e os peixes ao longo de um gradiente estuarino-limnico? 2) Impactos antrópicos afetam a organização e a estrutura trófica da ictiofauna ao longo do gradiente?

REFERÊNCIAS

- Abelha, M. C. F, A. A, Agostinho, E. Goulart. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*. 23(2) p. 425-434.
- Asmus, ML. 1998. A planície costeira e a Lagoa dos Patos. In: Seeliger, U, C Odebrecht & JP Castelo (Eds.) Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. *Ecosciencia*, Rio Grande. Cap.2: 7 - 12.
- Bemvenuti, C. E. 1998. In: Seeliger, U.; C. Odebrecht, J. P. Castello, 1998. (eds.). Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Rio Grande - RS: *Ecoscienza*, – 341 p. Cap. 5.2, p. 79-82.
- Blaber, S. J. M. *Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation*. Blackwell Oxford, 372, 2000.

- Brandão-Gonçalves, L., S. A. Oliveira & S. E. Lima-Junior. 2010. Hábitos alimentares da ictiofauna do córrego Franco, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropical*.
- Burns, M. D. M, A. M. Garcia, J. P. Vieira, M. A. Bemvenuti, D. M. L. M. Marques, & M. V. Condini, 2006. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4:69–72.
- Day JW, Crum BC, Kemp MW and Yáñez - Arancibia. Introduction to estuarine ecology. In Day JW, Crum BC, Kemp MW and Yáñez - Arancibia A. *Estuarine Ecology*, 2013. 2a ed.
- Faye, D., Tito de Moraes, L., Raffray, J., Sadio, O., Thiaw, O. T., & Le Loc'h, F. 2011. Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protected area (Senegal): Evidence from stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(4), 607–617. doi:10.1016/j.ecss.2011.02.017
- Fox, L. R. and Morrow, P. A. 1981. Specialization – species property or local phenomenon. *Science*, 211: 887 – 893
- Francisco, C. A. C. 2004. Rede de Kohonen: Uma ferramenta no estudo das relações tróficas entre espécies de peixes. Unpublished MSc. Dissertation, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 125p.
- Fry, B., 2006. *Stable Isotope Ecology*, Springer, New York.
- Hagy III, J D & Kemp, M W. Estuarine food webs. In Day JW, Crum, B C, Kemp, M W and Yáñez - Arancibia A. *Estuarine Ecology*, 2013. 2a ed.
- Hahn, N. S, R. Fugì. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do recrutamento. *Oecologia Brasileira*. 11(4): 469-480.
- Hellfman, G. S., B. B. Collette, D. E. Facey & B. W. Bowen. 2009. *The diversity of fishes: Biology, Evolution, and Ecology*. West Sussex, Wiley-Blackwell, 720 p.
- Jackson, M. C., Donohue, I., Jackson, A. L., Britton, J. R., Harper, D. M., & Grey, J. (2012). Population-Level Metrics of Trophic Structure Based on Stable Isotopes and Their Application to Invasion Ecology, *7(2)*, 1–12. doi:10.1371/journal.pone.0031757
- Jepsen, D.B., Winemiller, K.O., 2002. Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. *Oikos*, 96: 46 - 55.
- Kütter M. T., M. A. Bemvenuti & A. Moresco, 2009. Feeding strategy of the jundiá *Rhamdia quelen* (Siluriformes, Heptapteridae) in costal lagoons of southern Brazil. *Maringá*,1: 41-47.

- Lawton, R. J.; Cole, A. J.; Berumen, M. L. and Pratchett, M. S. 2011. Geographic variations in resource use by specialist versus generalist butterflyfishes. *Ecography*, 35: 566 – 576.
- Levin S. A. 1999. *Fragile Dominion*. Helix Books, Reading.
- Litvin, S.Y., Weinstein, M.P. 2003. Life history strategies of estuarine nekton: the role of marsh macrophytes, benthic microalgae, and phytoplankton in the trophic spectrum. *Estuaries*, 26: 552 - 562.
- Luz-Agostinho, K. D. G., L. M. Bini, R. Fugi, A. A. Agostinho & H. F. Júlio Jr. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4: 61-68.
- Mai A. C., A. M. Garcia, J. P. Viera, 2006. Ecologia do barrigudinho *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842) (Pisces: Cyprinodontiformes) no estuário da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comum. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS. Sér. Zool.*, Porto Alegre, 19:3-18.
- Martinelli, L. A, J. P. H. B, Ometto, E. S. Ferraz, R. L. Victoria, P. B. Camargo, M. Z. Moreira. 2009. Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. *Oficina de textos*, São Paulo, Brasil.
- Mendonza - Carranza M. & J. P. Vieira, 2009. Ontogenetic niche feeding partitioning in juvenile of white sea catfish *Genidens barbatus* in estuarine environments, southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89:839–848.
- Moss, B. 1992. *Ecology of Fresh Waters, man and médium*. Blackwell Scientific Publications. Great Britain. 417 p.
- Odum, E P e Barret. *Fundamentos da ecologia*. 2007 ed. Cengage 5 edição.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr., F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860 - 863.
- Pereira, R. C., Soares-Gomes, A. *Biologia Marinha*, 2ed. Rio de Janeiro:2interciência.382p., 2009.
- Pessanha, A. L. M., & Araújo, F. G. (2003). Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(5-6), 817–828. doi:10.1016/S0272-7714(02)00411-0
- Peterson, B.J., Fry, B., 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 18: 293 - 320.
- Polis, G.A., Winemiller, K.O., 1996. *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics*. Chapman and Hall, New York
- Post, D. M., Pace, M. L. & Hairston, N. G. J. 2000. Ecosystem size determines food- hain length in lakes. *Nature* 405, 1047–1049.

- Ricklefs, R. E. *A Economia da Natureza*. Editora Guanabara Koogan. 5ª Edição, Rio de Janeiro 2003.
- Robertson, A.I., Blaber, S.J.M. Plankton, epibenthos and fish communities. In Robertson, A.I., Alongi, D.M. (Eds.), *Tropical Mangrove Ecosystems Tropical Mangrove Ecosystems (Coastal and Estuarine Studies)*. American Geographical Union, Washington, DC, pp 173–224, ., 1992.
- Whitfield, A. K., 1988. The fish community of the Swartvlei estuary and the influence of food availability on resource utilization. *Estuaries*, 11: 160 – 170.
- Winemiller, K.O. & C.A. Layman. 2005. Food web science: moving on the path from abstraction to prediction. Pages 10-23 in *Dynamic Food Webs: Multispecies Assemblages, Ecosystem Development and Environmental Change*, P.C. de Ruiter, V. Wolters, and J.C. Moore, editors. Elsevier, Amsterdam.
- Winemiller, K.O., H. López Fernández, D.C. Taphorn, L.G. Nico, and A. Barbarino Duque. 2008. Fish assemblages of the Casiquiare River, a corridor and zoogeographic filter for dispersal between the Orinoco and Amazon basins. *Journal of Biogeography* 35:1551-1563
- Wootton, R. J. *Ecology of teleost fishes*. Chapman and Hall, England. 404p, 1990
- Zaret, T.M. & Paine, R.T. 1973. Species Introduction in a Tropical Lake. *Science*, 182: 445-44

CAPÍTULO I

Variações na estrutura trófica e no uso dos recursos alimentares da ictiofauna de zonas rasas ao longo de um gradiente estuarino-límnico subtropical

RESUMO

O presente trabalho utilizou a análise dos isótopos estáveis para comparar a estrutura trófica da assembleia de peixes ao longo do complexo lagunar Patos - Mirim localizada no extremo sul do Brasil e investigar se há mudanças nos elos tróficos que ligam os produtores primários e os peixes ao longo desse gradiente, bem como se os impactos antrópicos afetam a organização e estrutura trófica da ictiofauna nos três sistemas. As amostras dos principais produtores primários consumidores foram coletadas entre a primavera e verão dos anos de 2009 e 2010 no estuário da Lagoa dos Patos, canal São Gonçalo e Lagoa Mirim. Representações gráficas das razões isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e métricas isotópicas foram utilizadas para descrever e comparar a estrutura trófica entre os ambientes. Razões isotópicas do nitrogênio foram usadas em conjunto com o comprimento total dos peixes para analisar a existência de correlação entre elas. Modelos bayesianos de mistura isotópica foram empregados para avaliar a variabilidade no uso dos recursos pelo barrigudinho (*Jenynsia multidentata*) ao longo do gradiente ambiental. A área total (*Convex hull*) e o nicho isotópico (*SIBER*) variaram marcadamente entre os ambientes. O estuário apresentou maior área total isotópica (*Convex hull*: 50,28) do que o Canal e a Lagoa (17,51 e 20,29, respectivamente), enquanto o nicho isotópico apresentou diferenças estatísticas entre estuário e os dois ambientes de água doce ($p < 0,00$), mas não entre os dois ambientes de água doce ($p > 0,30$). A análise dos isótopos estáveis sugere que a presença de eclusa-barragem no Canal esta associada pode ter afetado a conectividade trófica entre o estuário da Lagoa dos Patos e a Lagoa Mirim. O modelo de mistura mostrou que as principais fontes alimentares basais para *J. multidentata* no canal foi POM e na lagoa foram principalmente plantas C_4 e POM. Já no estuário houve uma maior sobreposição nos intervalos de credibilidade, não sendo possível distinguir diferenças significativas na contribuição relativa das fontes basais para a espécie. Os nossos resultados mostraram que existem diferenças na estrutura trófica da ictiofauna, como também no uso de recursos alimentares ao longo do gradiente ambiental e que impactos antrópicos, como construção de barragem e eutrofização, afetam a ictiofauna nesses ambientes.

INTRODUÇÃO

O estudo da estrutura trófica de comunidades biológicas nos fornece informações importantes sobre a organização e o funcionamento dos ecossistemas e das interações entre as comunidades (Winemiller & Polis, 1996), seus reflexos na produção primária e secundária do ecossistema (Litvin & Weinstein, 2003), nas interações recurso-consumidor, no número de níveis tróficos e na importância dos elos tróficos dominantes que sustentam os consumidores (Post et al, 2000). Análises de cadeias alimentares, em particular, vêm sendo utilizadas para examinar a dinâmica de ambientes aquáticos (Day et al, 1998), pois muitos aspectos da estrutura e organização trófica de um ecossistema estão relacionados aos controles (e.g., *bottom-up* e *top-down*) que podem ocorrer entre recursos e consumidores ao longo das cadeias alimentares (Hairston et al, 1960). Além disso, o estudo e a comparação da estrutura trófica de comunidades nos permitem interpretar e prever os efeitos de impactos antrópicos sobre os organismos (Zaret & Paine, 1973; Cole et al, 2004; Cooper et al, 2012).

Existem vários trabalhos sobre a estrutura trófica de comunidades biológicas em estuários (e.g., Litvin & Weinstein, 2003; Cook et al, 2004) e lagoas (Zaret & Paine 1973; France, 1995; Garcia et al, 2006; Bat et al, 2012), porém existem poucos trabalhos que analisam a estrutura trófica de assembleias de peixes ao longo de gradientes estuarino-límnicos (e.g., Deegan & Garritt, 1997; Garcia et al, 2007). Estudos comparativos da estrutura trófica ao longo de gradientes ambientais auxiliam na interpretação de impactos antrópicos e são especialmente úteis para subsidiar modelos preditivos dos futuros impactos advindos das mudanças climáticas (Cooper et al, 2012).

Os ecossistemas aquáticos, por exemplo, estão fortemente sujeitos aos impactos meteorológicos e hidrológicos das fases positivas (*El Niño*) e negativas (*La Niña*) do fenômeno *El Niño* Oscilação Sul (ENOS) (Glantz, 2001). No extremo sul do Brasil, em particular, os episódios *El Niño* e *La Niña* acarretam anomalias climáticas que geram episódios de seca e chuva acentuada (Grimm et al, 2000), os quais afetam a diversidade e abundância da assembleia de peixes estuarinos (Garcia et al, 2001; Garcia et al, 2004). Alguns modelos climáticos preveem a intensificação dos episódios *El Niño* num cenário de aumento do aquecimento global (Cai et al, 2014), o que pode vir a alterar substancialmente os gradientes ambientes (e.g., de salinidade) em zonas costeiras (Garcia et al, 2004). Outro impacto antrópico que

afeta essas regiões é a construção de barragens, os quais possuem efeitos conhecidos em termos de fragmentação de habitats (Burns et al, 2006), porém nada se conhece nessa região sobre seus efeitos na perda da conectividade trófica entre ecossistemas.

Um modo de investigar a estrutura trófica de comunidades é a análise dos isótopos estáveis (Peterson & Fry, 1987). Os isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento que diferem nos números de nêutrons (ex: ^{12}C , ^{13}C ; ^{14}N , ^{15}N). As razões entre essas formas podem ser utilizadas para identificar as fontes orgânicas para os produtores e também para conhecer os caminhos subsequentes da matéria à medida que ela passa pelos vários consumidores (Fry, 2006). Na prática, essa técnica vem sendo empregada principalmente para quantificar a importância relativa das fontes alimentares (sejam elas produtores primários ou presas) para os consumidores (usando $\delta^{13}\text{C}$) e estimar a posição trófica dos consumidores na cadeia alimentar (usando $\delta^{15}\text{N}$) (Peterson & Fry, 1987). Mais recentemente, métricas com base nos isótopos estáveis têm sido desenvolvidas (Layman et al, 2007; Jackson et al, 2011) e, embora haja algumas restrições quanto sua aplicação (Hoeinghaus & Zeug, 2008, Layman et al, 2008), elas vem sendo empregadas de modo crescente para descrever a organização trófica e avaliar impactos antrópicos sobre espécies e comunidades biológicas (Layman et al, 2007; Jackson et al, 2012; Abrantes et al, 2013).

O presente trabalho utiliza isótopos estáveis para comparar a estrutura trófica da assembleia de peixes ao longo de um gradiente estuarino-limnico localizado no extremo sul do Brasil, tendo como base as seguintes questões: 1) Ocorrem mudanças nos elos tróficos que ligam os produtores primários e os peixes ao longo de um gradiente estuarino-limnico? 2) Impactos antrópicos afetam a organização e a estrutura trófica da ictiofauna ao longo do gradiente?

METODOLOGIA

Área de estudo e amostragem

O complexo Lagunar Patos - Mirim está situado no extremo sul do Brasil, é formado pela Lagoa dos Patos e sua região estuarina (ELP) e a Lagoa Mirim (LM). Esse complexo possui uma bacia de drenagem de 263.876 Km² (Seeliger et al, 1996) (Figura 1). As duas lagoas se conectam por um canal natural chamado Canal São Gonçalo (CSG). Em 1977, com o intuito de prevenir a entrada de água salobra do ELP na LM e assim garantir um reservatório de água doce para a irrigação do cultivo do arroz, foi construída uma barragem eclusa no CSG a cerca de 20 km do ELP. O complexo Patos-

Mirim possui uma fauna e flora diversa, que esta sujeita aos impactos ambientais de uma gama variedade de atividades antrópicas relacionadas a pesca comercial e atividades agrícolas e industriais (Seeliger et al, 1996; Burns et al, 2006).

A Lagoa dos Patos possui uma bacia de drenagem de 201.626 Km² e uma área de superfície de 10.360 km². É composta por uma região límnic e outra estuarina (ELP) que se conecta ao Oceano Atlântico através de um estreito canal de navegação margeado por dois molhes de pedra de cerca de 4 km de extensão e apenas 800 m de largura na sua porção final (Möller & Fernandes, 2010). A porção mixohalina da Lagoa dos Patos é restrita apenas a sua região sul que representa cerca de 10% de toda lagoa (976 Km²) (Seeliger et al, 1996). Possui uma profundidade que varia entre 5 e 18 metros. A influência da dinâmica da circulação de água no estuário e a salinidade são fatores importantes que influenciam a dinâmica espaço-temporal da assembleia de peixes nessa região (Garcia et. al, 2004). Ao longo de todo o estuário pode-se encontrar habitats heterogêneos particularmente associados com plantas C₄ (*Ruppia maritima*), que durante a primavera e verão formam extensas pradarias em áreas de enseada rasas, e marismas (*Spartina densiflora* e *Spartina alterniflora*) que ocorrem abundantemente ao longo das margens (Costa et al. 1997; Hoeninghaus et al, 2011; Claudino et al, 2013).

O canal São Gonçalo é um canal natural de 76 Km de extensão que conecta a LM e o ELP, portanto, suas águas sofrem influência de ambas as lagoas. O CSG possui margens alagadas cobertas por vegetação palustre (Kotzian & Marques, 2004) e possui uma profundidade que varia de 3 a 10 metros.

A Lagoa Mirim é uma lagoa binacional (Brasil e Uruguai) com uma bacia hidrográfica de aproximadamente 62.250 km², dos quais 49% (29.250 Km²) pertence ao território brasileiro. A LM possui uma profundidade que varia de 5 a 12 metros (Kotzian & Marques 2004), se localiza numa região da reserva ecológica do Taim que possui áreas alagáveis caracterizados por banhados e lagoas de água doce associadas. Sua vegetação inclui principalmente macrofitas aquáticas dentre elas macrofitas emergentes e flutuantes. Destacam-se principalmente as macrófitas aquáticas flutuantes *Salvinia herzogii*, *Pistia stratiotes*, *Lemna valdiviana* e macrofitas emergentes *Scirpus californicus* e *Zizaniopsis bonariensis* (Marques et al, 2002).

As amostras foram coletadas na primavera e verão entre os anos de 2009 e 2010 em sete pontos de amostragem ao longo do Complexo Patos-Mirim, sendo dois pontos no ELP (ELP1 e ELP2); dois pontos no CSG sendo um abaixo da eclusa (mais próximo ao estuário; CSG1) e outro acima da eclusa (mais próxima a Lagoa Mirim; CSG2) e três

pontos na LM (LM1, LM2 e LM3) (Figura 1). Os principais produtores primários (macrófitas enraizadas, macrófitas flutuantes, fanerógamas submersas) foram coletados manualmente com ajuda de tesouras. A matéria orgânica particulada em suspensão (POM) foi obtida com a filtragem de aproximadamente 0,25 a 1 litro de água em filtros de fibra de vidro (0,75 μ m). Os indivíduos da infauna foram coletados utilizando cano de PVC (10 cm de diâmetro e 20 cm de profundidade de enterramento e peneirados em rede de malha 500 μ m). Peixes e macrocrustáceos decápodes foram coletados com rede de arrasto de praia (9 m de largura e 2,4 m de altura, malha de 13 mm nas asas e 5 mm no saco). Dentre os peixes, foram selecionadas as espécies dominantes, tendo como base para a escolha um trabalho prévio realizado na região (Moura et al, 2012). Todo o material biológico foi acondicionado em sacos plásticos e preservado em gelo e, posteriormente, congelado em freezer. Os pontos do ELP foram complementados com amostras de *Scirpus maritimus*, *Scirpus californicus*, *Scirpus olneyi*, *Spartina densiflora*, *Eichornia azurea*, *Ruppia maritima* e algas *Rhizoclonium spp*, *Ulotrix spp*, *Ulva intestinalis* coletadas no PELD (Pesquisa Ecológica de Longa Duração) entre os meses de Março de 2010 e Fevereiro de 2011.

Para análise da composição isotópica do carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) as amostras foram descongeladas e o tecido de interesse de cada organismo foi retirado: folhas e filamentos das macrófitas e algas e cerca de 5g de músculo de cada consumidor. Devido a dificuldade de dissecação e extração do músculo, organismos da infauna foram processados inteiros. Cada amostra foi lavada com água destilada, colocada em placas de Petri esterilizadas e levadas a estufa a 60 $^{\circ}$ C por 48 hrs. As amostras secas foram pulverizadas com uso de pistilo e grau e armazenadas em Eppendorfs. Para a determinação das razões isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), as amostras foram pesadas em cápsulas de estanho ultra puras (Costech, Valencia, CA) e enviadas para o *Analytical Chemistry Laboratory* no *Institute of Ecology* da *University of Georgia*. O desvio padrão da determinação analítica da razão isotópica do nitrogênio e carbono foram 0,13 e 0,12.

Análise de dados

Representações gráficas (*biplots*) das razões isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) das fontes alimentares basais (produtores primários e POM) e dos consumidores (peixes e invertebrados) foram obtidas no programa PAST (Hammer et al, 2001) e utilizadas para avaliar visualmente possíveis diferenças nas relações tróficas da comunidade estudada entre os ambientes. A posição relativa das espécies no biplot foi utilizada para inferir sobre os aspectos da estrutura da cadeia alimentar em cada ambiente, sendo que nessa

representação as fontes de carbono assimiladas pelos consumidores estão indicadas pela posição sobre o eixo x (valores de $\delta^{13}\text{C}$) e a posição trófica indicada pelo eixo y ($\delta^{15}\text{N}$) (Fry, 2006). Análises de variância (ANOVA) foram usadas para comparar variação isotópica entre as áreas de estudo. Testes de Kolmogorov e Cochran foram realizados para avaliar os pressupostos de normalidade e homocedasticidade respectivamente (Underwood, 1997).

Adicionalmente, foram utilizadas duas métricas para comparar a estrutura trófica entre as comunidades dos diferentes ambientes estudados: o *Convex Hull* (Layman et al, 2007) e o nicho isotópico através do cálculo do SIBER (*Stable Isotope Bayesian Ellipses*) (Jackson et. al, 2011). O *Convex Hull* representa a área total ocupada pelas espécies para representar a extensão total e diversidade trófica nos ambientes, sendo que a área é influenciada por espécies com posições extremas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (Layman et al, 2007). Essa métrica nos fornece uma medida de diversidade trófica ou a área total do nicho trófico. Em complemento ao *Convex Hull* foi calculado o nicho isotópico que nos fornece *insights* sobre o nicho ecológico de uma espécie ou comunidade. Apesar de o nicho isotópico não resolver todas as questões que a teoria do nicho visa responder, ele é uma excelente ferramenta para investigar o nicho ecológico (Newsome et al, 2007). Por não serem influenciados pelo número de grupos, o nicho isotópico nos permite comparar comunidades com números diferentes de componentes (Jackson et al, 2011). Ainda como menciona Jackson et al (2011), o nicho isotópico guarda uma estreita relação com o nicho trófico, porém eles não devem ser considerados como sinônimos, mas sim como uma aproximação (*proxy*) que nos permite descrever e traçar inferências sobre aspectos-chaves do nicho ecológico de uma espécie ou comunidade. Embora exista um debate na literatura sobre a eficácia e a aplicabilidade de métricas isotópicas (Layman et al, 2007; Hoeninghaus & Zeug, 2008, Layman et al, 2008), elas vêm sendo usadas de modo crescente em estudos de ecologia trófica com isótopos estáveis (Newsome et al, 2012; Jackson et al, 2012; Abrantes et al, 2013).

Razões isotópicas do nitrogênio, foram usadas em conjunto com o comprimento total dos peixes para analisar a existência de correlação positiva entre a posição trófica e o comprimento total. As razões isotópicas de nitrogênio foram utilizadas seguindo a equação $T_p = \lambda + (\delta^{15}\text{N}_{\text{predador}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}})/F$, onde λ é o nível trófico dos consumidores na base da teia alimentar [sendo o $\lambda = 2$ pois foi utilizado um consumidor primário para cada ambiente, no caso, a tainha (*Mugil liza*) para o ELP e o birú (*Cyphocharax voga*) para o CSG e LM], $\delta^{15}\text{N}_{\text{predador}}$ é o valor do $\delta^{15}\text{N}$ do consumidor

avaliado e F o fracionamento do nitrogênio por nível trófico (Post, 2002). Neste estudo utilizamos o fracionamento isotópico de 2.54 permil ($\pm 0,11$) proposto no trabalho de meta-análise de Vanderklift & Ponsard, (2003).

No intuito de comparar possíveis diferenças entre os elos tróficos dominantes dos consumidores com a base da cadeia alimentar em cada ambiente foi utilizado um modelo de mistura isotópico bayesiano através do uso do pacote *Stable Isotope Analysis in R* (SIAR) (Parnell et al, 2010) para estimar as contribuições relativas de três fontes alimentares basais (macrófitas com via fotossintética do tipo C3 e C4 e POM) para os consumidores. Nessa avaliação foi utilizada apenas a espécie *Jenynsia multidentata*, que foi a única que ocorreu nos três ambientes estudados com número suficiente de amostras (6 no ELP, 8 no CSG e 20 na LM).

RESULTADOS

As tabelas 1 e 2 apresentam os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes alimentares basais e consumidores coletadas nos três ambientes, respectivamente. Foram analisados um total de 137 amostras de fontes alimentares e 481 de consumidores (406 peixes e 75 invertebrados). Algumas fontes, como matéria orgânica particulada (POM) e gramíneas da família Poacea (C_4), foram obtidos em todos os ambientes, enquanto outros produtores primários foram coletados exclusivamente em alguns ambientes. Por exemplo, Algas, *Spartina alterniflora*, *Spartina densiflora* foram coletadas apenas no ELP, *Pistia stratiotes*, *Eichornia crassipes*, *Potamogeton spp* apenas no CSG e *Senecio spp* e *Scirpus spp* na LM.

Um total de 33 espécies de consumidores foi capturado, dos quais 27 espécies são de peixes (Tabela 2). Dessas, cinco são estuarinas (*Atherinella brasiliensis*, *Lycengraulis grossidens*, *Micropogonias furnieri*, *Mugil liza*, e *Platanychthys platana*) e as demais de água doce. Os peixes estuarinos foram encontrados apenas no CSG e ELP. Apenas 6 espécies de invertebrados foram coletados, com maior número de espécies capturadas no ELP (5), do que no CSG (3) e LM (2).

Houve diferenças significativas nas razões isotópicas do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) dos três ambientes ($p < 0.01$) (Figura 2). De modo geral, os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ dos organismos apresentaram uma maior amplitude no ELP (variando de -29.82 a -7.28), do que no CSG e LM (-29.66 a -11.08 e -29.30 a -15.69), respectivamente). Produtores primários que possuem vias fotossintéticas diferentes (plantas C_3 e C_4) apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ estatisticamente diferentes ($p < 0,05$),

sendo que os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ das plantas C_3 (e.g., *J. effusus* -28,6, *P. stratooides* -29,68 e *E. azurea* -29,3) foram cerca de 2 vezes menores do que das plantas C_4 (e.g., *S. densiflora* -11,9, *Z. bonariensis* -11,2 e *Poacea* -12,9). Foi possível observar uma diferença na ictiofauna entre os pontos no canal acima (CSG1) e abaixo (CSG2) da eclusa (Figura 3). No ponto mais próximo ao estuário (CSG2) é possível ressaltar a presença de peixes estuarinos (*L. grossidens*, *M. furnieri*, *Platanichtchys platana*) que não foram encontrados no ponto acima da eclusa.

De modo geral, houve uma maior variação nos valores isotópicos do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos organismos no ELP, com valores de DP cerca de duas vezes maiores no ELP do que no CSG e LM. A ANOVA mostrou um efeito significativo dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre os ambientes ($F= 52,84$, $p<0,001$) (Figura 4). Embora apresentado variância dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre todos os locais, os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ da ictiofauna entre o estuário e canal não foram significativamente diferentes (Tukey HSD test), apenas entre o ELP e LM e entre CSG e LM ($p<0,001$).

A área total do nicho isotópico ocupado pela assembleia de peixes variou marcadamente em cada ambiente (Figura 5), com o ELP apresentando uma área total duas vezes maior (Convex Hull = 50,28) do que o CSG e LM (17,51 e 20,29, respectivamente). Diferenças no nicho isotópico também foram observadas com o cálculo das elipses isotópicas (SIBER), (Figura 5). A análise estatística revelou diferenças entre os nichos isotópicos do ELP e CSG ($p<0,00$) e ELP e LM ($p<0,00$), porém não houve diferença estatística entre os dois ambientes de água doce (CSG e LM; $p>0,30$). A sobreposição dos nichos isotópicos foi maior entre o ELP e CSG (14,28) e ELP e LM (13,94), do que entre a LM e CSG (1,95).

Não houve correlação significativa do comprimento total (CT) e posição trófica (PT) entre os ambientes ($p> 0,05$), com exceção da LM ($p<0,02$) (Figura 6). Porém a correlação foi fortemente influenciada por duas espécies (*H. malabaricus* e *R. quelen*) que ao serem retiradas da análise deixou de existir a correlação ($p>0,123$).

Segundo o modelo de mistura isotópico, as principais fontes alimentares basais para *J. multidentata* no CSG foi POM (0,29 - 0,93; 95% Intervalo de Credibilidade), enquanto na LM foram principalmente plantas C_4 e POM (0,35 - 0,54 e 0,31 - 0,63, respectivamente; 95% Intervalo de Credibilidade). No ELP houve uma maior sobreposição nos intervalos de credibilidade, não sendo possível distinguir diferenças significativas na contribuição relativa das fontes basais para a espécie (Figura 7).

DISCUSSÃO

O presente trabalho analisou um total de 27 espécies de peixes, o que representa cerca de 50% da assembleia de peixes ao longo do gradiente ambiental entre o estuário da Lagoa dos Patos, Canal São Gonçalo e Lagoa Mirim (Moura et al, 2012). Esses autores investigaram os padrões de abundância e diversidade da ictiofauna de peixes que ocorrem nas zonas rasas (< 2 m) nos mesmos locais do presente estudo. Apesar da presença de cerca da metade das espécies no nosso estudo, quando comparado ao total de espécies encontradas por Moura e colaboradores, acreditamos que elas representem de modo adequado as principais relações tróficas que caracterizam a estrutura trófica da ictiofauna das zonas rasas do complexo lagunar Patos-Mirim, pois elas são as espécies mais abundantes e frequentes que ocorrem ao longo dessa região.

A presença de peixes de água doce no ambiente estuarino, no entanto, ocorreu devido a baixa salinidade no estuário no período das coletas. Estudo prévio que analisou a ocorrência inter-anual de peixes de água doce no estuário da Lagoa dos Patos (Garcia et al, 2003), mostrou que esses peixes podem ser levados para a região estuarina durante o período de elevada descarga de água doce. Um dos fatores que podem causar essa elevada descarga é o fenômeno do *El Niño*. No período de coleta do trabalho (2009/2010), o *El Niño* foi observado com uma fraca intensidade (INPE, 2014), dessa forma podemos explicar a presença dos peixes de água doce no estuário. Já os peixes estuarinos foram amostrados apenas no ponto abaixo da eclusa (CSG2) de peixes estuarinos foi observada até o ponto abaixo da barragem eclusa (CSG2), mas não no ponto acima da eclusa (CSG1) e na Lagoa Mirim. A ausência desses peixes nesses locais deve-se a presença da barragem-eclusa que impede a comunicação entre os ambientes estuarino da Lagoa dos Patos e de água doce do Canal São Gonçalo (acima da eclusa) e Lagoa Mirim. Burns e colaboradores (2006) afirmam que a construção da barragem-eclusa no Canal São Gonçalo visando impedir a entrada de água salgada para a Lagoa Mirim mudou significativamente a distribuição das espécies de peixe entre o estuário da Lagoa dos Patos e Lagoa Mirim. Segundo esses autores há uma fragmentação do habitat não permitindo que a zona estuarina se estenda em direção a Lagoa Mirim. O presente trabalho sugere que essa quebra na conectividade entre as espécies estuarinas e límnicas não teve reflexos apenas nos padrões de composição de espécies e diversidade, mas também na conectividade e nos subsídios tróficos laterais entre os dois sistemas. Isso porque espécies que antes da construção da barragem ocorriam também na Lagoa Mirim devido a entrada da cunha salina (e.g. corvina *M. furnieri*, tainha *M. liza*, linguado

Paralichthys orbignyanus) (Cunha 1953; FAO 1972; Machad 1976), pararam de ocorrer, conseqüentemente, não havendo mais o transporte e troca de subsídios entre o ELP e a LM.

O ambiente estuarino apresentou um maior nicho isotópico que os demais ambientes, o que poderia ser explicado pela maior complexidade da estrutura trófica do ambiente estuarino. Kennish (1986) afirma que o estuário é considerado um dos ecossistemas mais produtivos do mundo, e que devido a grande diversidade de habitat e produtores primários, possui uma dinâmica trófica complexa, que esta sujeita a variações hidrológicas e físico-químicas. Porém, este resultado se mostrou diferente do encontrado por Cooper et al. (2012), que apresentou valores maiores de nicho em ambientes de água doce comparados com ambientes salinos. Copper et al. (2012) sugerem que com o aumento da salinidade, o nicho vai sendo ocupado por menos espécies, diminuindo assim o nicho quando aumenta a salinidade. No nosso trabalho, houve uma grande entrada de peixes de água doce no estuário. Desta forma, o nicho isotópico mais amplo na região estuarina pode ser explicado pela influência da entrada desses peixes de água doce.

Neste trabalho observamos valores isotópicos mais enriquecidos de $\delta^{15}\text{N}$ na composição de produtores primários no Estuário da Lagoa dos Patos e no Canal. Alguns autores (Cole et al, 2004) relacionam valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ em organismos aquáticos (e.g., macrófitas) com resultado da poluição, como condições de eutrofização ocasionadas com a entrada de esgoto e resíduos com alta concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido no ambiente de estudo. Estudos prévios no estuário da Lagoa dos Patos sugerem, por exemplo, que produtores primários e consumidores em enseadas mais próximos a fontes poluidoras industriais (e.g., de fertilizantes) ou aos centros urbanos possuem razões isotópicas de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) mais elevadas (Abreu et al, 2006; Claudino et al, 2013). Os resultados do presente trabalho sugerem que um efeito semelhante possa estar acontecendo no Canal São Gonçalo, que recebe elevada carga de esgotos e outras fontes poluidoras que afeta a qualidade das suas águas (Medronha et al, 2013).

Persaud, et al. (2011) encontrou que comunidades e espécies de peixes de água doce mostraram relações positivas entre a posição trófica e o tamanho dos peixes. Esse padrão que também foi encontrado por Jennings et al. (2001) para espécies marinhas, pode ser observado neste trabalho com a *H. malabaricus* que apresentou maior comprimento na LM (287 mm) e um maior nível trófico (4,01) em comparação ao canal onde a espécie apresentou comprimento total menor (158 mm) e um nível trófico de

2,37. Persaud et al. (2011) acredita que essa fraca relação em alguns peixes é devido a essa grande variabilidade na alimentação além da variabilidade temporal e espacial nos valores basais. Nosso trabalho foi realizado com a ictiofauna de ambientes rasos, ou seja, peixes de pequeno porte. Persaud e colaboradores sugerem que a relação positiva pode ser encontrada para espécies predadores maiores que se alimentam de presas maiores em níveis tróficos superiores, porém se torna incomum para espécies pequenas que se alimentam em níveis tróficos elevados.

A presença frequente da *Jenynsia multidentata* ao longo de todo ambiente estudado permitiu avaliar possíveis variações espaciais na plasticidade e posição trófica a nível específico. A posição trófica da espécie variou desde consumidor primário no estuário (PT aproximadamente igual a 2) até consumidor secundário nos ambientes de água doce. Já a marcada variação espacial na composição isotópica da espécie sugerindo que a mesma está associada a diferentes fontes alimentares basais (produtores primários e outras fontes orgânicas) nos três ambientes. Os modelos de mistura isotópica revelaram que a importância relativa das fontes alimentares basais (macrófitas do tipo C₃ e C₄ e POM que pode ser considerado um *proxy* para fitoplâncton e matéria orgânica em suspensão) varia bastante para essa espécie ao longo do gradiente ambiental estudado.

No estuário, a espécie parece estar ligada troficamente às três fontes alimentares basais analisadas, sendo possível distinguir preponderância de nenhuma. Já no Canal (CSG), que é um ambiente de declive acentuado e sem enseadas rasas como os demais, a espécie depende de nutrientes oriundos principalmente da coluna d'água (POM: ~80%), sugerindo que a espécie está associada a uma via trófica pelágica. É interessante observar que apesar da elevada biomassa de plantas do tipo C₃ às margens desse Canal, elas não contribuem com carbono e nitrogênio primários para a espécie. Outros trabalhos têm mostrado padrões semelhantes para ambientes estuarinos (Kang et al, 2007; Rodríguez - Grãna et al, 2008; Claudino et al, 2013). Por outro lado, na Lagoa Mirim, que é caracterizada por extensas margens rasas com vegetação gramínea (que é uma planta C₄) nas suas margens, *J. multidentata* apresentou maior dependência tanto de fontes alimentares basais associadas à via pelágica (POM) quanto bentônica (gramíneas C₄ nas margens). De fato, durante as coletas foi observada a presença da espécie em ambos os ambientes (tanto na coluna d'água quanto junto às margens alagadas da lagoa), sugerindo que a espécie forrageia em ambos microhabitats dessa lagoa.

CONCLUSÃO

Em conclusão, houve diferenças na estrutura trófica da ictiofauna das zonas rasas ao longo do gradiente estuarino-limnico do complexo lagunar Patos - Mirim. O nicho isotópico também se mostrou diferente entre os ambientes sendo maior no estuário devido provavelmente a complexidade estrutural deste ambiente. Quando analisado a nível específico, foi possível encontrar diferenças no uso de recursos alimentares basais ao longo do gradiente. A posição trófica não foi relacionada positivamente com o comprimento total dos peixes juvenis. Apesar da abundância de plantas do tipo C₃ no ambiente de água doce, elas não se mostraram tão importantes para os consumidores em alguns ambientes. Algumas das diferenças na composição isotópica e estrutura trófica da ictiofauna puderam ser associadas com impactos antrópicos, como a presença de uma barragem-eclusa e eutrofização.

REFERÊNCIAS

- Abrantes, K. G., A. Barnett & S. Bouillon, 2013. Stable isotope-based community metrics as a tool to identify patterns in food web structure in east African estuaries. *Functional Ecology*.
- Abreu, P. C., C. S. B. Costa, C. E. Bemvenuti, C. Odebrecht, G. Wilhelm, & A. M. Anesio, 2006. Eutrophication Processes and Trophic Interactions in a Shallow Estuary : Preliminary Results Based on Stable Isotope Analysis ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$). *Estuaries and Coasts*, 29, 277–285.
- Batt, D. R., R. S. Carpenter, J. J. Cole, L.M. Pace, J. T. Cline, A. R. Johnson & A. D. Seekell, 2012. Resources supporting the food web of a naturally productive lake. *Limnology Oceanography*, 57:1443 – 1452.
- Burns, M. D. M, A. M. Garcia, J. P. Vieira, M. A. Bemvenuti, D. M. L. M. Marques, & M. V. Conдини, 2006. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4:69–72.
- Cai et al. 2014. Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature Climate Change* 4:111–116.
- Claudino, M. C., P. C. Abreu, & A. M. Garcia, 2013. Stable isotopes reveal temporal and between-habitat changes in trophic pathways in a southwestern Atlantic estuary, 489: 29–42.
- Cole, M. L., I. Valiela, K. D. Kroeger, G. L. Tomasky, J. Cebrian, C. Wigand, R. A. McKinney, S. P. Grady, & M. H. C Silva, 2004. Assessment of a $\delta^{15}N$ isotopic

- method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 33:124–32.
- Cook, P.L.M., A. T. Revill, L. A. Clementson & J. K. Volkman, 2004. Carbon and nitrogen cycling on intertidal mudflats of a temperate Australian estuary. III. Sources of organic matter. *Marine Ecology Progress Series*, 280:55 - 72.
- Cooper, R. N., & B. Wissel, 2012. Loss of trophic complexity in saline prairie lakes as indicated by stable-isotope based community-metrics. *Aquatic Biosystems*, 8:6.
- Costa, C. S. B., U. Seeliger, C. P. L. Oliveira & A. M. M. Mazo, 1997. Distribuição, funções e valores das marismas e pradarias submersas no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). *Atlântica* 19: 65–83.
- Cunha, A. A. V., 1953. Contribuição ao estudo químico da água do Canal São Gonçalo. *Agros.* 6:13-25.
- Day J. W., C. A. S. Hall, W. M. Kemp & A. Yanez-Arancibia, 1989 *Estuarine ecology*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Deegan L. A. & R. H. Garritt, 1997. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Marine Ecology Progress Series*. 147:31-47.
- FAO. 1972. Desarrollo de la cuenca hidrográfica de la Laguna Merin. 86p.
- France, R. L. 1995. Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. *Limnology and Oceanography*, 40:1310–1313.
- Fry, B., 2006. *Stable Isotope Ecology*, Springer, New York.
- Garcia A. M., J. P. Vieira & K. O. Winemiller, 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology* 59:1218–1238.
- Garcia, A. M., M. B. Raseira, J. P. Vieira, K. O. Winemiller & A. M. Grimm, 2003. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and. *Environmental Biology of Fishes*, 68:215–228.
- Garcia A. M., J. P. Vieira, K. O. Winemiller & A. M. Grimm, 2004. Comparison of the 1982–1983 and 1997–1998 El Niño effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuaries* 27:905–914.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira, K. O. Winemiller, & M. B. Raseira, 2004. Reproductive cycle and spatiotemporal variation in abundance of the one-sided livebearer *Jenynsia multidentata*, in Patos Lagoon, Brazil. *Hydrobiologia*, 515:39–48.

- Garcia, A. M.; M. A. Bemvenuti, J. P. Vieira, D. M. L. M. Marques, M. D. M. Burns, A. Moresco & M. V. C. Condini, 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4:261–268.
- Garcia, A. M., D. J. Hoeinghaus, J. P. Vieira, & K. O. Winemiller, 2007. Isotopic variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73:399–408.
- Glantz, M.H. 2001. *Currents of Change: Impacts of El Niño and La Niña on Climate and Society*, Cambridge University Press, Cambridge. 252 pp.
- Grimm, A.M., V.R. Barros & M.E. Doyle. 2000. Climate variability in Southern America associated with El Niño and La Niña events. *J. Clim.* 13: 35–58.
- Hairson, N. G., F. E. Smith & L. B. Slobodkin, 1960. Community structure, population control and competition. *The American Naturalist*. 94:421-425.
- Hoeinghaus, D. J., & S. C. Zeug, 2008. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Comment. Ecology*, 89:2353
- Hoeinghaus, D. J., J. P. Vieira, C. S. Costa, C. E. Bemvenuti, K. O. Winemiller, & A. M. Garcia, 2011. Estuary hydrogeomorphology affects carbon sources supporting aquatic consumers within and among ecological guilds. *Hydrobiologia*, 673:79–92.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). disponível em: <http://enos.cptec.inpe.br/>
Acessado em: Abril 2014.
- Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell & S. Bearhop, 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *The Journal of Animal Ecology*, 80: 595–602.
- Jackson, M. C., I. Donohue, A. L. Jackson, J. R. Britton, D. M. Harper, & J. Grey, 2012. Population-level metrics of trophic structure based on stable isotopes and their application to invasion ecology. *PloS One*, 7e31757.
- Jennings, S., J. K. Pinnegar, N. V. C. Polunin, & T. W. Boon, 2001. Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *Journal of Animal Ecology*, 70:934–944.
- Kang, C., E. Choy, S. Paik, H. Park, K. Lee, & S. An, 2007. Contributions of primary organic matter sources to macroinvertebrate production in an intertidal salt marsh (*Scirpus triquetus*) ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 334:131–143.
- Kennish, M. J. & H. W. Paerl. 2010. *Coastal Lagoons: critical habitats of environmental change*. In Kennish, M. J. & H. W. Paerl (Eds.). *Coastal Lagoons-critical habitats*. Florida, Taylor and Francis Publishers.

- Kotzian, H. B. & M. D. Marques, 2004. Lagoa Mirim e a convenção Ramsar : um modelo para ação transfronteiriça na conservação de recursos hídricos. *REGA*, 1:101–111.
- Layman, C. A., D. A. Arrington, C. G. Montaña & D. M. Post, 2007a. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88:42–48.
- Layman, C.A., J. P. Quattrochi, C.M. Peyer,. & J. E. Allgeier, 2007b Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. *Ecology Letters*, 10:937– 944.
- Layman, C. A & D. M. Post, 2008. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? Reply. *Ecology*, 89:2358–2359.
- Litvin, S.Y., M. P. Weinstein, 2003. Life history strategies of estuarine nekton: the role of marsh macrophytes, benthic microalgae, and phytoplankton in the trophic spectrum. *Estuaries*, 26:552 - 562.
- Machado, M. I. C. S. 1976. Sobre a pesca na região brasileira da lagoa Mirim. *Boletim do Ipemafla*, 2:23-37.
- Marques D. M., C. Tucci, D. Calanzas, V. L. M. Callegaro & A. Villanueva, 2002. O sistema Hidrológico do Taim. In: Seeliger U., Cordazzo C. e Barbosa F (eds). *Os sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*. Belo Horizonte, BH.
- Medronha, G. A., I. C., B. Milani, M. F. Souza, R. Bonczynski, R. D. Júnior, L. E. A. S. Suzuki, M. D. Prá, G. L. Collares, 2013. Avaliação da qualidade da água do Canal São Gonçalo- RS evaluate the quality of the waters of São Gonçalo channel by calculating the index of water quality 1–8.
- Möller O. O, E. H. Fernandes, 2010. Hidrologia e hidrodinâmica. In: Seeliger U, Odebrecht C (eds) *O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande, RS, Brazil, 17–27.
- Moura, P. M., J. P. Vieira & A. M. Garcia, 2012. Fish abundance and species richness across an estuarine–freshwater ecosystem in the Neotropics, 696:107–122.
- Newsome, S. D., C. M. del Rio, S. Bearhop & D. L. Phillip, 2007. A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8:429–436.
- Newsome, S. D., J. D. Yeakel, P. V Wheatley, & Tinker, M. T. 2012. Tools for quantifying isotopic niche space and dietary variation at the individual and population level *Journal of Mammalogy*. 93:329–341
- Parnell, A. C., R. Inger, S. Bearhop, & A. L. Jackson, 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PloS One*, 5:e9672.

- Persaud, A. D., P. J. Dillon, L. A. Molot, & K. E. Hargan, 2011. Relationships between body size and trophic position of consumers in temperate freshwater lakes. *Aquatic Sciences*, 74:203–212.
- Peterson, B.J., B. Fry, 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18:293-320.
- Post, D. M., 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position : models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83:703–718.
- Rodríguez-Graña L., D. Calliari, D. Conde, J. Sellanes, R. Urrutia, 2008. Food web of a SW Atlantic shallow coastal lagoon: spatial environmental variability does not impose substantial changes in the trophic structure. *Mar Ecol Prog Ser* 362: 69–83
- Seeliger, U., C. Odebrecht & J. P. Castello (eds.). 1996. Subtropical convergence environments: the coast and sea in the Southwestern Atlantic. Springer Verlag, New York.306p.
- Underwood, A.J, 1997. Experiments in ecology – their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge.504p.
- Vanderklift, M. A, & S. Ponsard, 2003. Sources of variation in consumer-diet delta 15N enrichment: a meta-analysis. *Oecologia*, 136:169–82.
- Winemiller, K.O.& G.A. Polis, 1996. Food webs: What can they tell us about the world? In: G.A. Polis & K.O. Winemiller, eds. *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics*. Chapman and Hall, New York.
- Zaret, T.M. & R. T. Paine, 1973. Species Introduction in a Tropical Lake. *Science*, 182:445-455.

ANEXO

Tabela 1 - Código das espécies, número de indivíduos, valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, desvio padrão (DP) das principais fontes vegetais encontradas no estuário (A), canal (B) e lagoa (C). * Dados obtidos junto ao Programa Ecológico de Longa Duração (PELD).

ESPÉCIE	CÓDIGO	n	^{13}C	DP	^{15}N	DP
ESTUÁRIO (A)						
<i>Juncus acutus</i> (C ₃)*	JUNACU	2	-29,2	0,1	3,0	0,6
<i>Juncus effusus</i> (C ₃)*	JUNEFF	2	-28,6	0,9	6,5	0,8
<i>Poacea</i> ² (C ₄)*	POACEA	2	-12,6	0,1	5,0	0,8
<i>Ruppia maritima</i> (C ₄)*	RUPMAR	18	-10,7	0,9	7,3	1,4
<i>Scirpus californicus</i> (C ₃)*	SCICAL	1	-26,1	0,0	5,6	0,0
<i>Scirpus maritimus</i> (C ₃)*	SCIMAR	23	-26,9	1,4	6,1	1,9
<i>Scirpus olneyi</i> (C ₃)*	SCIOLN	11	-26,8	0,9	6,2	0,6
<i>Scirpus sp</i> (C ₃)*	SCISPP	1	-26,6	0,0	-1,3	0,0
<i>Spartina alterniflora</i> (C ₄)*	SPAALT	2	-12,4	0,0	6,3	0,2
<i>Spartina densiflora</i> (C ₄)*	SPADEN	3	-11,9	0,0	7,9	1,9
<i>Rhizoclonium sp</i> *	RHISPP	11	-15,4	5,9	6,9	0,9
<i>Ulothrix spp</i> *	ULOSPP	2	-7,8	1,0	7,3	0,1
<i>Ulva intestinalis</i> *	ULVINT	7	-7,2	2,5	7,2	0,3
<i>Ulva ramulosa</i> *	ULVRAM	2	-11,0	0,0	5,2	0,0
POM*	POM	8	2,5	2,9	0,3	1,6
CANAL (B)						
<i>Cyperaceae</i> (C ₃)	CYPERA	2	-29,4	0,0	8,6	0,3
<i>Eichornia crassipes</i> (C ₃)	EICCRA	2	-28,1	0,0	8,8	0,0
<i>Ludwigia sp</i> ¹ (C ₃)	LUDSPI	2	-26,1	0,5	8,0	0,2
<i>Pistia stratiotes</i> (C ₃)	PISSTRA	4	-29,68	0,4	10,9	3,7
<i>Poacea</i> ² (C ₄)	POACEA	2	-12,3	0,0	7,8	0,4
<i>Potamogeton sp</i> (C ₃)	POTSPP	2	-28,9	0,2	10,7	0,3
<i>Zizaniopsis bonariensis</i> (C ₄)	ZIZBON	2	-11,2	0,1	10,4	0,3
POM	POM	8	1,2	0,9	0,1	1,3
LAGOA (C)						
<i>Echinodorus sp</i> (C ₃)	ECHSPP	2	-26,7	0,5	7,0	0,2
<i>Eichornia azurea</i> (C ₃)	EICAZU	2	-29,3	0,3	18,7	1,1
<i>Ludwigia sp</i> ¹ (C ₃)	LUDSPI	2	-29,0	0,5	4,8	2,9
<i>Ludwigia sp</i> ² (C ₄)	LUDSP2	2	-12,1	0,0	6,4	0,7
<i>Poacea</i> ¹ (C ₃)	POACE1	3	-27,8	0,0	4,0	0,5
<i>Poacea</i> ² (C ₄)	POACE2	3	-12,9	0,2	3,1	2,1
<i>Scirpus sp</i> (C ₃)	SCISPP	2	-27,2	0,4	3,1	1,6
<i>Senecio sp.</i> (C ₃)	SENSPP	2	-29,7	0,5	0,7	0,5
POM	POM	12	2,4	2,0	0,3	2,2

Tabela 2 - Código das espécies, número de indivíduos (n), comprimento total (CT), valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e desvio padrão (DP) dos peixes e invertebrados encontrados no estuário (A), canal (B) e lagoa (C).

ESPÉCIE	CÓDIGO	n	CT	^{13}C	DP	^{15}N	DP
ESTUÁRIO (A)							
Peixe							
<i>Astyanax fasciatus</i> *	ASTFAS	6	66	-23,8	3,3	9,7	0,9
<i>Astyanax iacuhiensis</i> *	ASTJAC	1	72	-26,9		10,4	
<i>Atherinella brasiliensis</i> *	ATHBRA	5	87,6	-14,8	1,2	12,7	0,6
<i>Ctenogobius shufeldti</i> *	CTESHU	2	53	-18,6	4,7	11,1	0,5
<i>Jenynsia multidentata</i> *	JENMUL	6	32,3	-21,8	2,0	7,2	1,2
<i>Lycengraulis grossidens</i> *	LYCGRO	3	87,3	-18,8	1,1	13,7	0,7
<i>Micropogonias furnieri</i> *	MICFUR	15	83,8	-17,4	1,3	13,5	1,0
<i>Mugil liza</i> *	MUGLIZ	17	61,7	-19,3	2,4	8,6	1,2
<i>Oligosarcus jenynsii</i> *	OLIJEN	7	95	-20,1	2,0	10,0	0,4
<i>Oligosarcus robustus</i> *	OLIROB	5	105,4	-22,8	3,8	10,6	0,9
<i>Platanichthys platana</i> *	PLAPLA	1	68	-19,9		15,6	
<i>Rhamdia quelen</i> *	RHAQUE	2	145	-20,3	0,8	9,5	0,7
Invertebrados							
<i>Callinectes sapidus</i> *	CALSAP	15	53,4	-16,9	2,5	10,0	1,1
<i>Heteromastus similis</i> *	HETSIM	1		-15,7		9,3	
<i>Laonereis acuta</i> *	LAOACU	6		-17,5	1,6	8,4	1,6
<i>Nephtys fluviatilis</i> *	NEPFLU	4		-15,3	1,4	10,7	1,1
<i>Polichaeta</i> *	POLICH	3		-19,0	1,8	8,1	0,7
CANAL (B)							
Peixe							
<i>Astyanax fasciatus</i>	ASTFAS	12	57,8	-25,7	2,3	9,4	1,1
<i>Astyanax iacuhiensis</i>	ASTJAC	7	48,4	-28,8	3,6	9,1	0,5
<i>Cheirodon interruptus</i>	CHEINT	3	39,6	-24,9	4,8	9,9	1,0
<i>Corvdoras paleatus</i>	CORPAL	2	37,0	-23,1	1,2	10,8	0,0
<i>Cyanocharax alburnus</i>	CYAALB	6	62,8	-24,0	0,6	11,1	0,6
<i>Cyphocharax voga</i>	CYPVOG	13	84,8	-27,9	3,6	8,7	2,5
<i>Geophagus brasiliensis</i>	GEOBRA	7	104,8	-23,3	1,7	10,5	0,5
<i>Gymnogeophagus gymnotus</i>	GYMGYM	2	161,0		1,1		0,0
<i>Hoplias malabaricus</i>	HOPMAL	6	158,0	-24,8		10,3	
<i>Hoplias malabaricus</i>	HOPMAL	6	158,0	-25,6	0,7	10,0	0,3
<i>Jenynsia multidentata</i>	JENMUL	8	36,7	-24,5	2,2	9,9	0,6
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LYCGRO	5	93,4	-20,7	0,9	14,7	0,4
<i>Micropogonias furnieri</i>	MICFUR	9	110,1	-19,6	2,2	14,5	1,1
<i>Odontesthes spp.</i>	ODOSPP	5	99,4	-23,3	0,3	11,8	0,1
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	OLIJEN	13	76,3	-25,9	2,5	9,6	1,1
<i>Oligosarcus robustus</i>	OLIROB	5	116,8	-28,2	1,3	9,8	0,6
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	PARNIG	8	75,3	-21,4	4,5	11,5	1,3
<i>Pimelodella australis</i>	PIM AUS	4	52,7	-28,0	4,5	9,2	1,7
<i>Platanichthys platana</i>	PLAPLA	9	78,1	-22,0	3,0	12,4	1,6
Invertebrados							
<i>Callinectes sapidus</i>	CALSAP	9	57,7	-19,5	3,2	9,6	1,0
<i>Palaemonetes argentinus</i>	PALARG	20			2,6		1,8
<i>Polichaeta</i>	POLICH	1		-21,8		10,6	
LAGOA (C)							
Peixe							
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	ASTEIG	11	67,4	-21,9	3,6	8,8	1,4
<i>Astyanax fasciatus</i>	ASTFAS	30	74,6	-23,4	2,3	9,1	0,8
<i>Astyanax iacuhiensis</i>	ASTJAC	2	86,5	-23,1	0,5	9,1	0,5
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	CHEIBI	4	48,5	-22,5	1,1	8,6	1,5
<i>Corvdoras paleatus</i>	CORPAL	2	47,0	-21,5	1,0	8,2	0,5
<i>Cyanocharax alburnus</i>	CYAALB	16	53,4	-22,6	2,0	9,8	0,8
<i>Cyphocharax voga</i>	CYPVOG	20	102,3	-23,6	5,7	6,6	0,9
<i>Gymnogeophagus gymnotus</i>	GYMGYM	4	52,0		1,8		1,0
<i>Gymnogeophagus gymnotus</i>	GYMGYM	4	52,0	-20,6		6,4	
<i>Hoplias malabaricus</i>	HOPMAL	1	287,0	-21,8		11,5	
<i>Hypshobrycon luetkenii</i>	HYPLUE	8	36,2	-21,7	3,6	7,9	1,4
<i>Jenynsia multidentata</i>	JENMUL	20	46,2	-19,5	1,6	7,4	1,0
<i>Odontesthes mirinensis</i>	ODOMIR	16	96,1	-22,7	1,3	11,1	0,7
<i>Odontesthes spp.</i>	ODOSPP	18	83,5	-20,6	2,5	10,2	1,3
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	OLIJEN	7	77,4	-23,7	2,4	9,3	0,7
<i>Oligosarcus robustus</i>	OLIROB	7	101,1	-25,7	1,1	10,2	1,0
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	PARNIG	7	110,1	-22,1	1,9	10,7	0,7
<i>Pimelodella australis</i>	PIM AUS	1	68,0	-22,0		9,0	
<i>Platanichthys platana</i>	PLAPLA	9	46,5	-24,1	0,6	10,6	0,7
<i>Rhamdia quelen</i>	RHAQUE	2	216,0	-24,7	3,2	10,3	1,8
INVERTEBRADOS							
<i>Palaemonetes argentinus</i>	PALARG	15			2,6		1,8
<i>Pomacea</i>	POMACE	1		-19,0	0,5	3,7	0,3

Figura 1 - Mapa do complexo lagunar Patos - Mirim com a localização dos pontos de amostragem do Estuário da Lagoa dos Patos (ELP1 e ELP2), canal São Gonçalo (CSG1 e CSG2) e Lagoa Mirim (LM1, LM2 e LM3).

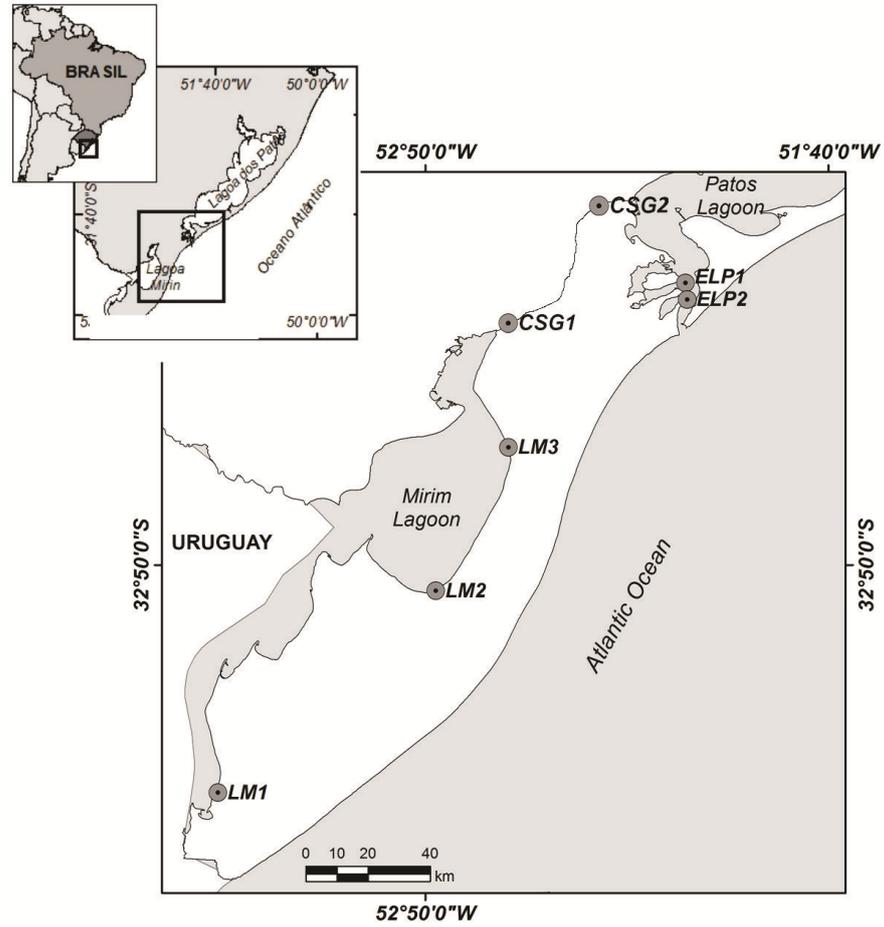


Figura 3 - *Biplot* da composição isotópica (C e N) das fontes alimentares (círculos abertos) e consumidores (peixe de água doce - círculos fechados; peixes estuarinos - triângulos fechados; invertebrados - quadrados abertos) nos dois pontos do canal: acima da eclusa (CSG1) e abaixo da eclusa (CSG2).

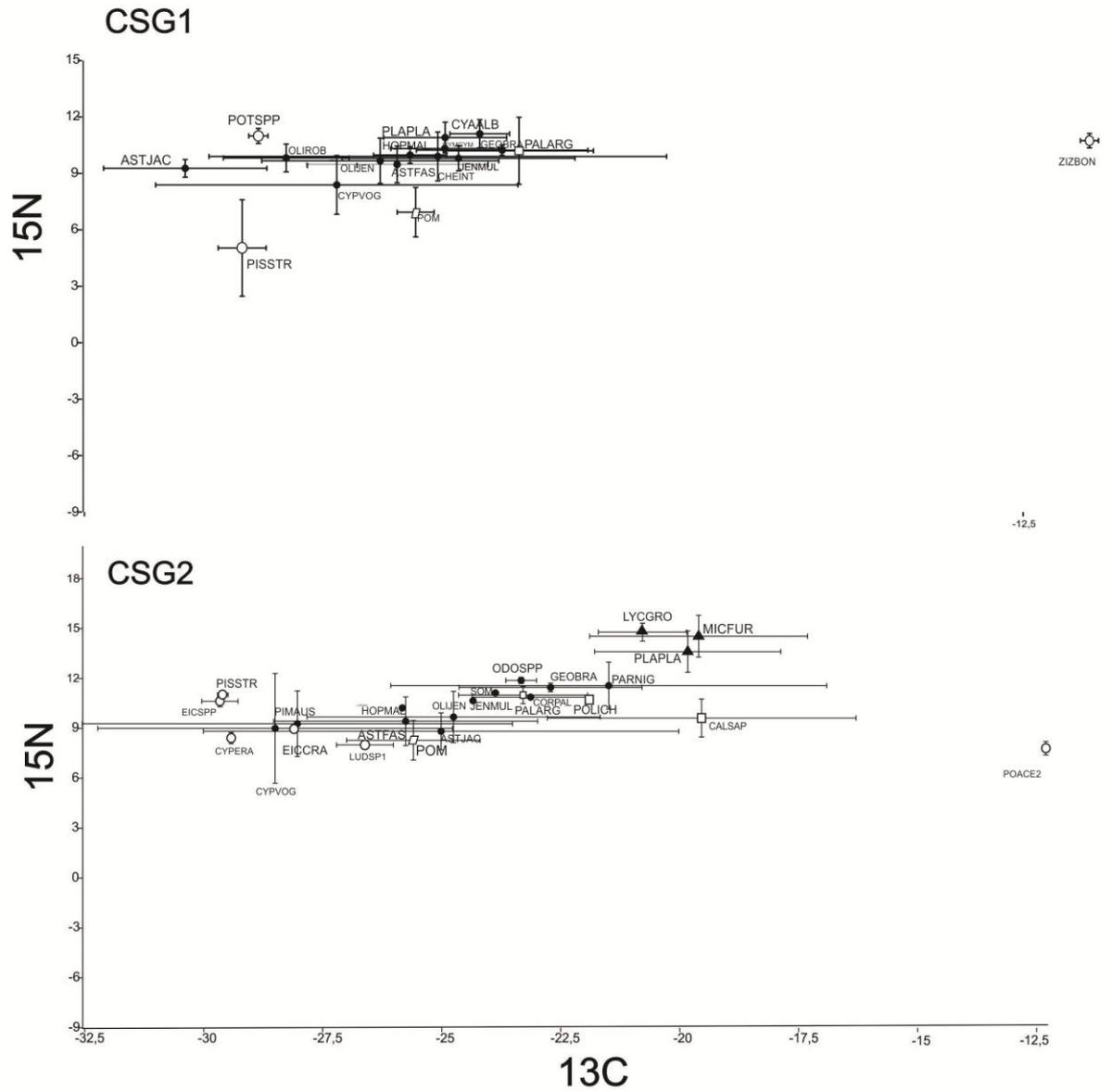


Figura 4 - Média (DP) dos valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para assembleia de peixes para cada local de amostragem (Estuário, Canal e Lagoa).

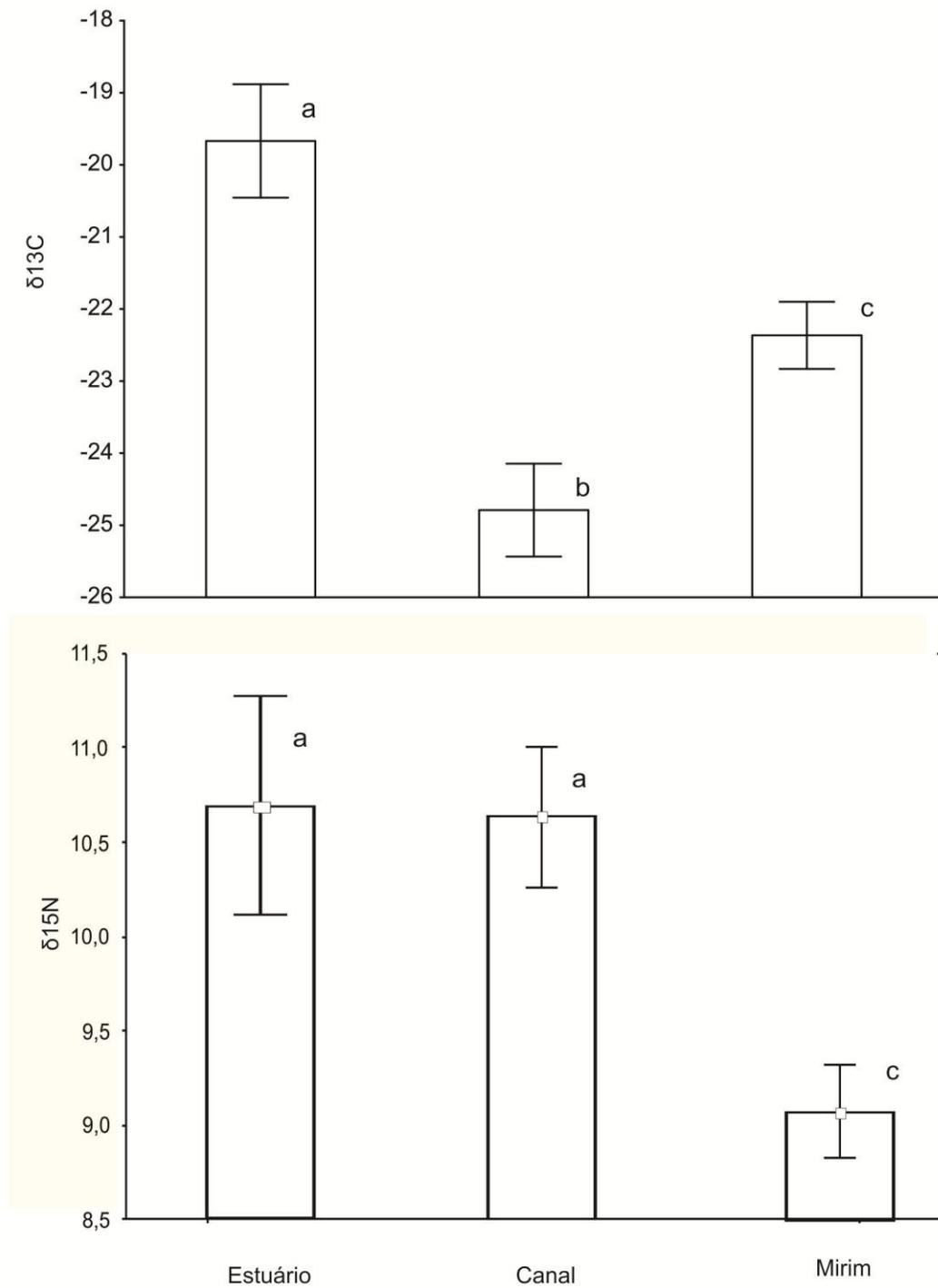


Figura 5 - Nicho isotópico ocupado pelas espécies no estuário, canal e lagoa; a área total das espécies, representando uma medida da amplitude do nicho ocupado por cada espécie.

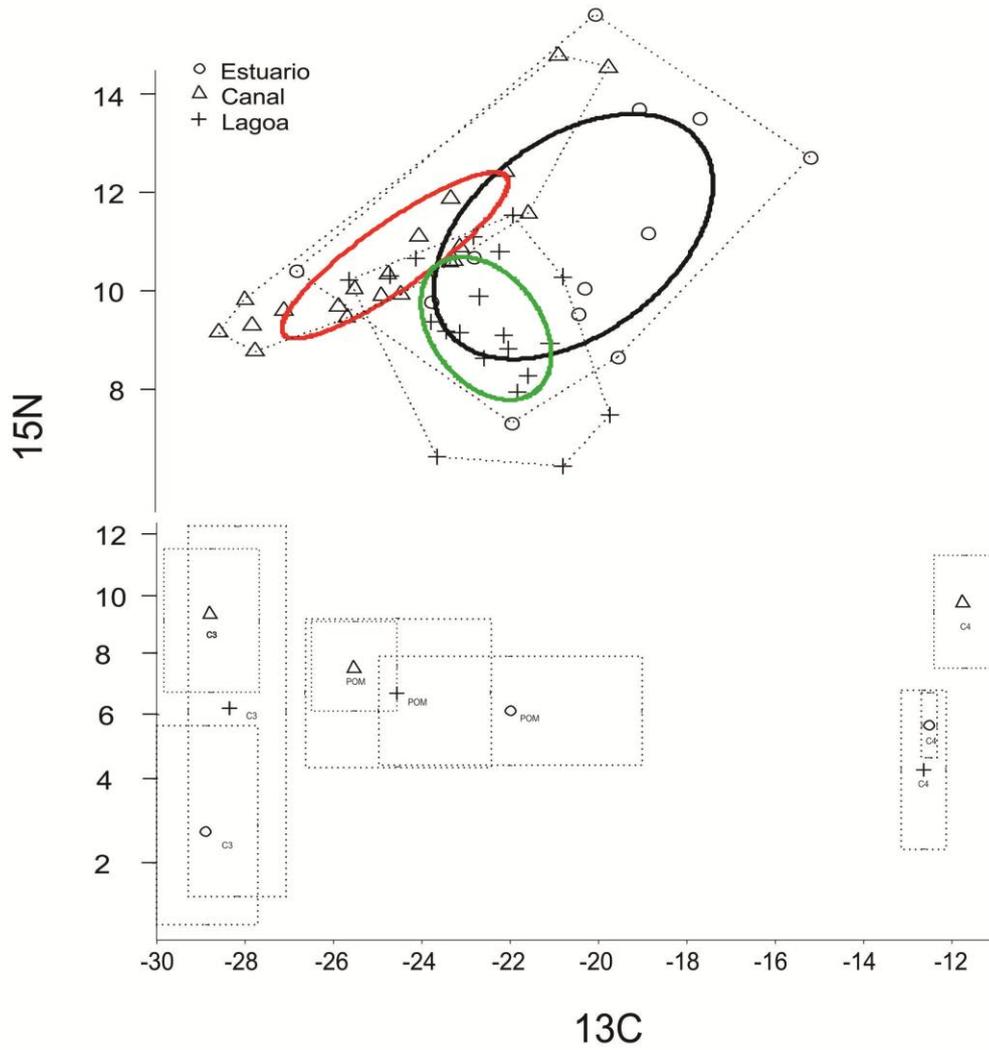


Figura 6 - Correlação entre a posição trófica (PT) e comprimento total (CT) da ictiofauna nos três ambientes: ELP - Estuário da lagoa dos Patos; CSG - Canal São Gonçalo e LM - Lagoa Mirim.

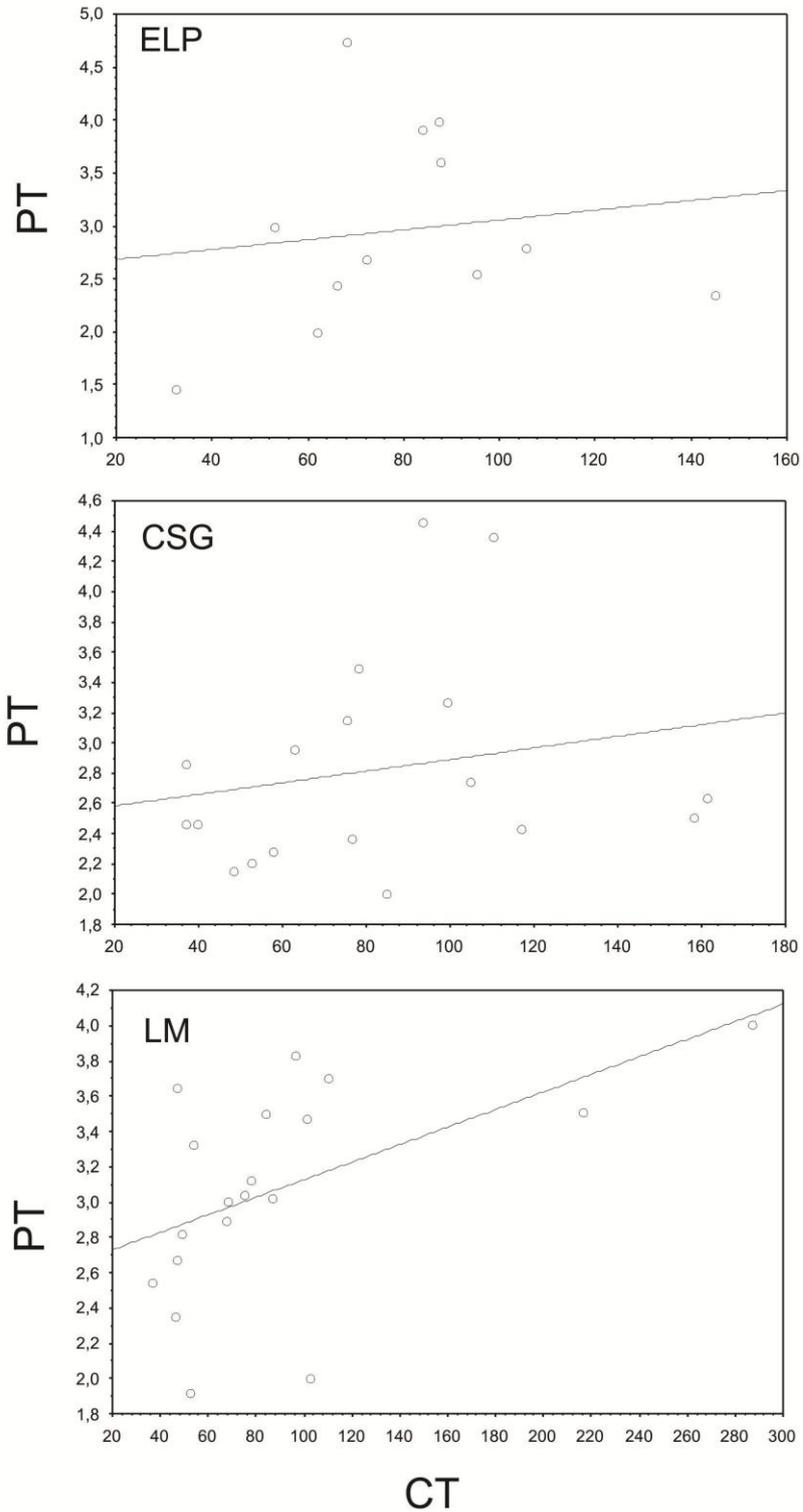


Figura 7 - Modelo de mistura da contribuição das fontes basais (com 95, 75 e 50% de credibilidade) para *Jenynsia multidentata* no estuário, canal e lagoa.

