

REVIEW ARTICLE

Revisão sobre o uso de ferramentas múltiplas em estudos tróficos de comunidade de peixes

A revision on the use of multiple tools for trophic studies of fish communities

Marcos Alberto

Lima Franco¹
malfranco@yahoo.com.br

Matheus C. Carvalho²
matheus@samerica.com

Carlos Eduardo
de Rezende¹
crezende@uenf.br

Resumo

Os peixes estão entre os grupos mais estudados em trabalhos que investigam as teias alimentares e as relações tróficas entre os organismos que as compõem. Sua importância vem do potencial que a ictiofauna apresenta para consumir diferentes tipos de presas, permitindo que a comunidade íctica seja representativa em diferentes níveis de uma teia trófica. Porém, a plasticidade alimentar mostrada pelos peixes torna difícil uma avaliação conclusiva acerca de sua dieta. O objetivo desta revisão é descrever o uso de diferentes ferramentas, incluindo suas limitações e vantagens, que podem ajudar na avaliação da dieta dos peixes. A análise de conteúdo estomacal permite caracterizar e quantificar a dieta das espécies, mas não fornece dados acerca da assimilação dos itens alimentares. Essa informação pode ser obtida através da análise de isótopos estáveis, influenciada pelas taxas de *turnover* e pelo fracionamento isotópico. Finalmente, a bioacumulação de mercúrio ao longo de uma teia alimentar torna-o um bom indicador do nível trófico dos organismos. Essas ferramentas podem fornecer dados complementares entre si, de forma que trabalhos incluindo uma abordagem múltipla podem ajudar a entender melhor como presas de diferentes grupos participam na alimentação dos peixes.

Palavras-chave: peixes, conteúdo estomacal, isótopos estáveis, mercúrio total.

Abstract

Fishes are among the most well-studied groups in papers aiming to analyze food webs and the trophic relations between their organisms. Their importance comes from the potential of the ichthyofauna to consume different types of prey, allowing the fishes to be representative at different trophic levels. However, the feeding plasticity showed by this group makes it difficult to reach a conclusive evaluation about their diets. The goal of this review is to describe the different tools used to evaluate fish diets, including their limitations and advantages. The stomach contents analysis describes and quantifies the diet, but it does not take into account the assimilation of food items. This information can be obtained through stable isotope analyses, influenced by turnover and fractionation rates. The bioaccumulation of mercury along a food web makes it a good indicator of the trophic level of organisms. These tools can provide complementary data, and thus studies including a multiple approach can give a better understanding of how different groups participate in the fish diets.

Keywords: fishes, stomach contents, stable isotopes, total mercury.

¹ Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Departamento de Biociências e Biotecnologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Laboratório de Ciências Ambientais. Av. Alberto Lamego, 2000, Parque Califórnia, Campos dos Goytacazes, 28013-602, RJ, Brasil.

² Southern Cross University. Centre for Coastal Biogeochemistry Research. Military Road, East Lismore 2480, PO Box: 157, Lismore, NSW, Australia.

Introdução

Os peixes possuem adaptações que permitem-lhes viver nos mais diversos ambientes, sejam estes de regiões costeiras (ex.: estuários, manguezais, rios e recifes de coral), ou oceânicas, incluindo áreas que apresentam condições ambientais extremas, como o mar profundo. Entre as características que possibilitam aos peixes ocupar ecossistemas tão distintos, está a grande plasticidade alimentar observada para esses organismos (Bone e Moore, 2008). Os representantes desse grupo podem consumir os mais variados grupos de presas, e seu hábito alimentar pode ser normalmente definido de acordo com o grupo taxonômico predominante em sua dieta como, por exemplo, herbívoros, invertívoros, carnívoros ou ictiófagos (Hyslop, 1980; Ferreira *et al.*, 2004; Abdurahiman *et al.*, 2010). Devido a esse amplo espectro alimentar, os peixes podem ocupar diferentes posições nas teias alimentares, com estes sendo observados tanto próximos aos organismos de base, como pertencentes aos níveis mais altos de uma cadeia (Thomas e Cahoon, 1993; Abdurahiman *et al.*, 2010; Pasquaud *et al.*, 2010).

Porém, a importância desse grupo em estudos tróficos é acompanhada por uma série de obstáculos que são, em parte, consequência dessa plasticidade alimentar já mencionada. Entre os problemas mais comuns, pode-se citar a dificuldade na definição da dieta de uma determinada espécie quando ela possui uma alimentação composta por presas de diferentes grupos taxonômicos. Nesse contexto, surgem algumas questões preliminares, a saber: O que se pode considerar como uma contribuição relevante das diferentes categorias de presas? Quando se deve considerar que uma mudança espaço-temporal ou ao longo da vida (ex.: variação ontogenética) na alimentação do organismo é significativa? Qual a diferença entre o consumo das presas e sua assimilação por parte dos predadores? De que maneira es-

sas informações podem ser utilizadas por pesquisadores para se estimar o nível trófico das espécies analisadas e situar os organismos em um contexto trófico mais abrangente? Assim, essas perguntas auxiliarão os interessados a identificar e minimizar possíveis problemas em suas abordagens e em seus desenhos experimentais.

De fato, é importante citar que os questionamentos feitos por pesquisadores da área foram mudando, e ainda mudam, de acordo com o crescente aumento do conhecimento acerca das interações tróficas dos organismos e como estas influenciam e moldam uma comunidade (de Ruitter *et al.*, 2005; Hussey *et al.*, 2014). Mais que isso, as abordagens utilizadas também foram se adequando ao longo do tempo, como consequência também de um aprimoramento tecnológico, que permitiu aos envolvidos responder às novas perguntas que surgiam à luz de um maior desenvolvimento na área. Em uma abordagem baseada principalmente em observações diretas de presas (análise de conteúdo estomacal), incluiu-se o uso de marcadores químicos (isótopos estáveis) a fim de se entender melhor a relação predador-presa e o arranjo das teias tróficas analisadas. Concomitantemente, o emprego da análise de mercúrio também mostrou-se vantajosa ao servir como uma ferramenta adicional de elucidação das teias graças ao seu comportamento no ambiente (processos de bioacumulação e biomagnificação) (Hyslop, 1980; Ullrich *et al.*, 2001; Boecklen *et al.*, 2011; Soto *et al.*, 2013). Logo, os pesquisadores reconheceram as vantagens de se utilizar essas ferramentas de forma associada, sendo listados na Tabela 1 alguns exemplos, na literatura, que corroboram essa afirmação.

O objetivo desta revisão é discutir como as técnicas supracitadas são complementares entre si e podem ser empregadas quando se pretende desenvolver estudos tróficos de uma ou mais espécies de peixes, sendo apresentadas ainda as vantagens e limi-

tações de cada ferramenta e os benefícios gerados pelo emprego de uma abordagem múltipla. Além disso, são comentados alguns estudos de casos que visam a fornecer uma aplicação prática ao conteúdo debatido.

Análise de conteúdo estomacal

A análise de conteúdo estomacal, uma das fontes de informação mais utilizadas nos estudos ecológicos de comunidades de peixes, permite definir quali e quantitativamente os itens alimentares mais importantes na dieta de determinada espécie, fornecendo dados acerca das interações predador-presa e de variações espaço-temporais na dieta dos organismos (Hall *et al.*, 1995; Vivekanandan *et al.*, 2005; Abdurahiman *et al.*, 2010). Essa técnica consiste na identificação de partes de presas encontradas nos estômagos dos peixes, sendo registrados dados de abundância, peso (ou volume) e frequência de ocorrência visando análises posteriores que auxiliarão no processo de caracterização da dieta de determinada espécie (Hyslop, 1980). A análise de conteúdo estomacal pode restringir-se a uma abordagem mais descritiva, a qual se resume basicamente a uma lista de presas e à sua contribuição na dieta, como também pode incluir índices empregados com diversos propósitos, devendo ser escolhidos de acordo com a natureza dos dados e as perguntas a serem respondidas (Hyslop, 1980; Hansson, 1998; Liao *et al.*, 2001).

O Índice de Importância Relativa (IIR) é utilizado quando se pretende conhecer a contribuição de diferentes presas (ou categorias alimentares) na alimentação de um predador, sendo calculado a partir da fórmula presente em Pinkas *et al.* (1971), conforme segue:

$$IIR = (\%N \times \%W) \times \%Fo \quad (1)$$

onde %N (importância numérica) é a abundância relativa de cada categoria

Tabela 1. Principais métodos utilizados em estudos tróficos de peixes, listados por ferramentas utilizadas, tipo de ambiente e área de estudo. (*) Utilização de dados pretéritos de conteúdo estomacal nos resultados e discussão.

Table 1. Main methods used in trophic studies of fishes, divided by methodological tools, type of environment and study area. (*) Use of previous acquired gut contents data in the results and discussion sections.

Ferramentas	Ambiente	Área de Estudo	Referência
Análise de Conteúdo Estomacal Análise de Isótopos Estáveis	Estuarino	Norte de Taiwan	Lin <i>et al.</i> (2007)
	Água Doce	Sudeste dos EUA	Rybczynski <i>et al.</i> (2008)
	Marinho/Mar Profundo	Mediterrâneo	Fanelli e Cartes (2010)
	Estuarino	Sudoeste da França	Pasquaud <i>et al.</i> (2010)
	Água Doce	Sul da África do Sul	Kadye e Booth (2012)
	Água Doce/Mangue	Sudeste dos EUA	Vaslet <i>et al.</i> (2011)
	Marinho/Recifal	Polinésia Francesa	Letourneur <i>et al.</i> (2013)
	Água Doce	Região Norte, Brasil	Silva <i>et al.</i> (2005)
	Marinho	Nordeste dos EUA	Payne e Taylor (2010)
	Marinho	Região Sudeste, Brasil	Di Benedetto <i>et al.</i> (2012)
Análise de Isótopos Estáveis Determinação de Mercúrio Total	Estuarino	Sul dos EUA	Fry e Chumchal (2012)
	Marinho/Recifal	Golfo do México	Sluis <i>et al.</i> (2013)
	Marinho	Nordeste do Atlântico	Chouvelon <i>et al.</i> (2014)
Análise de Conteúdo Estomacal Análise de Isótopos Estáveis Determinação de Mercúrio Total	Água Doce	Sudoeste dos EUA	Eagles-Smith <i>et al.</i> (2008)
	Água Doce	Sudeste dos EUA	Nico <i>et al.</i> (2011)*
	Água Doce	Noruega	Sharma <i>et al.</i> (2011)

alimentar quando considerado o número total de espécimes observados; %W (peso) corresponde à biomassa relativa de cada categoria alimentar quando considerada a biomassa total de todos os conteúdos estomacais identificados; e %Fo (frequência de ocorrência) é definida como a frequência relativa de cada categoria alimentar quando considerado o número total de estômagos com conteúdo. Por reunir diferentes parâmetros em uma mesma equação, o IIR é considerado um índice composto, sendo esta sua maior vantagem sobre outras abordagens. Ao considerar a abundância, a biomassa e a ocorrência das presas, os pesquisadores não estariam dando ênfase a categorias alimentares cujos organismos são pequenos e numerosos ou grandes e de baixa abundância (Hyslop, 1980).

Um conceito que vem sendo utilizado como parâmetro para a análise e a comparação de teias tróficas é o nicho ecológico. Apesar de problemas relacionados à sua definição (Godsoe, 2010), o termo pode ser definido como os requerimentos acerca dos recursos e das condições ambientais que tornam possível a existência de uma espécie, e que irão afetar o quão abun-

dante é ela em determinado ambiente (Pidwirny, 2006). Esse conceito é frequentemente utilizado por ecólogos que procuram investigar como o uso de recursos e as interações entre organismos influenciam a estrutura de uma teia alimentar (Newsome *et al.*, 2007). Os parâmetros tróficos que definem o nicho de um organismo podem responder rapidamente à variação na abundância de presas (Bearhop *et al.*, 2004), tornando-o de suma importância quando se leva em consideração as possíveis mudanças espaço-temporais que podem ser observadas em uma teia trófica e nos organismos pertencentes a ela (Araújo *et al.*, 2011; Van der Lingen e Miller, 2014).

A medida de Largura de Nicho (B) de Levins (1968) é utilizada para se definir quais recursos podem ser considerados frequentes na dieta de cada espécie, sendo aplicada como a seguir:

$$B = 1/\sum p_j^2 \tag{2}$$

onde p_j é a proporção dos itens da dieta que pertencem à categoria alimentar j ($\sum p_j = 1$). Nesse caso, B pode variar de um a n, sendo n o número de categorias alimentares. A fim de padronizar a medida e permitir sua aplicação na

comparação entre estudos que identificam um número diferente de categorias alimentares, Krebs (1987) propôs a seguinte fórmula:

$$Bp = (B-1)/(n-1) \tag{3}$$

onde Bp é a medida de largura de nicho padronizada, B é a medida de Levins e n é o número de categorias alimentares. Assim, o valor obtido pode variar de 0 a 1. De acordo com Krebs (1987), resultados tendendo a 0 mostram que a espécie apresenta uma alimentação mais especializada, com poucas presas sendo frequentemente consumidas. Ao contrário, valores próximos a 1 apontam para um hábito mais generalista, em que um maior número de categorias alimentares contribui de maneira relativamente similar.

Em casos em que ocorre uma variação espaço-temporal significativa na alimentação, pode ser observada uma mudança de nível trófico do predador (Van der Lingen e Miller, 2014). O nível trófico de uma espécie pode ser definido a partir do número de interações alimentares que a separa dos organismos de base (Thompson *et al.*, 2007). Vander-Zanden *et al.* (1997)

apresentaram uma equação para definir a posição trófica (T_p) do predador a partir da análise de conteúdo estomacal, considerando o nível trófico das diferentes presas, conforme segue:

$$T_p = \sum(P_i \times T_i) + 1 \quad (4)$$

onde T_p é a posição trófica, P_i é a contribuição percentual da categoria alimentar i (em frequência de ocorrência, abundância, biomassa ou de acordo com o IRI) e T_i é a posição trófica de i . Para definir T_i , os autores basearam-se em dados empíricos e desenvolveram uma tabela de pontuação para cada categoria alimentar. Apesar de destacar as vantagens de seu método, Vander-Zanden *et al.* (1997) admitem alguns problemas com essa abordagem: (1) os dados acerca das interações tróficas que envolvem espécies pertencentes a níveis baixos são escassos, sendo necessário generalizar os valores atribuídos a esses organismos de acordo com o conhecimento disponível: produtores ($T_i = 1$), herbívoros ($T_i = 2$), onívoros ($T_i = 2,5$) e carnívoros ($T_i = 3,0$); (2) a variação na posição trófica de um táxon em diferentes regiões, a qual não teria sido incorporada ao índice, o que deu a ele um caráter estático. Mais recentemente, Pauly *et al.* (2000) desenvolveram um *software* para definir o nível trófico de espécies de peixes denominado *Trophlab*, no qual também se atribui uma pontuação T_i (denominado *Troph* pelos autores) para as diferentes categorias alimentares identificadas na análise de conteúdo estomacal. Nessa nova abordagem, um detalhamento maior proporciona um refinamento superior à análise. Além disso, essa metodologia permite que os valores de cada presa sejam constantemente atualizados à medida que novos resultados são publicados, o que a torna mais dinâmica.

Extremamente dependente da classificação taxonômica das presas que muitas vezes apresentam um alto grau de digestão, considera-se que os dados obtidos através da análise de conteúdo

estomacal correspondem a apenas um momento da alimentação dos organismos. Justamente por essa razão, é recomendável realizar um esforço com o objetivo de analisar um número relevante de estômagos a fim de refletir de maneira confiável não só a dieta das espécies em estudo, mas também suas possíveis variações espaço-temporais. Como consequência, o tempo necessário para a execução dessa etapa aumenta consideravelmente, o que pode ser um fator limitante para alguns pesquisadores. Além disso, o emprego dessa metodologia não resulta em informações sobre a assimilação do alimento pelo consumidor e não define necessariamente o principal componente da dieta (Hyslop, 1980; Thomas e Cahoon, 1993; Martinelli *et al.*, 2009). Consequentemente, o uso de isótopos estáveis vem sendo intensificado, já que essa técnica possibilita alcançar uma indicação mais precisa da importância e da assimilação dos alimentos pelos consumidores (Thomas e Cahoon, 1993; Manetta e Benedito-Cecilio, 2003; Estrada *et al.*, 2006). Assim, através do emprego das análises de isótopos estáveis e de conteúdo estomacal, é possível obter um complemento da informação, resultando em uma visão mais ampla e eficaz do fluxo de energia nas teias alimentares (Manetta e Benedito-Cecilio, 2003).

Análise de isótopos estáveis

Isótopos são espécies de um mesmo elemento químico que apresentam massas diferentes por possuírem um número de nêutrons distintos em seus núcleos, sendo considerados estáveis por não emitirem radiação (Martinelli *et al.*, 2009). A composição isotópica é normalmente expressa pela diferença em partes por mil (‰) entre a amostra e um padrão internacional referenciado através da notação δ , como se segue:

$$\delta X(\text{‰}) = [(R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1] \times 10^3 \quad (5)$$

onde X é o elemento químico sendo analisado e R é a razão obtida entre o isótopo mais pesado e o mais leve. Logo, maiores ou menores valores de δ podem ser proporcionados respectivamente pelo acréscimo ou pela diminuição do isótopo mais pesado (Peterson e Fry, 1987).

Trabalhos utilizando isótopos estáveis com o intuito de investigar o arranjo de teias alimentares e as interações tróficas que as definem, são baseados em três premissas básicas: (1) diversos organismos (ex.: fitoplâncton, algas verdes) apresentam diferenças na composição isotópica, possibilitando que seja utilizada como traçadora de origem desses grupos (2) devido à sua estabilidade, a composição isotópica do elemento analisado deve variar de forma previsível (fracionamento) ao longo dos compartimentos de uma teia; (3) os valores isotópicos medidos em um consumidor devem refletir a assinatura de suas dietas (Peterson e Fry, 1987; Bearhop *et al.*, 2004; Carvalho, 2008; Martinelli *et al.*, 2009; Boecklen *et al.*, 2011).

Os isótopos mais empregados em estudos ecológicos são o de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e o de nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Post (2002) demonstrou que ambos sofrem um padrão de enriquecimento trófico consistente, independentemente da posição do organismo na cadeia. Porém, enquanto o nitrogênio tem uma tendência de aumento em torno de 3,4 ‰ para cada nível trófico, o enriquecimento do carbono dá-se de forma menor, sendo da ordem de 1 ‰. Logo, as taxas de carbono isotópico são usadas para traçar as origens da produção primária da cadeia alimentar, e as taxas de nitrogênio isotópico são empregadas para quantificar o nível trófico de determinado organismo. Além do carbono e do nitrogênio, o enxofre ($^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$) vem sendo cada vez mais utilizado em estudos de ecologia trófica. Esse elemento apresenta um enriquecimento trófico desprezível, servindo como um marcador eficiente na distinção entre consumidores pelágicos e bentônicos em ambientes cos-

teiros (Fry e Sherr, 1989; McCutchan *et al.*, 2003). Segundo esses autores, essa separação ocorre porque, quando comparados aos consumidores pelágicos, os consumidores de fundo irão reter os menores valores de $\delta^{34}\text{S}$ dos organismos bentônicos. Thomas e Cahoon (1993) evidenciaram como o isótopo de enxofre ($\delta^{34}\text{S}$) pode auxiliar em uma maior separação entre diferentes fontes de produção primária que dão suporte à ictiofauna de ambientes recifais, enquanto Carvalho (2008) e Connolly *et al.* (2003) demonstraram como essa mesma análise pode complementar as informações obtidas através dos isótopos de carbono e nitrogênio quando as assinaturas das possíveis fontes de matéria orgânica se sobrepõem.

Devido às suas características, a análise isotópica de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ permite que se obtenham dados acerca da assimilação das presas pelos predadores e a identificação de mudanças temporais ou espaciais em médio e longo prazo na utilização de fontes primárias e na dieta dos organismos. Usada comumente como uma ferramenta complementar da análise de conteúdo estomacal, é natural que algumas abordagens envolvendo a composição

isotópica de diferentes organismos em estudos tróficos tenham sido desenvolvidas como alternativas a análises que antes eram possíveis apenas através da observação direta dos estômagos (Post, 2002; Layman *et al.*, 2007). Assim como o *IRI* é utilizado para caracterizar-se a dieta e a importância de diferentes itens alimentares na dieta de um predador através dos conteúdos gástricos, os modelos de mistura permitem que ele seja feito tendo como ponto de partida os valores isotópicos das presas e de seus respectivos consumidores (Carvalho, 2008). Resumidamente, pode-se dizer que, após a entrada de dados isotópicos (e elementares, se o pesquisador desejar), o *software* irá calcular a contribuição relativa das fontes, fornecendo ainda os intervalos de credibilidade pedidos pelo pesquisador (Figura 1). Entre os programas mais utilizados atualmente com esse propósito, destacam-se o IsoSource (Phillips e Gregg, 2003) e o SIAR (Parnell *et al.*, 2010), sendo recomendada a leitura destes artigos para quem deseja se aprofundar na base teórica e nos cálculos necessários para a utilização desses programas. Outra alternativa proporcionada pela análise de isótopos estáveis e que,

associada ao conteúdo estomacal pode adicionar significativamente a estudos tróficos, consiste em investigar o nicho isotópico dos organismos (Bearhop *et al.*, 2004). A abordagem descrita por Layman (2007) leva em consideração a variação dos valores isotópicos de uma população que seria resultado, por exemplo, de mudanças na dieta dos indivíduos coletados em uma área sob influência de um recife artificial. Essa técnica pode ser utilizada entre os indivíduos de uma população ou para se comparar diferentes espécies, podendo ser estimadas três medidas principais:

- Variação δX – distância entre a maior e a menor assinatura isotópica encontrada entre os indivíduos coletados, representando toda a amplitude dos valores de δX . Uma grande variação de $\delta^{15}\text{N}$ sugere que os indivíduos estão posicionados em diferentes níveis tróficos e que a população como um todo apresenta um alto grau de plasticidade alimentar. Uma grande variação de $\delta^{13}\text{C}$ é esperada quando se analisa teias que dependem de diferentes organismos de base com valores distintos de $\delta^{13}\text{C}$, indicando uma maior diversidade de nicho nos compartimentos mais baixos.

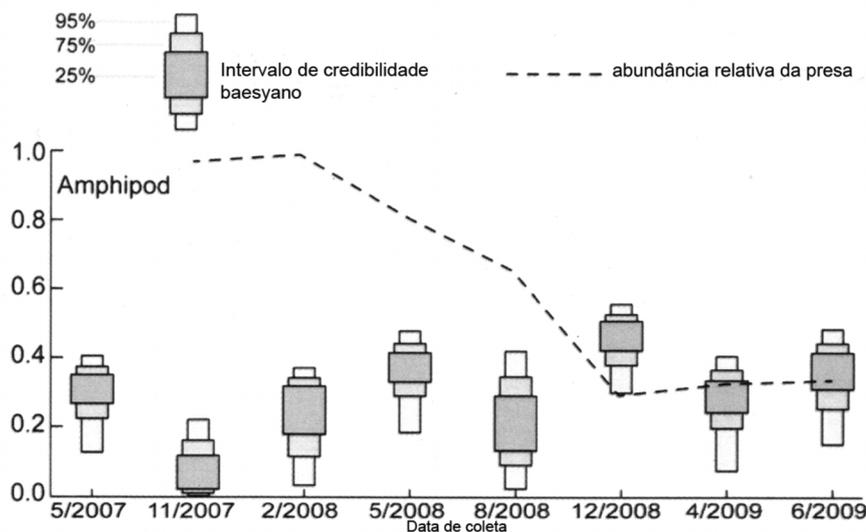


Figura 1. Variação temporal da contribuição relativa de um anfípoda para a dieta de seu predador calculada a partir do SIAR. Modificado de Gillespie (2013).

Figure 1. Temporal variation of the relative contribution of an amphipod to the diet of its predator calculated with SIAR. Modified from Gillespie (2013).

• Área Total (AT) – representa a largura espacial de nicho e é determinada através do cálculo da área associada ao menor polígono contendo todos os indivíduos.

• Distância Centróide (DC) – é a medida de diversidade trófica, determinada pela distância euclidiana entre a assinatura de cada indivíduo e o valor médio de cada isótopo medido da população amostrada. Assim, maiores distâncias centróides vão indicar uma maior variação em sua dieta e em sua assimilação em nível individual.

Os valores médios dessas medidas podem ser comparados a partir de um teste estatístico apropriado, e as assinaturas individuais podem ser plotadas em um plano para melhor visualização. Essa abordagem gera informações adicionais sobre a assimilação das presas e possibilita uma análise mais cuidadosa das medidas de nicho do que aquela obtida através da observação direta de conteúdos estomacais (Bearhop *et al.*, 2004; Layman, 2007; Layman *et al.*, 2007).

A análise de isótopos estáveis também oferece uma alternativa à medida de nível trófico dos organismos, uma abordagem bastante criticada quando aplicada através de informações geradas pela identificação de conteúdos estomacais (Vander-Zanden *et al.*, 1997). A fórmula de nível trófico a partir da assinatura isotópica dos indivíduos foi descrita por Post (2002) como a seguir:

$$Tp_{\text{cons.}} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{cons.}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{presa}})/3,4\text{‰}] + Tp_{\text{presa}} \quad (6)$$

onde $Tp_{\text{cons.}}$ é a posição trófica do predador, $\delta^{15}\text{N}_{\text{cons.}}$ é a assinatura do nitrogênio do consumidor, $\delta^{15}\text{N}_{\text{presa}}$ é valor do nitrogênio da presa, Tp_{presa} é a posição trófica da presa (fitoplâncton = 1, filtradores = 2...) e 3,4 ‰ é a constante de enriquecimento de esperada $\delta^{15}\text{N}$ entre níveis tróficos.

Uma discussão envolvendo a estimativa da posição trófica dos organismos através dos isótopos estáveis consiste na escolha do organismo que seria

mais confiável de se utilizar como presa. Quando se pretende definir o nível trófico de apenas uma presa e seu predador, não haverá problema, mas, se o objetivo de um pesquisador é calcular Tp de vários organismos a partir de uma presa comum, a decisão do táxon de referência a se utilizar deve ser feita com cautela. Cabana e Rasmussen (1996) não recomendam utilizar a assinatura de organismos de base (fito- e zooplâncton) com esse propósito, afirmando que os valores isotópicos desses grupos são muito suscetíveis a variações ambientais. De acordo com esses autores, possíveis erros podem ser evitados ao se escolher organismos filtradores, que são reconhecidamente pertencentes a níveis inferiores da teia e não são influenciados de maneira tão significativa por fatores abióticos.

Alguns trabalhos compararam os níveis tróficos de espécies obtidos através da observação do conteúdo estomacal e da análise de isótopos estáveis, mostrando que os resultados podem ser bem similares (Vander-Zanden *et al.*, 1997; Estrada *et al.*, 2003). Porém, segundo esses autores, diferenças entre os resultados obtidos pelas duas metodologias podem existir devido a dois motivos: (i) as duas ferramentas apresentam um enfoque distinto (dados da dieta em curto prazo e pontual no conteúdo estomacal, e informações sobre a assimilação de presas e dieta em médio e longo prazo com os isótopos estáveis), reforçando o caráter complementar da utilização de ambas; (ii) a definição da posição trófica das espécies a partir da análise dos conteúdos gástricos é muito dependente da pontuação utilizada para cada tipo de táxon.

Apesar de sua contribuição em estudos tróficos, a análise de isótopos estáveis também apresenta suas limitações. A primeira crítica envolve a taxa de *turnover*, definida como o tempo necessário para que a assinatura de um consumidor reflita a composição isotópica de sua presa, considerando-se que ela apresenta uma dependência correlacionada a diversos fatores abi-

óticos e bióticos (Post, 2002; Manetta e Benedito-Cecilio, 2003; Boecklen *et al.*, 2011). Entre eles, podemos destacar o metabolismo e o tipo de amostra analisado (Barnes e Jennings, 2007).

Em períodos de intensa atividade metabólica, como quando há um rápido crescimento, ocorrerá, de maneira acelerada, a síntese do novo tecido muscular. Como consequência desse processo, o tempo necessário para incorporação do sinal de uma presa pelo consumidor tende a ser menor. Ao mesmo tempo, períodos de desaceleração do metabolismo promovidos pela falta de alimento, por exemplo, podem levar à redução da taxa de *turnover* de um organismo (Manetta e Benedito-Cecilio, 2003; Barnes e Jennings, 2007; Gaye-Siessegger *et al.*, 2007). Além disso, o *turnover* também está suscetível a variações inerentes ao tipo de tecido analisado. Enquanto alguns tecidos apresentam uma taxa de conversão rápida, como o fígado e o sangue, o uso de músculos ou estruturas ósseas é recomendado quando se pretende investigar a assimilação da dieta em médio ou longo prazo, respectivamente. Justamente por refletir a assimilação das presas em uma escala de meses, o músculo da parte dorsal é o tipo de tecido mais utilizado em estudos isotópicos envolvendo peixes. Outros tecidos, como o fígado e o sangue, podem ser analisados em experimentos de curta escala ou na busca por um maior entendimento de taxas de fracionamento empregadas, por exemplo, em modelos de mistura (Bosley *et al.*, 2002; Buchheister e Latour, 2010; Layman *et al.*, 2012; Madigan *et al.*, 2012).

Outra questão controversa em relação à análise de isótopos estáveis gira em torno de uma das premissas da técnica, que é o fracionamento isotópico ($\Delta\delta$), definido como a diferença da composição isotópica entre o consumidor e sua dieta (Hobson e Clark, 1992). Apesar das taxas médias de enriquecimento trófico definidas por DeNiro e Epstein (1978) e Post (2002) serem seguidas pela maioria dos trabalhos

(1 ‰ e 3,4 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente), estudos já mostraram que elas podem variar significativamente (Pinnegar e Polunin, 1999; Caut *et al.*, 2009). A maioria dos autores aponta o tipo de alimento consumido como um dos principais fatores responsáveis por influenciar o $\Delta^{15}\text{N}$ (Wyatt *et al.*, 2010), existindo duas visões contrastantes acerca do tema.

Segundo a “hipótese da quantidade”, o $\Delta^{15}\text{N}$ vai aumentar junto com o ‰N e a diminuição da razão C/N, resultando em um maior fracionamento à medida que analisamos organismos em níveis tróficos superiores. Na segunda alternativa, conhecida como a “hipótese da qualidade”, o $\Delta^{15}\text{N}$ deve diminuir com o aumento da qualidade da proteína ingerida. Assim, seria observado um menor fracionamento em compartimentos superiores da teia. Logo, enquanto o primeiro processo teoriza um acréscimo do $\Delta^{15}\text{N}$ em animais com dieta predominantemente carnívora, o segundo prevê o mesmo para animais herbívoros (Roth e Hobson, 2000; Pearson *et al.*, 2003; Caut *et al.*, 2010). Ao questionar o pragmatismo de se ter uma estimativa fixa de $\Delta^{15}\text{N}$, Hussey *et al.* (2014) chegaram a propor um redimensionamento da estrutura de teias tróficas marinhas, baseando essa proposta em resultados acerca da variação do fracionamento de ^{15}N entre níveis observados em diferentes estudos. Para esses autores, os valores reais de $\Delta^{15}\text{N}$ são maiores do que a média (3,4‰) definida por Post (2002) na base da cadeia, sendo observada uma diminuição progressiva à medida que calculamos o fracionamento para níveis superiores. Por essa abordagem, por exemplo, a posição trófica de predadores de topo deve ser consideravelmente maior do que o inicialmente calculado quando utilizado o valor de 3,4‰. Independentemente da metodologia a ser seguida, espera-se uma variação do $\Delta^{15}\text{N}$ ao longo da cadeia. Para Caut *et al.* (2010), a definição da taxa de fracionamento continua sendo um desafio central em estudos ecológicos, sendo necessários

mais experimentos que procurem entender a natureza das variações observadas. Fry (2006) concorda com essa visão, mas, assim como outros autores (DeNiro e Epstein, 1978; Post, 2002), confirma o potencial da ferramenta e o ganho obtido na aplicação da análise de isótopos estáveis quando se busca um maior entendimento das interações tróficas.

Determinação de mercúrio total

Uma ferramenta utilizada em estudos de ecologia trófica e que, associada à análise de dieta alimentar e isotópica, pode ajudar a modelar uma cadeia é a quantificação de mercúrio nos organismos estudados. O mercúrio (Hg) pode ser encontrado no ambiente em diversos compartimentos naturais (solos, rochas, rios, lagos e oceanos) e em uma grande variedade de estados químicos, influenciando os processos biológicos do meio (Windom e Kendall, 1979). A utilização desse elemento em estudos tróficos marinhos é fundamentada em dois pontos: (i) a principal via de ingestão de mercúrio em organismos que ocupam altos níveis tróficos ocorre através do consumo de presas (Hall *et al.*, 1997); (ii) o mercúrio sofre um processo de transferência ao longo dos níveis tróficos de uma cadeia, mais especificamente através da bioacumulação (substâncias químicas provenientes do ambiente são assimiladas e retidas pelo organismo) e biomagnificação (contaminantes são transferidos de um nível trófico a outro, exibindo concentrações crescentes à medida que passam para os níveis mais elevados). Essa transferência ao longo da cadeia irá ocorrer com as formas metiladas (MeHg), originadas a partir do mercúrio inorgânico pela ação de bactérias, e que podem contribuir com até 90% do THg encontrado em organismos de níveis tróficos superiores (Ullrich *et al.*, 2001; Miranda *et al.*, 2007). Diferentes tecidos de peixes vêm sendo utilizados para se determinar

a concentração de mercúrio nesses organismos, como o cérebro, o fígado, o sangue e o músculo. Autores já mostraram que o tipo de amostra pode influenciar a concentração de Hg, e, mesmo considerando apenas um tipo de tecido, existe uma variação significativa oriunda do tipo de alimentação da espécie analisada (Kasper *et al.*, 2009). Assim, a fim de minimizar possíveis fatores e facilitar a discussão e a comparação de resultados, recomenda-se o uso de apenas um tipo de amostra. Em estudos que empregam uma abordagem múltipla, o músculo tem sido um dos tecidos mais utilizados para a determinação de mercúrio em peixes em estudos tróficos, assim como o observado na análise de isótopos estáveis (Cappon e Smith, 1981; Dusek *et al.*, 2005; Gustin *et al.*, 2005; Di Benedetto *et al.*, 2012).

Essa ferramenta pode ser empregada no contexto da ecologia trófica por diferentes razões, entre elas: avaliar a qualidade de organismos para o consumo humano, quantificar os possíveis impactos de atividades humanas ao longo de uma cadeia; ou servir como mais um indicador em estudos que visam caracterizar e compreender as relações entre organismos de uma teia trófica (Costa *et al.*, 2012; Fry e Chumchal, 2012). Nesse contexto, essa ferramenta vem ganhando cada vez mais espaço em estudos ecológicos por servir como um bom indicador do nível trófico dos organismos (Kehrig *et al.*, 2009; Fry e Chumchal, 2012).

Diversos trabalhos correlacionaram uma concentração crescente de Hg ao aumento da posição trófica de organismos em ambientes marinhos e de água doce. Esse resultado tem sido atribuído à bioacumulação, à biomagnificação e a hábitos alimentares, já que táxons piscívoros e carnívoros tenderiam a apresentar valores de mercúrio maiores do que o observado para espécies herbívoras (McIntyre e Beauchamp, 2007; Eagles-Smith *et al.*, 2008; Kasper *et al.*, 2009; Di Benedetto, 2012). Em relação à validade

do uso dessa ferramenta associada à análise isotópica, estudos já mostraram uma correlação significativa e positiva entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e as concentrações de Hg medidos ao longo dos compartimentos de uma teia (Silva *et al.*, 2005; Di Benedetto *et al.*, 2012). Porém, ainda que a dieta e as características de uma teia trófica influenciem a determinação de mercúrio nos organismos, os resultados observados não devem ser atribuídos somente a esses fatores. É necessário também conhecer a história de vida dos táxons (ex.: idade e crescimento), que são apontados por pesquisadores como os grandes responsáveis da variação inter e intraespecífica constatada em inúmeros trabalhos.

A concentração de Hg em peixes geralmente irá aumentar com a idade e o tamanho dos táxons analisados. Espécimes mais velhos estão expostos ao Hg do ambiente por mais tempo. Logo, irão reter o Hg por um período mais longo, resultando em altos valores de Hg. Por exemplo, o metil-mercúrio é a forma orgânica que se acumula predominantemente, é de difícil eliminação e de maior toxicidade. Além disso, indivíduos pertencentes a espécies que apresentam uma variação ontogenética da dieta tendem a apresentar um hábito mais carnívoro à medida que crescem, podendo ainda se alimentar de presas maiores (Gray, 2002; Trudel e Rasmussen, 2006; McIntyre e Beauchamp, 2007; Zhang *et al.*, 2012). Apesar da influência que fatores abióticos e bióticos acima podem exercer sobre o mercúrio em ambientes marinhos (Chumchal, 2010), os resultados encontrados por diversos pesquisadores não só evidenciam o auxílio que essa ferramenta adicional pode fornecer quando se procura definir o nível trófico de representantes da ictiofauna, como também revelam seu potencial uso como indicador dos efeitos da bioacumulação na biota local e no ambiente como um todo (Ullrich *et al.*, 2001; Fry e Chumchal, 2012).

Estudos de caso

Conteúdo estomacal – isótopos estáveis

O objetivo de Letourneur *et al.* (2013) foi entender como diferentes fontes marinhas e continentais são incorporadas a uma teia trófica de áreas recifais presentes em duas baías na Polinésia Francesa. Para isso, os autores utilizaram uma abordagem contemplando diferentes compartimentos (possíveis fontes de carbono e seus consumidores potenciais) como algas, material orgânico particulado (MOP), material orgânico sedimentar (MOS) e invertebrados. Além disso, foram incluídas três espécies de peixes da região. O conteúdo gástrico dos representantes da ictiofauna foi analisado, sendo realizada a medição isotópica (^{13}C e ^{15}N) em todas as amostras coletadas durante o estudo. Com esses dados, foi possível elaborar um modelo de mistura mostrando a contribuição dos diferentes compartimentos na alimentação dos peixes, além de permitir uma comparação desses resultados com o observado através da análise do conteúdo estomacal.

Através da análise isotópica, Letourneur *et al.* (2013) verificaram os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes, além de uma variação espacial na assinatura destas ao longo das baías estudadas evidenciada por modelos de mistura (Figura 2a). Com esses resultados, os autores puderam correlacionar as fontes a um modelo de contribuição das presas para a dieta dos peixes (Figura 2b), evidenciando similaridades e discrepâncias dos dados isotópicos em relação ao observado pela indentificação direta de presas.

Apesar do modelo de mistura confirmar a importância de presas indicadas como principais pela análise de conteúdo estomacal, a contribuição destas variou significativamente entre as ferramentas em alguns casos. É o caso do conglomerado (*turfs*) de algas, que oscilou de ~30 a 85%, e do sedimento, que respondeu por ~11 e 40% na análise

de conteúdo e na análise isotópica, respectivamente. Segundo Letourneur *et al.* (2013), diferenças encontradas entre as ferramentas na contribuição de determinada presa seriam uma consequência do processo de digestão e das características intrínsecas de cada abordagem discutidas anteriormente nesta revisão (dieta em curto prazo no conteúdo estomacal, e assimilação em médio e longo prazo na análise de isótopos estáveis). Ainda assim, conclusões relevantes foram obtidas graças à associação das ferramentas. Primeiro, foi possível definir as presas principais de cada peixe e suas respectivas assinaturas isotópicas. Segundo, foram estimados os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das principais fontes ao longo de um gradiente espacial (entrada, meio e porção final das baías). Finalmente, foi observado que a dieta dos peixes não variou nas diferentes áreas, mas a assinatura desses organismos e das potenciais fontes mudou. Assim, os autores sugeriram que as diferenças encontradas nos representantes da ictiofauna possivelmente são uma consequência de variações no aporte fluvial na região que, por sua vez, irá influenciar no tipo de fonte (continental ou marinha) predominante nas áreas de coleta e nos valores isotópicos de presas em potencial dos peixes.

Isótopos estáveis – mercúrio total

Di Benedetto *et al.* (2012) testaram a hipótese de que o *status* trófico de diferentes organismos pertencentes a uma teia alimentar costeira tropical do sudeste do Brasil poderia ser medido através da relação entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e as concentrações de mercúrio total. Com o objetivo de melhor representar a teia trófica local, foram selecionados organismos baseados em dados pretéritos de conteúdos estomacais e que, teoricamente, representassem os diversos compartimentos existentes. Assim, foram incluídos organismos de base (fito e zooplâncton), além de espécies de camarão, lula e

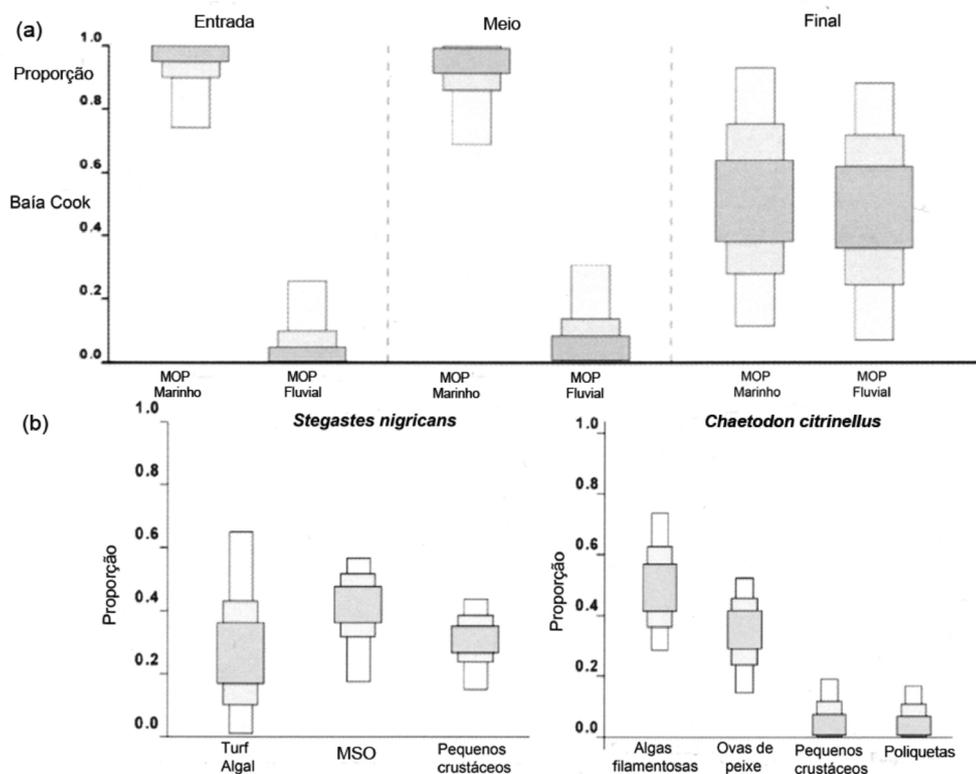


Figura 2. Exemplos de modelos de mistura desenvolvidos para (a) investigar a heterogeneidade espacial do POM marinho e fluvial na porção de entrada, na média e na final de uma baía e (b) mostrar a contribuição de diferentes presas na alimentação de duas espécies de peixes. Modificado de Letourneur *et al.* (2013).

Figure 2. Examples of mixing models developed to (a) investigate the spatial heterogeneity of marine and river POM in the entrance, middle and end of a bay and (b) show the contribution of different preys in the feeding habits of two fish species. Modified from Letourneur *et al.* (2013).

peixes que, por sua vez, apresentavam diferentes hábitos alimentares (planc-tívoros a carnívoros). Além de discutir os valores de nitrogênio e THg de forma isolada, foi calculado o nível trófico dos consumidores através do emprego dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ de fito-plâncton em uma fórmula similar a de Post (2002) (eq. 6 presente nesta revisão) e disponível em Fisk *et al.* (2001).

Os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ observados por Di Benedetto *et al.* (2012) mostraram um enriquecimento contínuo ao longo da cadeia trófica. Os autores destacaram que a constante de $\Delta^{15}\text{N}$ (1,9‰) encontrada foi consideravelmente menor do que o valor médio de 3,4‰ proposto por Post (2002). Porém, ressaltaram que as assinaturas de $\delta^{15}\text{N}$ dos organismos analisados eram consistentes com trabalhos prévios reali-

zados em regiões costeiras. Como já discutido anteriormente, a constante de enriquecimento trófico pode ser um problema, sendo influenciada por inúmeras variáveis, como o tipo de dieta, a área de forrageio, o metabolismo e o crescimento (Boecklen *et al.*, 2011; Hussey *et al.*, 2014). Logo, qualquer informação adicional acerca da alimentação, do ciclo de vida dos organismos analisados e da área de estudo pode ser relevante na compreensão dos resultados obtidos.

Assim como o observado com os valores de $\delta^{15}\text{N}$, foi constatada uma crescente na concentração de THg com o aumento do nível trófico. De fato, foi encontrada uma forte correlação entre o mercúrio total e os valores de nitrogênio (Figura 3), evidenciando a biomagnificação ao longo da cadeia e corroborando o uso do THg como um

proxy adicional em estudos tróficos. Além disso, os autores contextualizaram os resultados de mercúrio à luz de sua utilização em atividades humanas desenvolvidas na região, como a agricultura e a mineração, e que podem ajudar a explicar o observado na área de estudo. Essa é uma abordagem interessante, que pode proporcionar um ganho no entendimento de teias tróficas locais. É o caso do trabalho de Sluis *et al.* (2013), no qual foram identificadas diferentes concentrações de THg em indivíduos de uma espécie de peixe recifal em três áreas do Golfo do México. Nesse caso, os autores utilizaram esse resultado para inferir sobre a possibilidade de mudanças espaciais no crescimento e na dieta da espécie. Dessa forma, além da concentração de mercúrio poder ser usada de forma mais direta em estudos tró-

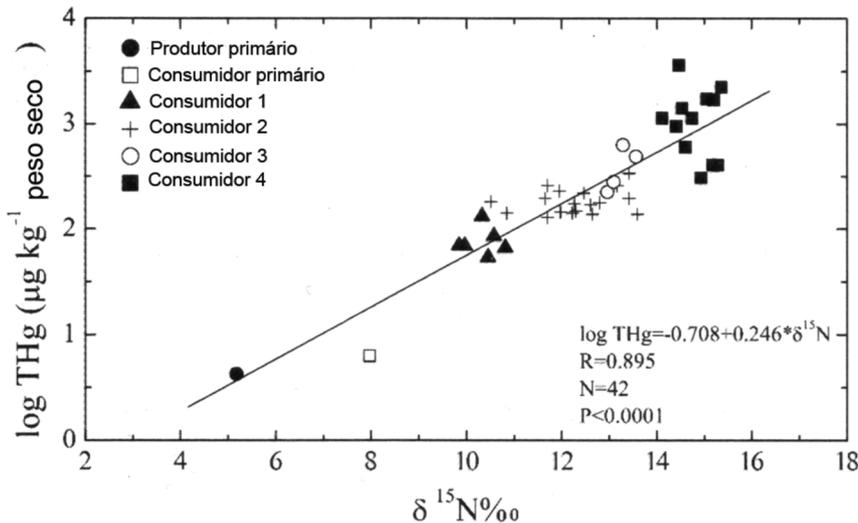


Figura 3. Relação entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e a concentração de Hg para seis níveis tróficos de uma teia alimentar marinha do sudeste do Brasil. Modificado de Di Benedetto *et al.* (2012).

Figure 3. Relation between $\delta^{15}\text{N}$ values and Hg concentration for six trophic levels of a marine food web from southeastern Brazil. Modified from Di Benedetto *et al.* (2012).

ficos, uma distribuição heterogênea desse elemento ao longo de uma área de estudo pode ajudar a elucidar diferenças espaciais e temporais nas relações tróficas dos organismos.

Conteúdo estomacal – isótopos estáveis – mercúrio total

No estudo de Eagles-Smith *et al.* (2008), a bioacumulação e a transferência de mercúrio ao longo da teia alimentar foram abordadas em um lago da Califórnia. Mais especificamente, os autores pretendiam correlacionar a concentração de Hg nas seis espécies de peixes coletadas com diferentes áreas de alimentação (dois pontos de coleta), posição trófica e tamanho dos indivíduos. A fim de contextualizar melhor os valores de Hg encontrados, as análises de conteúdo estomacal e isótopos estáveis (^{13}C e ^{15}N) também foram realizadas, sendo incluídos organismos pertencentes a outros compartimentos da teia, como fito, zooplâncton, lesmas e bivalves. Através da observação dos conteúdos gástricos, Eagles-Smith *et al.* (2008) identificaram dietas pelágicas e ben-

tônicas para os peixes analisados, sendo observada também uma variação ontogenética intraespecífica significativa. A assinatura de $\delta^{13}\text{C}$ confirmou parcialmente o resultado do conteúdo estomacal para as espécies de alimentação pelágica. Nesse caso, houve um decréscimo dos valores de carbono com o aumento da contribuição de presas da coluna d'água, sugerindo uma relação entre o hábito alimentar bentônico e um enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ (Figura 4).

O nível trófico das espécies de peixes foi calculado a partir do conteúdo estomacal, baseando-se na abundância e na frequência de ocorrência das presas, e através dos valores de $\delta^{15}\text{N}$. Neste último caso, a fórmula empregada usou como referência os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos consumidores secundários, seguindo a recomendação de Cabana e Rasmussen (1996) já discutida anteriormente. Os autores encontraram uma forte correlação entre as estimativas de nível trófico encontradas pelas duas ferramentas, corroborando ainda o processo de bioacumulação através da relação significativa entre a assinatura de $\delta^{15}\text{N}$ e a concentração

de mercúrio total. Os valores de Hg apresentaram uma grande variação intraespecífica e, assim como o sugerido pelos dados de dieta e de $\delta^{13}\text{C}$, foram observadas flutuações na concentração de mercúrio relacionadas aos locais de alimentação dos peixes.

O foco principal de Eagles-Smith *et al.* (2008) envolvia o emprego do Hg como uma ferramenta de elucidação de variações espaço-temporais acerca do hábito alimentar dos peixes. Em um primeiro momento, a análise de conteúdo estomacal auxiliou na construção das relações tróficas das espécies analisadas, separando-as de acordo com as presas encontradas (dieta pelágica ou bentônica). Baseando-se nesses resultados, foi possível entender as variações observadas nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, além de fornecer um embasamento para as assinaturas de $\delta^{15}\text{N}$ e o cálculo de nível trófico realizado pela análise isotópica. Finalmente, essas duas ferramentas (conteúdo estomacal e isótopos estáveis) forneceram subsídios para explicar a flutuação de Hg encontrada, tanto em nível espacial (locais de alimentação) quanto em nível específico (posição trófica). Sendo assim, este trabalho evidencia os benefícios de uma abordagem múltipla e mostra como elas podem ser aplicadas de maneira concomitante.

Considerações finais

O objetivo desta revisão foi discutir como as ferramentas apresentadas possuem vantagens e desvantagens (Tabela 2) em um contexto trófico, devendo ser empregadas de acordo com os objetivos do trabalho. Observações diretas do conteúdo estomacal permitem caracterizar e quantificar a dieta dos peixes, possibilitando ainda investigar as interações que envolvem a ictiofauna através de medidas de nicho e nível trófico. A análise de isótopos estáveis fornece dados acerca da assimilação das presas pelos consumidores, dando alternativas aos parâmetros calculados através da observação direta dos conteúdos gástricos. Final-

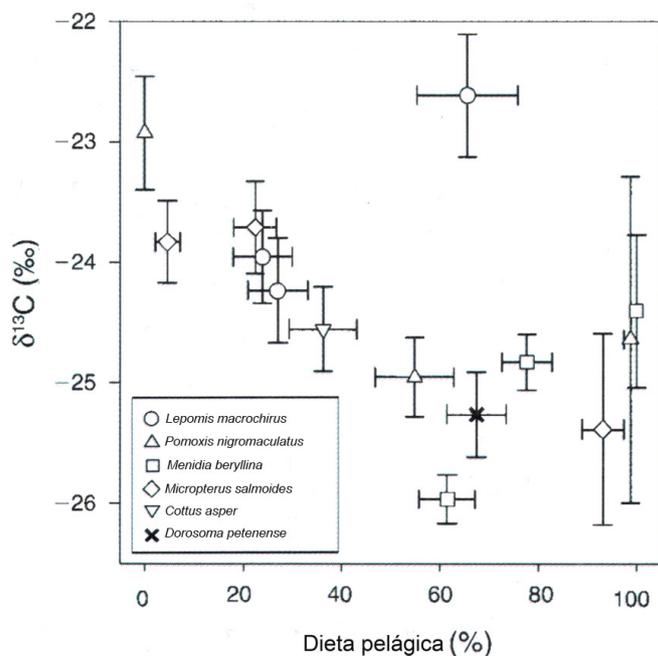


Figura 4. Relação entre a dieta pelágica e valores de δ¹³C encontrados para seis espécies de peixes coletadas no Lago Clear, Califórnia. Modificado de Eagles-Smith *et al.* (2008).
Figure 4. Relation between the pelagic diet and δ¹³C values found for six fish species collected on Lake Clear, Califórnia. Modified from Eagles-Smith *et al.* (2008).

mente, a determinação de mercúrio vem sendo cada vez mais usada por pesquisadores como uma ferramenta adicional para se compreender o papel dos peixes na estruturação das teias tróficas marinhas.

Agradecimentos

À CAPES e à FAPERJ (Proc.: 100.287/2011) pelas bolsas concedidas ao primeiro autor. Este projeto foi financiado pelo Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Transferência de Materiais Continente-Oceano (CNPq Proc.: 573.601/2008-9). Carlos E. Rezende recebe apoio financeiro do CNPq (307.435/2013-0) e da FAPERJ (E-26/102.945/2011).

Referências

ABDURAHIMAN, K.P.; NAYAK, T.H.; ZACHARIA, P.U.; MOHAMED, K.S. 2010. Trophic organisation and predator-prey interactions among commercially exploited demersal

Tabela 2. Vantagens e desvantagens da análise de conteúdo estomacal, análise de isótopos estáveis e determinação de mercúrio total.
Table 2. Advantages and disadvantages of gut content analysis, stable isotope analysis and total mercury determination.

	Vantagens	Desvantagens
Análise de conteúdo estomacal	<ul style="list-style-type: none"> Baixo Custo Definição dos principais componentes da dieta Definição da contribuição quali-quantitativa de presas Retrato da alimentação recente da espécie Permite o cálculo de índices 	<ul style="list-style-type: none"> Consome mais tempo dentre as ferramentas contempladas Muito dependente da resolução taxonômica Necessidade de um alto número de amostras para se contemplar variações espaço-temporais na dieta Não fornece informações acerca da assimilação das presas Influência do processo de digestão e presas com partes duras tendem a ser mais representativas
Análise de isótopos estáveis	<ul style="list-style-type: none"> Fornecer informações acerca da assimilação de presas Panorama da alimentação à médio e longo prazo Necessita de um número reduzido de amostras comparativamente ao conteúdo estomacal Permite o cálculo de índices 	<ul style="list-style-type: none"> Menos tempo gasto para coleta, preparo das amostras e análise Custo mais elevado Não fornece informações acerca da alimentação à curto prazo Dependente do conteúdo caso não haja dados prévios acerca das principais presas
Determinação de mercúrio total	<ul style="list-style-type: none"> Auxilia na análise de dados isotópicos fornecendo um panorama geral das relações tróficas Necessita de um número reduzido de amostras comparativamente ao conteúdo estomacal Gera informações acerca do ambiente (processos de bioacumulação e biomagnificação dos ecossistemas) 	<ul style="list-style-type: none"> Menos tempo entre coleta, preparo das amostras e análise Custo mais elevado Não fornece qualquer informação quali ou quantitativa acerca das presas Serve como um <i>proxy</i>, mas necessita de outras ferramentas para contextualizar as espécies de acordo com suas relações tróficas

- finfishes in the coastal waters of the southeastern Arabian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **87**(4):601-610.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.002>
- ARAÚJO, M.S.; BOLNICK, D.I.; LAYMAN, C.A. 2011. The ecological causes of individual specialization. *Ecological Letters*, **14**(9):948-958.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01662.x>
- BARNES, C.; JENNINGS, S. 2007. Effect of temperature, ration, body size and age on sulphur isotope fractionation in fish. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, **21**(8):1461-1467.
<http://dx.doi.org/10.1002/rcm.2982>
- BEARHOP, S.; ADAMS, C.E.; WALDRON, S.; FUELLER, R.A.; MACLEOD, H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology*, **73**(5):1007-1012.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00861.x>
- BOECKLEN, W.J.; YARNES, C.T.; COOK, B.A.; JAMES, A.C. 2011. On the use of stable isotopes of trophic ecology. *Annual Review of Ecology and Evolution and Systematics*, **42**:411-440.
<http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144726>
- BONE, Q.; MOORE, R. 2008. Food and Feeding. In: Q. BONE; R. MOORE (org.), *Biology of Fishes*. New York, Taylor & Francis Group, p. 189-216.
- BOSLEY, K.L.; WITTING, D.A.; CHAMBERS, R.C.; WAINRIGHT, S.C. 2002. Estimating turnover rates of carbon and nitrogen in recently metamorphosed winter flounder *Pseudopleuronectes americanus* with stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, **236**:233-240.
<http://dx.doi.org/10.3354/meps236233>
- BUCHHEISTER, A.; LATOUR, R.J. 2010. Turnover and fractionation of carbon and nitrogen isotopes in tissues of migratory coastal predator, summer flounder (*Paralichthys dentatus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **67**(3):445-461.
<http://dx.doi.org/10.1139/F09-196>
- CABANA, G.; RASMUSSEN, J.B. 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences*, **93**(20):10844-10847.
<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.93.20.10844>
- CAPPON, C.J.; SMITH, J.C. 1981. Mercury and selenium content and chemical form in fish muscle. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **10**(3):305-319.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01055632>
- CARVALHO, M.C. 2008. Uso dos isótopos estáveis de carbono, nitrogênio e enxofre em estudos de ecologia costeira. *Oecologia Brasiliensis*, **12**(4):694-705.
<http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2008.1204.08>
- CAUT, S.; ANGULO, E.; COURCHAMP, F. 2009. Variation in discrimination factors ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *Journal of Applied Ecology*, **46**(2):443-453.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01620.x>
- CAUT, S.; ANGULO, E.; COURCHAMP, F.; FIGUEROLA, J. 2010. Trophic experiments to estimate isotope discrimination factors. *Journal of Applied Ecology*, **47**(4):948-954.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01832.x>
- CHOUVELON, T.; CAURANT, F.; CHEREL, Y.; SIMON-BOUHET, B.; SPITZ, J.; BUSTAMANTE, P. 2014. Species and size-related patterns in stable isotopes and mercury concentrations in fish help refine marine ecosystem indicators and provide evidence for distinct management units for hake in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, **71**(5):1073-1087.
<http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fst199>
- CHUMCHAL, M.M. 2010. Factors influencing mercury accumulation in three species of forage fish from Caddo Lake, Texas, USA. *Journal of Environmental Sciences* **22**(5):1158-1163.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60232-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60232-1)
- CONNOLLY, R.M.; GUEST, M.A.; MELVILLE, A.J.; OAKES, J.M. 2003. Sulfur stable isotopes separate producers on a marine food-web analysis. *Oecologia* **138**(2):161-167.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00442-003-1415-0>
- COSTA, M.F.; LANDING, W.M.; KEHRIG, H.A.; BARLETTA, M.; HOLMES, C.D.; BARROCAS, P.R.G.; EVERS, D.C.; BUCK, D.G.; VASCONCELLOS, A.C.; HACON, S.S.; MOREIRA, J.C.; MALM, O. 2012. Mercury in tropical and subtropical coastal environments. *Environmental Research*, **119**:88-100.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2012.07.008>
- DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **42**(5):495-506.
[http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037\(78\)90199-0](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037(78)90199-0)
- DE RUITER, P.C.; WOLTERS, V.; MOORE, J.C. 2005. Dynamic food webs. In: P.C. DE RUITER; V. WOLTERS; J.C. MOORE (org.), *Dynamic food webs: multispecies assemblages, ecosystem development and environmental change*. Burlington, Academic Press, p. 3-9.
- DI BENEDITTO, A.P.M.; BITTAR, V.T.; CAMARGO, P.B.; REZENDE, C.E.; KEHRIG, H.A. 2012. Mercury and nitrogen isotope in a marine species from a tropical coastal food web. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, **62**(2):264-271.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00244-011-9701-z>
- DUSEK, L.; SVOBODOVA, Z.; JANOUSKOVA, D.; VYKUSOVA, B.; JARKOVSKI, J.; SMID, R.; PAVLIS, P. 2005. Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of fish in the Elbe River (Czech Republic): multispecies monitoring study 1991-1996. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **61**(2):256-267.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.11.007>
- EAGLES-SMITH, C.A.; SUCHANEK, T.H.; COLWELL, A.E.; ANDERSON, N.L.; MOYLE, P.B. 2008. Changes in fish diets and food web mercury bioaccumulation induced by an invasive planktivorous fish. *Ecological Applications*, **18**(supplement):A213-A226.
<http://dx.doi.org/10.1890/06-1415.1>
- ESTRADA, J.A.; RICE, A.N.; LUTCAGE, M.E.; SKOMAL, G.B. 2003. Predicting trophic position in sharks of the north-west Atlantic Ocean using stable isotope analysis. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **83**(6):1347-1350.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0025315403008798>
- ESTRADA, J.A.; RICE, A.N.; NATANSON, L.J.; SKOMAL, G.B. 2006. Use of isotopic analysis of vertebrae in reconstructing ontogenetic feeding ecology in white sharks. *Ecology* **87**(4):829-834.
[http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[829:UOIAOV\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[829:UOIAOV]2.0.CO;2)
- FANELLI, E.; CARTES, J.E. 2010. Temporal variations in the feeding habits and trophic levels of three deep-sea demersal fishes from the western Mediterranean Sea, based on stomach contents and stable isotope analyses. *Marine Ecology Progress Series*, **402**:213-232.
<http://dx.doi.org/10.3354/meps08421>
- FERREIRA, C.E.L.; FLOETER, S.R.; GASPARINI, J.L.; FERREIRA, B.P.; JOYEUX, J.C. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography*, **31**(7):1093-1106.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01044.x>
- FISK, A.T.; HOBSON, K.A.; NORSTROM, R.J. 2001. Influence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the Northwater Polynya marine food web. *Environmental Science and Technology*, **35**(4):732-738.
<http://dx.doi.org/10.1021/es001459w>
- FRY, B. 2006. *Stable isotopes Ecology*. New York, Springer-Verlag, 320 p.
<http://dx.doi.org/10.1007/0-387-33745-8>
- FRY, B.; CHUMCHAL, M. M. 2012. Mercury bioaccumulation in estuarine food webs. *Ecological Applications*, **22**(2):606-623.
<http://dx.doi.org/10.1890/11-0921.1>
- FRY, B.; SHERR, E.B. 1989. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. In: P.W. RUNDEL; J.R. EHLERINGER; K.A. NAGY (eds.), *Stable Isotopes in Ecological Research*. *Ecological Studies*, **68**:196-229.
http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-3498-2_12
- GAYE-SIESSEGGGER, J.; FOCKEN, U.; ABEL, H.J.; BECKER, K. 2007. Starvation and low feeding levels result in an enrichment of ^{13}C in lipids and ^{15}N in protein of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* L. *Journal of Fish Biology*, **71**(1):90-100.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01469.x>
- GILLESPIE, J.H. 2013. Application of stable isotope analysis to study temporal changes in foraging ecology in a highly endangered amphibian. *Plos One*, **8**(1):e53041.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0053041>
- GODSOE, W. 2010. I can't define the niche, but I know it when I see it: a formal link between

- statistical theory and the ecological niche. *Oikos*, **119**(1):53-60.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17630.x>
- GRAY, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, **45**(1):46-52.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00323-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00323-X)
- GUSTIN, S.M.; SAITO, L.; PEACOCK, M. 2005. Anthropogenic impacts on mercury concentrations and nitrogen and carbon isotope ratios in fish muscle tissue of the Truckee River watershed, Nevada, USA. *The Science of the Total Environment*, **347**(3):282-294.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.009>
- HALL, B.D.; BODALY, R.A.; FUDGE, R.J.P.; RUDD, J.W.M.; ROSENBERG, D.M. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air and Soil Pollution*, **100**(1):13-24.
- HALL, S.L.; GURNEY, W.S.C.; DOBBY, H.; BASFORD, D.J.; HEANEY, S.D.; ROBERTSON, M.R. 1995. Inferring feeding patterns from stomach contents data. *Journal of Animal Ecology*, **64**(1):39-62.
<http://dx.doi.org/10.2307/5826>
- HANSSON, S. 1998. Methods of studying fish feeding: a comment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**(12):2706-2707.
<http://dx.doi.org/10.1139/f98-158>
- HOBSON, K.A.; CLARK, R.G. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes. II. Factors influencing diet-tissue fractionation. *Condor*, **94**(1):189-197.
<http://dx.doi.org/10.2307/1368808>
- HUSSEY, N.E.; MACNEIL, M.A.; MCMEANS, B.C.; OLIN, J.A.; DUDLEY, S.F.J.; CLIFF, G.; WINTNER, S.P.; FENNESSY, S.T.; FISK, A.T. 2014. Rescaling the trophic structure of marine food webs. *Ecology Letters*, **17**(2):239-250.
<http://dx.doi.org/10.1111/ele.12226>
- HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, **17**(4):411-429.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>
- KADYE, W.T.; BOOTH, A.J. 2012. Integrating stomach contents and stable isotope analyses to elucidate the feeding habits of non-native sharpnose catfish *Clarias gariepinus*. *Biological Invasions*, **14**(4):779-795.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10530-011-0116-6>
- KASPER, D.; PALERMO, E.F.A.; DIAS, A.C.M.; FERREIRA, G.L.; LEITÃO, R.F.; BRANCO, C.W.C.; MALM, O. 2009. Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **7**(4):751-758.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252009000400025>
- KEHRIG, H.A.; FERNANDES, K.W.G.; MALM, O.; SEIXAS, T.G.; DI BENEDETTO, A.P.M.; SOUZA, C.M.M. 2009. Trophic transference of mercury and selenium in the Northern Coast of Rio de Janeiro. *Química Nova*, **32**(7):1822-1828.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422009000700026>
- KREBS, C.J. 1987. *Ecological Methodology*. Harper College Publisher, New York, 654 p.
- LAYMAN, C.A. 2007. What can stable isotope ratios reveal about mangroves as fish habitat? *Bulletin of Marine Science*, **80**(3):513-527.
- LAYMAN, C.A.; ARRINGTON, D.A.; MONTAÑA, C.G.; POST, D.M. 2007. Can stable isotope ratio provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, **88**(1):42-48.
[http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[42:CSIRPF\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[42:CSIRPF]2.0.CO;2)
- LAYMAN, C.A.; ARAUJO, M.S.; BOUCEK, R.; HAMMERSCHLAG-PEYER, C.; HARRISON, E. 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological Reviews*, **87**(3):542-562.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00208.x>
- LETOURNEUR, Y.; LISON DE LOMA, T.; RICHARD, P.; HARMELIN-VIVIEN, M.L.; CRESSON, P.; BANARU, D.; FONTAINE, M.-F.; GREF, T.; PLANES, S. 2013. Identifying carbon sources and trophic position of coral reef fishes using diet and stable isotope ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) analyses in two contrasted bays in Moorea, French Polynesia. *Coral Reefs*, **32**(4):1091-1102.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00338-013-1073-6>
- LEVINS, R. 1968. *Evolution in changing environments*. Princeton, Princeton University Press, 120 p.
- LIAO, H.; PIERCE, C.L.; LARSCHEID, J.G. 2001. Empirical Assessment of indices of prey importance in the diet of predacious fish. *Transactions of the American Fisheries Society*, **130**(4):583-591.
[http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(2001\)130<0583:EAIOIP>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(2001)130<0583:EAIOIP>2.0.CO;2)
- LIN, H.J.; KAO, W.Y.; WANG, Y.T. 2007. Analyses of stomach contents and stable isotopes reveal food sources of estuarine detritivorous fish in tropical/subtropical Taiwan. *Estuarine Coast Shelf Science*, **73**(3):527-537.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2007.02.013>
- MADIGAN, D.J.; LITVIN, S.Y.; POPP, B.N.; CARLISLE, A.B.; FARWELL, C.J.; BLOCK, B.A. 2012. Tissue turnover rates and isotopic trophic discrimination factors in the endothermic teleost, Pacific Blue Tuna (*Thunnus orientalis*). *Plos One*, **7**(11):e49220.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0049220>
- MANETTA, G.I.; BENEDITO-CECILIO, E. 2003. Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: uma síntese. *Acta Scientiarum: Biological Sciences* **25**(1):121-129.
- MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERRAZ, E.S.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z. 2009. *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. São Paulo, Oficina de textos, 144 p.
- MCCUTCAN, J.H.; LEWIS, W.M.; KENDALL, C.; MCGRATH, C.C. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulfur. *Oikos*, **102**(2):378-390.
<http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12098.x>
- MCINTYRE, J.K.; BEAUCHAMP, D.A. 2007. Age and trophic position dominate bioaccumulation of mercury and organochlorines in the food web of Lake Washington. *Science of Total Environment*, **372**(2): 571-584.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.035>
- MIRANDA, M.R.; COELHO-SOUZA, S.A.; GUIMARÃES, J.R.D.; CORREIA, R.R.S.; OLIVEIRA, D. 2007. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasiliensis*, **11**(2):240-251.
<http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2007.1102.08>
- NEWSOME, S.D.; RIO, C.M.; BEARHOP, S.; PHILLIPS, C.L. 2007. A niche for isotope ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**(8):429-436.
<http://dx.doi.org/10.1890/060150.1>
- NICO, L.G.; DEMOPOULOS, A.; GUALTIERI, D.; WIESER, C. 2011. Use of stable isotopes and Mercury to assess trophic positions of Black Carp and other large fishes in the Red-Atchafalaya River System, Louisiana, USA. *American Fisheries Society Symposium*, **74**:105-119.
- PARNELL, A.C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A.L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *Plos One*, **5**(3):e9672.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0009672>
- PASQUAUD, S.; PILLET, M.; DAVID, V.; SAUTOUR, B.; ELIE, P. 2010. Determination of fish trophic levels in an estuarine system. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **86**(2):237-246.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2009.11.019>
- PAULY, D.; FROESE, R.; PASCUALITA, S.; PALOMARES, M.L.; CHRISTENSEN, V.; RIUS, J. 2000. Trophlab manual. Disponível em: <http://www.fishbase.us/download/TrophLab2K.zip> Acesso em: 05/05/2013.
- PAYNE, E.J.; TAYLOR, D.L. 2010. Effects of diet composition and trophic structure on mercury bioaccumulation in temperate flatfishes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **58**(2):431-443.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00244-009-9423-7>
- PEARSON, S.F.; LEVEY, D.J.; GREENBERG, C.H.; MARTINEZ DEL RIO, C. 2003. Effects of elemental composition on the incorporation of dietary nitrogen and carbon and isotopic signatures in an omnivorous songbird. *Oecologia*, **135**(4):516-523.
- PETERSON, B.J.; FRY, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **18**:293-320.
<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.001453>
- PHILLIPS, D.L.; GREGG, J.W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia*, **136**(2):261-269.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00442-003-1218-3>
- PIDWIRNY, M. 2006. Concept of Ecological Niche. In: *Fundamentals of Physical Geography*. 2nd ed. Disponível em: <http://www.physicalgeography.net/fundamentals/9g.html>. Acesso em: 28/12/2004.

- PINNEGAR, J.K.; POLUNIN, N.V.C. 1999. Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Functional Ecology*, **13**(2):225-231.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2435.1999.00301.x>
- PINKAS, L.; OLIPHANT, M.S.; IVERSON, I.L.K. 1971. Food habits of albacore, Bluefin tuna, and bonito in California waters. *California Department of Fish and Game Fish Bulletin*, **152**:1-105.
- POST, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, **83**(3):703-718.
[http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0703:USITET\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2)
- ROTH, J.D.; HOBSON, K.A. 2000. Stable carbon and nitrogen isotope fractionation between diet and tissue of captive red fox: implications for diet reconstruction. *Canadian Journal of Zoology*, **78**(5):848-852.
<http://dx.doi.org/10.1139/z00-008>
- RYBCZYNSKY, S.M.; WALTERS, D.M.; FRITZ, K.M.; JOHNSON, B.R. 2008. Comparing trophic position of stream fishes using stable isotope and gut content analyses. *Ecology of Freshwater Fish*, **17**(2):199-206.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00289.x>
- SHARMA, C.M.; BORGSTROM, R.; ROSSELAND, B.O. 2011. Biomanipulation in Lake Arungen, Norway: a tool for biological control. In: A.A. ANSARI; S.S. GILL; G.R. LANZA; W. RAST (org.), *Eutrophication: causes, consequences and control*. Dordrecht/New York, Springer-Verlag, p. 295-323.
- SILVA, D.S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; SANTOS, E.O.; CROSSA, M. 2005. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian amazon. *Water, Air and Soil Pollution*, **165**(1):77-94.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-005-4811-8>
- SLUIS, M.Z.; BOSWELL, K.M.; CHUMCHAL, M.M.; WELLS, R.J.D.; SOULEN, B.; COWAN, J.H. 2013. Regional variation in mercury and stable isotopes of red snapper (*Lutjanus campechanus*) in the northern Gulf of Mexico, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **32**(2):434-441.
<http://dx.doi.org/10.1002/etc.2077>
- SOTO, D.X.; GACIA, E.; CATALAN, J. 2013. Freshwater food web studies: a plea for multiple tracer approach. *Limnetica*, **32**(1):97-106.
- THOMAS, C.J.; CAHOON, L.B. 1993. Stable isotope analyses differentiate between different trophic pathways supporting rocky-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, **95**:19-24.
<http://dx.doi.org/10.3354/meps095019>
- THOMPSON, R.M.; HEMBERG, M.; STARZOMSKI, B.M.; SHURIN, J.B. 2007. Trophic levels and trophic tangles: the prevalence of omnivory in real food webs. *Ecology*, **88**(3):612-617.
<http://dx.doi.org/10.1890/05-1454>
- TRUDEL, M.; RASMUSSEN, J.B. 2006. Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modeling perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**(8):1890-1902.
<http://dx.doi.org/10.1139/F06-081>
- ULLRICH, S.M.; TANTON, T.W.; TREVOR, W.; ABDRAHITOVA, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environments: a review of factors affecting methylation. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, **31**(3):241-293.
<http://dx.doi.org/10.1080/20016491089226>
- VAN DER LINGEN, C.D.; MILLER, T.W. 2014. Spatial, ontogenetic and interspecific variability in stable isotope ratios of nitrogen and carbon of *Merluccius capensis* and *Merluccius paradoxus* off South Africa. *Journal of Fish Biology*, **85**(2):456-472.
<http://dx.doi.org/10.1111/jfb.12436>
- VANDER-ZANDEN, M.J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J.B. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**(6):1142-1158.
<http://dx.doi.org/10.1139/f97-016>
- VASLET, A.; FRANCE, C.; PHILLIPS, D.L.; FELLER, I.C.; BALDWIN, C.C. 2011. Stable isotope analyses reveal the importance of seagrass beds as feeding areas for juveniles of the speckled worm eel *Myrophis punctatus* (Teleostei: Ophichthidae) in Florida. *Journal of Fish Biology*, **79**(3):692-706.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.03052.x>
- VIVEKANANDAN, E.; SRINATH, M.; KURIKAKOSE, S. 2005. Fishing the marine food web along the Indian coast. *Fisheries Research*, **72**(3):241-252.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2004.10.009>
- WINDOM, H.L.; KENDALL, D.R. 1979. Accumulation and biotransformation in coastal and marine biota. In: J.O. NRIAGU (ed.), *Biogeochemistry of mercury in the environment*. Amsterdam, Elsevier, p. 303-323.
- WYATT, A.S.J.; WAITE, A.M.; HUMPHRIES, S. 2010. Variability in isotope discrimination factors in coral reef fishes: implications for diet and food web reconstruction. *Plos One*, **5**(10):e13682.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0013682>
- ZHANG, L.; CAMPBELL, L.M.; JOHNSON, T.B. 2012. Seasonal variation in mercury and food web biomagnifications in Lake Ontario, Canada. *Environmental Pollution*, **161**:178-184.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.10.023>

Submitted on September 27, 2013

Accepted on September 22, 2014