



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
COMPARADA

RICARDO CAIO ÁVILA GOMES

Variabilidade isotópica e sua relação na biomagnificação de
mercúrio (Hg) em peixes da planície de inundação do alto rio
Paraná

Maringá

2011

RICARDO CAIO ÁVILA GOMES

Variabilidade isotópica e sua relação na biomagnificação de
mercúrio (Hg) em peixes da planície de inundação do alto rio
Paraná

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Biologia
Comparada do Centro de Ciências
Biológicas da Universidade Estadual de
Maringá, como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre em Biologia
das Interações Orgânicas.

Orientador: Prof. Dr. Evanilde Benedito

Maringá

2011

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR., Brasil)

G633v Gomes, Ricardo Caio Ávila
Variabilidade isotópica e sua relação na biomagnificação de mercúrio (Hg) em peixes da planície de inundação do alto rio Paraná / Ricardo Caio Ávila Gomes. -- Maringá, 2011.
75 f. : il. col., figs., mapas

Orientador: Prof.ª Dr.ª Evanilde Benedito.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada, 2011.

1. Isótopos estáveis. 2. Posição trófica. 3. Contaminação por mercúrio. I. Benedito, Evanilde, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada. III. Título.

CDD 21.ed. 577.68

SOI-000213

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Dra. Evanilde Benedito, pelo carinho e amizade, mas principalmente pela paciência, atenção e cobrança que me ensinou muito e que com certeza vou levar e aplicar esses conhecimentos adquiridos para vida toda, muito obrigado por participar tanto da minha formação.

Aos funcionários da UEM, do Nupélia e da PGB, que possibilitaram a realização desse trabalho.

Aos funcionários da Base de Estudos Avançada da Planície de Inundação do Alto Rio Paraná por toda a ajuda concedida nos trabalhos de campo.

Ao CNPq e a Fundação Araucária pelo apoio financeiro.

A todos meus amigos pela amizade, sociedade, discussões, além de tornar o ambiente de trabalho agradável com muita bobeira e muita risada durante todos os anos de estudo.

A todos os alunos do laboratório de Ecologia energética, pela parceria, companhia e pela ajuda no processamento de todo (MUITO) material biológico.

A minha namorada Monica, e ao Toddy, pela companhia, compreensão, e acima de tudo pelo amor a mim dedicado. Muito Obrigado!

Ao Clube de Regatas Vasco da Gama, Trem Bala da Colina, que me deixando feliz ou com raiva, me fez relaxar continuando assim meus estudos da melhor maneira possível.

Não tenho palavras para agradecer meus pais, Caio e Ivânia, qualquer palavra seria pequena para agradecer e expressar meus sentimentos. MUITO OBRIGADO!!!

A todos que de alguma maneira contribuíram na execução deste manuscrito, meus eternos agradecimentos.

APRESENTAÇÃO

O principal propósito desta dissertação é oferecer aos interessados em geral, uma visão ampla sobre os isótopos estáveis e sua relação com o mercúrio na planície de inundação do alto rio Paraná. Neste sentido, serão apresentados em dois capítulos tópicos que incluem isótopos estáveis, biomagnificação, mercúrio entre outros.

No primeiro capítulo foi realizada uma revisão da literatura sobre os temas abordados citando desde o histórico, definições, nomenclatura, utilizações, ocorrência, sua relação com o ambiente, chegando até ao estado da arte. O segundo capítulo é a parte mais aplicada, no qual está descrito o trabalho realizado na planície de inundação do alto rio Paraná sobre os isótopos estáveis e sua relação com a biomagnificação do mercúrio total em quatro espécies de peixe de importância comercial.

Por fim, espera-se que este trabalho contribua com outros alunos e até mesmo pesquisadores. Pois, sabe-se que os dados sobre esses temas são escassos e a maioria dos que existem são provenientes do exterior e de ambientes marinhos refletindo uma realidade diferente da nossa.

LISTA DE FIGURAS

		Pag.
Figura 1	Mapa da área de estudo.	6
Figura 2	Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das quatro espécies de peixes e de suas respectivas fontes de carbono nos três períodos estudados (2000, 2006 e 2009) no subsistema do rio Paraná.	10
Figura 3	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>P. corruscans</i> no período referente ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Paraná.	11
Figura 4	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>P. granulosus</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o subsistema do rio Paraná.	12
Figura 5	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>P. lineatus</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o subsistema do rio Paraná.	13
Figura 6	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>S. borellii</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o subsistema do rio Paraná.	14
Figura 7	Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das quatro espécies de peixes e de suas respectivas fontes de carbono nos três períodos estudados (2000, 2006 e 2009) no subsistema do rio Baía.	15
Figura 8	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono para <i>P. corruscans</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o subsistema do rio Baía.	16
Figura 9	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>P. granulosus</i> no período referente ao ano de 2009 para o subsistema do rio Baía.	17
Figura 10	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>P. lineatus</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o subsistema do rio Baía.	18
Figura 11	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>S. borellii</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o	19

subsistema do rio Baía.

Figura 12	Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das quatro espécies de peixes e de suas respectivas fontes de carbono nos três períodos estudados (2000, 2006 e 2009) no subsistema do rio Ivinhema.	20
Figura 13	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>P. corruscans</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o subsistema do rio Ivinhema.	21
Figura 14	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>P. granulosus</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o subsistema do rio Ivinhema.	22
Figura 15	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>P. lineatus</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o subsistema do rio Ivinhema.	23
Figura 16	Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para <i>S. borellii</i> no período referente ao ano de 2000, 2006 e 2009, para o subsistema do rio Ivinhema.	24
Figura 17	Posição trófica obtida do $\delta^{15}\text{N}$ das espécies analisadas nos três períodos de estudo no subsistemas analisados.	25
Figura 18	Valor médio de mercúrio (Hg) por peso das espécies e por subsistemas analisados dos peixes coletados.	26
Figura 19	Correlação entre o Ln do mercúrio total (Ln HgT) e o valor do $\delta^{15}\text{N}$, para o subsistema do rio Paraná.	27
Figura 20	Correlação entre o Ln do mercúrio total (Ln HgT) e o valor do $\delta^{15}\text{N}$, para o subsistema do rio Baía.	27
Figura 21	Correlação entre o Ln do mercúrio total (Ln HgT) e o valor do $\delta^{15}\text{N}$, para o subsistema do rio Ivinhema.	28

Sumário

1. CAPÍTULO 1.....	8
1. MERCÚRIO	8
1.3 Ocorrência e Ciclo Biogeoquímico	10
1.4 O Mercúrio no Meio Ambiente.....	11
1.5 Danos.....	12
1.6 Bioacumulação.....	12
2. ISÓTOPOS ESTÁVEIS.....	13
2.1 Histórico	13
2.2 Ocorrência.....	14
2.3 Isótopos Estáveis de Carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e Nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$)	15
2.4 Isótopos Estáveis e Poluentes	17
3. REFERÊNCIAS	18
4. CAPÍTULO 2.....	2
5. INTRODUÇÃO.....	3
6. METODOLOGIA	6
6.1 Área de Estudo	6
6.2 Amostragem.....	7
7. RESULTADOS	10
8. DISCUSSÃO.....	28
9. REFERÊNCIAS	34

1. CAPÍTULO 1

1. MERCÚRIO

1.1 *Histórico*

O termo mercúrio corresponde a uma homenagem ao planeta Mercúrio. Aristóteles chamava ao mercúrio “prata líquida” e Dioscórides denominava este elemento “água de prata”, o que justifica o nome latino do mercúrio: *hydrargyro* (hydro = água e argyros = prata). O mercúrio já era conhecido na Antiguidade pelos chineses e indianos, sendo utilizado como medicamento. Os fenícios usavam-no no processo de amalgamação do ouro em 2700 A.C., sendo encontrado também em túmulos egípcios que datam desta mesma época (Boening, 2000; Lindstrom, 2001; Baird, 2002).

O principal minério do mercúrio utilizado pelos povos da antiguidade era uma pedra vermelha, o cinábrio (HgS). Este era aquecido e condensado para obtenção do mercúrio metálico. O mercúrio era usado como corante em tintas, nas pinturas de objetos de argila e faciais, processos de amalgamação e na alquimia. Os antigos também faziam uso terapêutico do mercúrio como no tratamento de males dos olhos, ouvidos, pulmões e intestinos. Era usado também para prolongar a vida, como afrodisíaco e na fabricação de pomadas (Azevedo, 2003).

Em 1925 pesquisas tentavam a transformação de mercúrio em ouro com a finalidade de estudos sobre as estruturas internas dos átomos. Países como a ex-União Soviética, Espanha, México e Argélia em 1945 utilizavam compostos de mercúrio como germicida e também em lâmpadas de vapor de mercúrio para a iluminação pública (Lee, 1997).

Por volta de 1950, no Japão, tornou-se conhecido o primeiro episódio grave de contaminação por mercúrio. O caso que ficou conhecido como desastre de Minamata, ocorreu devido a indústria de cloretos Chisso Co. lançar efluentes contaminados por mercúrio na baía local (Lacerda, 1997a; Kudo & Turner, 1999). A partir de 1953, começaram os primeiros casos humanos da doença provocada pelo mercúrio, porém a epidemia de envenenamento não chamou a atenção das autoridades de saúde pública até 1956 (Mitra, 1986). Só no primeiro ano foram computados 52 pessoas com a doença e 17 mortes. O

número de pacientes aumentou e em fevereiro de 1958, registrou-se pela primeira vez casos de origem congênita (Lacerda, 1997a). A contaminação por mercúrio é tão danosa, que neste evento em Minamata, foram contaminadas seis mil pessoas e todas elas vieram a óbito num período que variou de 20 dias a 4 anos desde a contaminação (Rímoli, 1988).

Depois disso alguns outros casos de contaminação tornaram-se conhecidos. Por volta de 1966 ocorreu envenenamento pela ingestão de pescado em Niigata (Japão) (Bakir *et al.* 1973; Mitra, 1986), e nesta mesma data a Guatemala sofreu com o trigo contaminado, onde suas sementes eram tratadas com mercúrio antes da distribuição aos agricultores. Um surto similar ocorreu no Paquistão, em 1969 (Bakir *et al.* 1973). Outros casos conhecidos de intoxicação e contaminação por mercúrio, envolvendo tanto populações humanas quanto animais, ocorreram no Canadá em 1940, Brasil entre 1965/66 e Estados Unidos em 1971 (SEMA, 1989).

Embora o uso industrial do mercúrio tenha sofrido reduções, recentemente, devido a um controle mais efetivo, altas concentrações ainda estão presentes nos sedimentos associados a aplicações industriais deste metal (Boening, 2000). Com o passar dos anos, houve um considerável decréscimo na utilização de fungicidas à base de compostos mercuriais, porém continuam sendo usados no tratamento de bulbos e sementes, desempenhando um papel importante como fonte de mercúrio em cadeias tróficas (W.H.O., 1989; W.H.O., 1990). Atualmente, o mercúrio é considerado uma substância perigosa, sendo regulado nos Estados Unidos pela EPA (*Environment Protection Agency*) e no Brasil pela NR – 15 (Norma Regulamentadora do Ministério do Trabalho e Emprego), que estabelece um limite de exposição de $0,04\text{mg}/\text{m}^3$ para uma jornada de 48h semanais.

1.2 Características físico-químicas

O mercúrio se apresenta em estado líquido, em temperatura ambiente e a 0°C por conter uma energia de ionização muito alta. Não apresenta odor e em seu estado sólido é mole e dúctil. Além do seu estado elementar (mercúrio metálico), ele pode existir em duas formas oxidadas: íon mercurioso e íon mercúrico. Na forma orgânica, o mercúrio apresenta-se ligado covalentemente

a um ou dois radicais orgânicos, sendo o metilmercúrio e o dimetilmercúrio os mais comuns (Lee, 1997; Azevedo, 2003). É um metal prateado, móvel, brilhante com alta densidade específica, que reage com muitos metais formando amálgamas. Não reage com ferro, é praticamente insolúvel em água e forma compostos explosivos com amônia, várias aminas, acetileno e ácidos (Pires *et al.* 1988).

Aspectos únicos e propriedades físico-químicas pouco comuns fizeram com que o mercúrio tivesse historicamente diversas aplicações. Sua expansão uniforme de volume ao longo de uma ampla faixa de temperatura e elevada densidade o tornam elemento ideal para instrumentos de medidas físicas e sistemas elétricos de pequeno e grande porte (Valle, 2005).

1.3 Ocorrência e Ciclo Biogeoquímico

O mercúrio ocorre normalmente, em pequenas concentrações, nos vários compartimentos da natureza: hidrosfera, litosfera, atmosfera e biosfera. Raramente é encontrado como elemento livre na natureza, estando amplamente distribuído em baixas concentrações por toda crosta terrestre. É encontrado em todo tipo de rocha, sendo mais frequente no calcário, arenito, serpentina, andesita, basalto, riolita, feldspato alcalino e quartzo (Azevedo, 2003).

A contaminação por mercúrio pode ter duas origens, a natural (desgasificação da crosta terrestre e vulcanismo) e a antropogênica (garimpo, rejeitos da indústria, pesticidas, fungicidas, queimadas, etc.), sendo esta última muito mais preocupante, pois lança no meio grandes quantidades de mercúrio de uma só vez (Yallouz, 2005).

O conhecimento do ciclo biogeoquímico do mercúrio no ambiente é de grande importância para se entender o grau de toxicidade deste elemento e de seus compostos (Bisinoti *et al.* 2004). Assim, como as origens da contaminação, existem dois ciclos de distribuição e transporte do mercúrio no ambiente: um global e outro natural. O ciclo de alcance global compreende a evaporação do mercúrio pela desgasificação da crosta terrestre (incluindo áreas de terra e de água como rios e oceanos), a circulação atmosférica, seus

vapores e sua precipitação com as chuvas, retornam a terra e as águas. O ciclo local é favorecido pelas fontes antropogênicas de emissão de mercúrio e depende da metilação do mercúrio inorgânico (Azevedo, 2003).

Tanto o mercúrio proveniente de fontes naturais quanto o liberado por fontes antropogênicas, podem sofrer transformações no meio ambiente. O ponto mais crítico sobre a utilização do mercúrio é que mesmo depois que este transfere-se de local ou se encerra, os processos de transformação continuam, constituindo uma grande ameaça para a população. Assim, os efeitos negativos associados a essa acumulação nos compartimentos ambientais também se arrastarão por longos períodos (Yallouz, 2005).

1.4 O Mercúrio no Meio Ambiente

O mercúrio é um elemento natural, desta forma, não pode ser criado ou destruído, e a mesma quantidade que existe nos dias de hoje no planeta existia desde que a Terra foi formada. Várias pesquisas indicam que atividades naturais e antrópicas redistribuem esse elemento nos ecossistemas terrestres, atmosféricos e aquáticos com uma combinação complexa de transformações e transporte (Almeida, 2003). Suas reservas naturais são avaliadas em cerca de 30 bilhões de toneladas (Azevedo, 2003). Está presente em todos os ecossistemas em pequena quantidade, mas tende a se concentrar por processos biológicos (Bisinoti *et al.* 2004).

Estudos que investiguem a contaminação por mercúrio nos diferentes sistemas da biosfera são de grande interesse, existindo um amplo número de trabalhos que abordam este tema. Tem-se conhecimento da contaminação por mercúrio nos solos (Mailman & Bodaly, 2006; Friedli *et al.* 2008), nos componentes atmosféricos (Munthe *et al.* 2003; Fang *et al.* 2004; Shi Weng Fan *et al.* 2011), nos corpos aquáticos (Altindag & Yigit, 2005; Vishnivetskaya *et al.* 2011), em diversos organismos como vegetais: macroalgas (Coelho *et al.* 2005); e animais, como pássaros (Saeki *et al.* 2000), crustáceos (Burger *et al.* 2003; Hui *et al.* 2005; Coutinho, 2008) e peixes (Mol *et al.* 2001; Dias, 2008; Vidal, 2009).

1.5 Danos

Estudos demonstraram que o mercúrio inorgânico pode desencadear doenças imunológicas e autoimunes (Bigazzi, 1994; Silbergeld et al. 2000). A toxicidade do mercúrio varia para os seus diferentes compostos; a forma orgânica é extremamente tóxica, não apenas para o ser humano, mas para toda a biota. O metilmercúrio afeta o sistema nervoso e é especialmente crítico para embriões (no caso de exposição pela mãe), bebês em lactação e crianças em desenvolvimento. O cérebro de fetos é mais afetado do que o cérebro de adultos (Clarkson *et al.* 2003). O metilmercúrio também pode ser nefrotóxico e causar úlceras e hemorragias gastrointestinais (Stohs & Bagghi, 1995; Gwaltney-Brant, 2002). Os principais sintomas associados à toxicidade por exposição ao mercúrio incluem tremor, vertigem, entorpecimento, dor de cabeça, cãibra, fraqueza, depressão, distúrbios visuais, tosse, inflamações gastrointestinais, queda de cabelo, náusea e vômitos (Baird, 2002).

Em peixes, alguns sintomas da toxicidade do mercúrio são: prejuízo na coordenação e locomoção e perda de apetite. Altas doses de Hg em algumas espécies podem levá-las à morte (Wiener & Spry, 1996). Além disso, o mercúrio presente nos peixes não tem sua estrutura destruída pela fritura ou cozimento e, desta forma, quando ingerido, contamina também o homem (Baird, 2002).

1.6 Bioacumulação

A bioacumulação é a propriedade que uma substância química tem de se acumular em tecidos de organismos vivos, pois sua taxa de absorção é maior do que a de eliminação. A biomagnificação resulta de uma seqüência de etapas de bioacumulação que ocorrem ao longo da cadeia alimentar, isto é, está relacionado aos diferentes níveis tróficos das espécies (Storelli, 2005).

O mercúrio pode se acumular na água, sedimentos e nos seres vivos (Förstner & Wittmann, 1983). A acumulação do metal nesses componentes pode resultar em sérias mudanças ecológicas. Um dos resultados mais graves está na persistência e amplificação biológica na cadeia trófica (Ünlü & Gümüş, 1993). O mercúrio tem alta capacidade de biomagnificação (Gray *et*

al. 2002), por isso as espécies de peixe predadora e carnívora acumulam maior quantidade de mercúrio do que as espécies onívoras e herbívoras (Zhou & Wong, 2000).

A alta concentração de mercúrio em peixes está relacionada com dois fatores principais: a poluição dos componentes do ambiente aquático (Olivero & Solano, 1998), e as peculiaridades na alimentação de cada espécie (Campbell *et al.* 2003). Segundo a maioria dos estudos (Ikigura & Akagi, 1999), a acumulação do mercúrio nos peixes está principalmente correlacionada com a poluição dos sedimentos. O nível de acumulação do mercúrio em peixes aumenta significativamente quando o metal se encontra na forma de metil-mercúrio (Ulrich *et al.* 2001).

A concentração de mercúrio nos músculos dos peixes predadores pode superar o valor limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ ainda em bacias não poluídas (W.H.O., 1991). A biomagnificação do mercúrio em peixes está expressa na correlação positiva entre concentração de mercúrio, idade e posição trófica dos exemplares. No entanto, não existe entendimento claro entre os cientistas de qual parâmetro relacionado à idade é mais representativo deste processo, ou seja, peso ou comprimento do corpo (Monteiro & Lopes, 1990).

Estudos envolvendo isótopos estáveis e concentração de mercúrio estão se tornando mais comuns (Nfon *et al.* 2009), pois os isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são uma ferramenta eficiente e confiável em ecologia, nos estudos do fluxo de energia, estrutura da teia trófica e na análise da biomagnificação de mercúrio nos sistemas aquáticos (Campbell *et al.* 2005a, b; Colaço *et al.* 2006; Dehn *et al.* 2006). Desta forma, estudos desta natureza tornam-se importantes, auxiliando a compreender a biomagnificação deste metal, e assim ajudar os órgãos competentes a tomarem as devidas medidas de precaução e, se for o caso, remediação das áreas afetadas.

2. ISÓTOPOS ESTÁVEIS

2.1 Histórico

Isótopos são espécies atômicas de um mesmo elemento químico que apresentam diferente número de nêutrons e mesmo número de prótons em seu

núcleo. Possuem, portanto massas distintas e números atômicos iguais. O termo “isótopo” vem do grego ISO (mesmo ou igual) e TOPOS (lugar), referindo-se ao fato de que ocupam o mesmo lugar na tabela periódica (Ducatti, 2007). A expressão “estável” significa que não emitem radiação (energia ou partículas subatômicas), ou seja, não alteram sua massa ao longo de sua existência (Martinelli *et al.* 2009).

A utilização dos isótopos é relativamente nova nas pesquisas científicas, porém vem crescendo nos últimos anos. Os primeiros estudos ocorreram no início da década de 50 por geoquímicos e paleo-oceanógrafos, que analisaram as condições climáticas do passado, os sistemas de expansão hidrotérmicos e a origem das formações rochosas (Lajtha & Marshall, 1994).

Porém, o uso desta metodologia foi intensificado nos anos 80, através de uma melhor compreensão do assunto e com o desenvolvimento de equipamentos que auxiliam e facilitam as interpretações ecológicas (Pereira & Benedito, 2007). Os elementos carbono, nitrogênio, enxofre, hidrogênio e oxigênio (C, N, S, H e O) possuem mais que um isótopo, e a composição isotópica natural dos materiais pode ser medida, com elevada precisão, utilizando espectrômetro de massa (Peterson & Fry, 1987; Dawson & Brooks, 2001). Assim, avanços nessa tecnologia têm aberto novas possibilidades para análises de materiais biológicos em estudos ambientais.

2.2 Ocorrência

Isótopos estáveis de interesse biológico como o C, H, O, N e S ocorrem naturalmente na atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera (Ducatti, 2000) e, a sua abundância reflete a integração dos processos físicos e metabólicos do ambiente (Pereira & Benedito, 2007). Cada elemento apresenta um isótopo leve, em geral mais abundante (^{12}C , ^1H , ^{16}O , ^{14}N , ^{32}S), enquanto que os isótopos que possuem massa atômica maior (^{13}C , ^2H , ^{17}O , ^{18}O , ^{15}N , ^{33}S , ^{34}S) são mais raros (Ducatti, 2007).

Abundância ou concentração isotópica (% de átomos de isótopo estável considerado) é a porcentagem de um isótopo em relação a todos do mesmo elemento que ocorrem naturalmente (Trivelin, 2009). Os isótopos são utilizados

a partir de padronizações calculadas com valores das amostras e de referência do ambiente natural (Rezende *et al.* 2008).

2.3 Isótopos Estáveis de Carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e Nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$)

Os isótopos estáveis apresentam pequenas diferenças em propriedades termodinâmicas e em relação à quantidade de massa. Essas diferenças conduzem a distintas taxas de reações bioquímicas resultando em fracionamento na taxa de isótopos encontrados em um organismo relativo ao seu recurso utilizado, fazendo com que cada organismo apresente uma assinatura isotópica particular (Manetta & Benedito-Cecilio, 2003). Por isso, são utilizados em diversos tipos de estudos (Lajtha & Marshall, 1994): naqueles que envolvam migrações de animais; na determinação das fontes de alimento para consumidores em teias alimentares aquáticas ou terrestres; na determinação de fontes de poluição; e, também, na reconstrução de dieta em estudos de paleoecologia (Hobson & Wassenaar, 1999).

Em ecologia, os isótopos de carbono e nitrogênio são comumente utilizados em trabalhos de teias tróficas e fluxo de energia (Vanden-Zanden & Rasmussen, 2001). Autores como Layman *et al.* (2007) tentaram analisar a estrutura trófica de comunidades silvestres através dos isótopos estáveis; Ashley *et al.* (2010) utilizou os isótopos pra estudar a migração de patos; já Rezende *et al.* (2008) estudou o fluxo de energia em comunidades aquáticas, com ênfase em ecossistemas lóticos; Cloern *et al.* (2002) analisou a composição isotópica de plantas aquáticas e terrestres de uma baía estuarina em São Francisco; Jepsen & Winemiller (2002) analisaram em rios de diferentes produtividades a estrutura da cadeia através dos isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, na qual piscívoros de topo apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ maiores em rios mais pobres em nutrientes do que em rios mais produtivos.

O uso de análises de isótopos estáveis tem auxiliado a delinear e a melhor compreender a dinâmica das fontes de carbono e de seu fluxo entre os organismos produtores, consumidores e decompositores nas teias alimentares (Fry, 1988; Yoshioka *et al.* 1988; Hesslein *et al.* 1991; Neill & Cornwell, 1992; Forsberg *et al.* 1993). Análises de isótopos estáveis vêm sendo utilizadas com sucesso na tentativa de encontrar respostas para investigações acerca do fluxo

de matéria orgânica através da cadeia alimentar, nos estudos realizados em planícies de inundação (Martinelli *et al.* 1994; Mozeto *et al.* 1996; Albuquerque & Mozeto, 1997; Lopes, 2001; Belarmino, 2003; Manetta *et al.*, 2003; Benedito-Cecilio *et al.*, 2004; Manetta, 2006; Lopes *et al.*, 2006; Lopes, 2007).

Os isótopos estáveis apresentam variação pequena quando os consumidores utilizam a mesma fonte de alimento (Gu *et al.* 1997). Porém, o tipo da dieta, a forma da excreção (McCutchan Jr. *et al.* 2003), o tamanho dos organismos (Pinnegar & Polunin, 1999) e o hábitat (France & Steedman, 1996) são fatores relevantes que atuam na determinação dos fracionamentos isotópicos, e conseqüentemente na variabilidade isotópica dos animais. Os fracionamentos isotópicos ocorrem também diante da exposição à inanição ou baixa disponibilidade de alimento (Scrimgeour *et al.* 1995). É possível, ainda, a ocorrência de elevados fracionamentos diante da disponibilidade do alimento ser maior que a requerida pelos animais (McCutchan Jr. *et al.* 2003).

De acordo com Post (2002), além das determinações das fontes alimentares, esta técnica pode prover uma contínua mensuração da posição trófica que integra a assimilação de energia ou o fluxo de massa através de todas as diferentes vias tróficas de um organismo. Assim, os diversos organismos das cadeias alimentares refletem exatamente os isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) das suas fontes de energia, aumentando de 0,2 a 1‰ a cada nível trófico (Fry, 1988). O $\delta^{15}\text{N}$, por sua vez, exibe um enriquecimento de 2 a 4‰ por nível trófico (Minagawa & Wada, 1984; Jepsen & Winemiller, 2002), sendo que seus valores, quando comparados àqueles dos produtores da base da cadeia alimentar, fornecem uma medida quantitativa e confiável da posição trófica dos organismos (Vander Zanden & Rasmussen, 1999). Esse enriquecimento é conservado ao longo da teia trófica, podendo ser utilizado para traçar o fluxo de energia em sistemas onde existem vários tipos de alimentos com diferenças nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (Manetta & Benedito-Cecilio, 2003). Desta forma, o isótopo do carbono é utilizado para distinguir as fontes de energia terrestre, aquática ou marinha; enquanto o isótopo do nitrogênio é utilizado para a determinação da posição trófica a que uma determinada espécie pertence na teia alimentar.

2.4 Isótopos Estáveis e Poluentes

A entrada de metais nos ambientes aquáticos e a subsequente bioacumulação e transferência trófica em teias alimentares é preocupante para o poder público e órgão regulamentador (De Forest *et al.* 2007; Arunakumara & Xuecheng, 2008). A capacidade que alguns poluentes apresentam de acumular-se e provocar efeitos tóxicos em humanos e animais silvestres está contribuindo para que sejam colocados na lista de substâncias de preocupação ambiental (USEPA, 1997; ATSDR, 2007a).

Desta maneira, buscando entender como contaminantes atuam dentro da cadeia alimentar e qual o caminho do contaminante, desde a sua origem até o seu destino, foram realizados estudos que associaram o isótopo estável de nitrogênio ao contaminante. O fracionamento isotópico foi utilizado para estudar a biomagnificação e a transferência trófica de poluentes orgânicos nos sistemas aquáticos (Stapleton & Baker, 2003; Burreau *et al.* 2004; Tomy *et al.* 2004; Bayen *et al.* 2005).

Nfon *et al.* (2008), com o auxílio do $\delta^{15}\text{N}$ estudaram a bioacumulação de poluentes orgânicos em teias tróficas do mar Báltico; Nfon *et al.* (2009) analisaram a dinâmica trófica de 14 elementos em uma teia pelágica; Coelho-Souza *et al.* (2007) indicaram que existe uma relação positiva entre a concentração de mercúrio e o $\delta^{15}\text{N}$; já Gustin *et al.* (2005) sugeriram que as razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ podem indicar impactos humanos na concentração de mercúrio em tecido muscular de peixes. A utilização desta técnica é importante, pois a distribuição isotópica existente revela como os componentes do ecossistema estão conectados, sendo uma ferramenta muito importante em uma possível ação de profilaxia de substâncias nocivas ao meio ambiente e ao homem.

3. REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, A. L. S.; MOZETO, A. A. C:N:P ratios and stable carbon isotope compositions as indicators of organic matter sources in a riverine wetland system (Mojí-Guaçu river, São Paulo-Brazil). *Wetlands*. v. 17, p.1 – 9, 1997.

ALTINDAG, A.; YIGIT, S. *Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beysehir, Turkey*. *Chemosphere*. v. 60, p. 552 – 556, 2005.

ARUNAKUMARA, K. K. I. U.; XUECHENG, Z. *Heavy metal bioaccumulation and toxicity with special reference to microalgae*. *Journal of Ocean University of China (English edition)*. v. 7, p. 60 – 64, 2004.

ASHLEY, P.; HOBSON, K. A.; WILGENBURG, S. L. V.; NORTH, N.; PETRIE, S. A. *Linking Canadian Harvested Juvenile American Black Ducks to Their Natal Areas Using Stable Isotope (D, ¹³C, and ¹⁵N) Methods*. *Avian Conservation and Ecology*. v. 5, n. 2, 2010.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). CERCLA *list of priority hazardous substances* <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html>, 2007. Acessado em 19/07/2011.

AZEVEDO, F. A. *Toxicologia do Mercúrio*. 1.ed., São Paulo: Editora Rima, p. 292, 2003.

BAIRD, C. *Química Ambiental*. 2.ed., Porto Alegre: Editora Bookman, p. 622, 2002.

BAKIR, F.; DAMLUJI, S. F.; AMIN-ZAKI, L.; MURTHADHA, M.; KLALIDI, A.; ALRAWI, N. Y.; TIKRITI, S.; DHAHIR, H. I.; CLARCKSON, T. W.; SMITH, J. C.; *Methy Mercury poisoning in Iraq*. *Science*. v. 181, p. 230 – 241, 1973.

BIGAZZI P. E. *Autoimmunity and heavy metals*. *Lupus*, v. 3, p. 449 – 453, 1994.

BAYEN, S.; WURL, O.; KARUPPIAH, S.; SIVASOTHI, N.; LEE, H. K.; OBBARD, J.P. *Persistent organic pollutants in mangrove food webs in Singapore*, *Chemosphere*. v. 61, p. 303 – 311, 2005.

BELARMINO, A. C. *Isótopos estáveis de C e N como indicadores qualitativo e quantitativo da dieta do tambaqui (Colossoma macropomum) da Amazônia Central*. 2003. 86p. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2003.

BENEDITO-CECILIO, E. PEREIRA, A. L.; SAKURAGUI, C. M. *Effect of size on the energy acquired in species of the fish from a neotropical reservoir, Brazil*. *Environmental Biology of Fishes*. v. 71, p. 313 – 320, 2004.

BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. *O Comportamento do Metilmercúrio (MetilHg) no Ambiente*. *Química Nova*, v. 27, n.4, p. 593 – 600, 2004.

BOENING, D. W. *Ecological Effects, Transport and Fate of Mercury: a General Review*. *Chemosphere*. v. 40, p. 1335 – 1351, 2000.

BURGER, J.; DIAZ-BARRIGA, F.; MARAFANTE, E.; POUNDS, J.; ROBSON, M. *Methodologies to examine the importance of factors in bioavailability of metals*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. v. 56, p. 20 – 31, 2003.

BURREAU, S.; ZEBÜHR, Y.; BROMAN, D.; ISHAQ, R. *Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenylethers (PBDEs) studied in pike (Esox lucius), perch (Perca fluviatilis) and roach (Rutilus rutilus) from the Baltic Sea*. *Chemosphere*. v. 55, p. 1043 – 52, 2004.

CAMPBELL, L. M.; OSANO, O.; HECKY, R. E.; DIXON, D. G. *Mercury in Fish from Three Rift Valley Lakes (Turkana, Naivasha and Baringo), Kenya, East Africa*. *Environmental Pollution*. v. 125, n. 2, p. 281 – 286, 2003.

CAMPBELL, L. M.; NORSTROM, R. J.; HOBSON, K. A.; MUIR, D. C. G.; BACKUS, S.; FISK, A. T. *Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic*

marine food web (Northwater Polynya, Bafin Bay). Science of the Total Environment. p. 351– 352 : 247 – 63, 2005a.

CLARKSON, T. W.; MAGOS, L.; MEYERS, G. *The toxicology of mercury: current exposures and clinical manifestations*. The New England Journal of Medicine, v. 18, p. 1337 – 1731, 2003.

CLOERN, J. E.; CANUEL E. A.; HARRIS D. *Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuarine system*. Limnological Oceanographs. v. 47, p. 713 – 729, 2002.

COELHO, J. P.; PEREIRA, M. E.; DUARTE, A.; PARDAL, M. A. *Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science. v. 65, p. 492 – 500, 2005.

COELHO-SOUZA, S. A.; MIRANDA, M. R.; GUIMARÃES, J. R. D. *A Importância das Macrófitas Aquáticas no Ciclo do Mercúrio na Bacia do Rio Tapajós (PA)*. Oecologia Brasiliensis. v. 11, n.2, p. 252 – 263, 2007.

COLAÇO, A.; BUSTAMANTE, P.; FOUQUET, Y.; SARRADIN, P. M.; SERRÃO-SANTOS, R. *Bioaccumulation of Hg, Cu, and Zn in the Azores triple junction hydrothermal vent fields food web*. Chemosphere. v. 65, p. 2260 – 2267, 2006.

COUTINHO, D. A. *Aspectos da toxicocinética do mercúrio em camarões de cultivo Litopenaeus vannamei (Bonne, 1931)*. 2008. 120p. Dissertação (Mestrado em Biofísica), Universidade Federal do Rio de Janeiro-IBCCF, Rio de Janeiro, 2008.

DAWSON, T. E.; BROOKS, P. D. *Fundamentals of stable isotope chemistry and measurement*. In: UNKOVICH M. *et al.* (Ed.). Stable isotope techniques in the study of biological processes and functioning of ecosystems. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher. cap. I, p. 1-18, 2001.

DeFOREST, D. K.; BRIX, V. B.; ADAMS, W. J. *Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: the inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration*. Aquatic Toxicology. v. 84, p. 236 – 246, 2007.

DEHN, L. A.; FOLLMANN, E. H.; ROSA, C.; DUFFY, L. K.; THOMAS, D. L.; BRATTON, G. R.; TAYLOR, R. J.; O'HARA, T. M. *Stable isotope and trace element status of subsistence-hunted bowhead and beluga whales in Alaska and gray whales in Chukotka*. Marine. Pollution. Bulletin. v. 52, p. 301 – 319, 2006.

DIAS, A.C.M.I. *Avaliação dos níveis de mercúrio e selênio no bagre Trachelyopterus striatulus (Steindachner, 1877) nos reservatórios de Santana, Vigário e Lajes (RJ)*. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências), UFRJ, Rio de Janeiro, 2008.

DUCATTI, C. *Isótopos estáveis ambientais*. Botucatu: Centro de Isótopos Estáveis Ambientais, p.138, 2000. (Apostila).

DUCATTI, C. *Aplicação dos Isótopos Estáveis em Aquicultura*. Revista Brasileira de Zootecnia, Suplemento Especial, v. 36, p. 01 – 10, 2007

DUCATTI, C. *Isótopos Estáveis Ambientais*. Botucatu: Centro de Isótopos Estáveis Ambientais, p. 205, 2007. (Apostila).

FANG, G. C.; WU, Y. S.; HUANG, S. H.; RAU, J. Y. *Dry deposition (downward, upward) concentration study of particulates and heavy metals during daytime, nighttime period at the traffic sampling site of Sha-Lu, Taiwan*. Chemosphere. v. 56, p. 509 – 518, 2004.

FÖRSTNER, U. E.; WITTMAN, G. T. W. *Metal Pollution in the Aquatic Environmental*. 2. ed. Berlin, Spriger-Verlag, p. 486, 1983.

FORSBERG, B. R.; ARAUJO-LIMA, C. A. R. M.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; BONASSI J. A. *Autotrophic carbon sources for fish of the central amazon*. Ecology. v. 74, n. 3, p. 643 – 652, 1993.

FRANCE, R.; STEEDMAN, R. *Energy provenance for juvenile lake trout in small Canadian Shield Lakes as shown by stable isotopes*. Transactions of the American Fisheries Society. v. 125, p. 512 – 518, 1996.

FRIEDLI, H. R.; ARELLANO, A. F. JR.; CINNIRELLA, S.; PIRRONE, N. *Mercury emissions from global biomass burning: spatial and temporal distribution*. In: Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Measurements, models and policy implications (PIRRONE, N.; MASON, R. Eds.), UNEP, 2008.

FRY, B. *Food web structure on Georges bank from stable C, N, and S isotopic composition*. Limnology and Oceanography. v. 33, n. 5, p. 1182 - 1190, 1988.

GRAY, A. N.; SPIES, T. A.; EASTER, M. J. *Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests*. Canadian Journal of Forest Research, v. 32, p. 332 – 343, 2002.

GU, B.; SCHELSKE, C. L.; HOYER, M. V. *Intrapopulation feeding diversity in blue tilapia: evidence from stable isotope analyses*. Ecology. v. 78, p. 2263 – 2266, 1997.

GUSTIN, M. S.; SAITO, L.; PEACOCK, M. *Anthropogenic Impacts on Mercury Concentrations and Nitrogen and Carbon Isotope Ratios in Fish Muscle Tissue of the Truckee River Watershed, Nevada, USA*. Science of the total environment. v. 347, p. 282 – 94, 2005.

GWALTENEY-BRANT, S. M. *Heavy metals*. In: HASCHEK, W. M.; ROSSEAUX, C. G.; WALLIG, A. M. (Eds.), Handbook of Toxicologic Pathology. Academic Press, New York, p. 701 – 732, 2002.

HESSLEIN, R. H.; CAPEL, M. J.; FOX, D. E.; HALLARD, K. A. Stable isotopes of sulfur, carbon and nitrogen as indicators of trophic level and fish migration in the lower Mackenzie river basin, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. v. 48, p. 2258 – 2265, 1991.

HOBSON, K. A.; WASSENAAR, L. I. *Stable isotope ecology: an introduction*. *Oecologia*. v. 120, p. 312 – 313, 1999.

HUI, C. A.; RUDNICK, D.; WILLIAMS, E. Mercury burden in Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*) in three tributaries of southern San Francisco Bay, California, USA. *Environmental Pollution*. v. 133 p. 481 – 487, 2005.

IKIGURA, J. D.; AKAGI, H. Methylmercury Production and Distribution in Aquatic Systems. *The Science of the Total Environment*, v. 234, p. 109 – 118, 1999.

JEPSEN D. B.; WINEMILLER K. O. *Structure of Tropical River Food Webs Revealed by Stable Isotope Ratios*. *Oikos*. v. 96, p. 46 – 55, 2002.

KUDO, A.; TURNER, R. R. *Mercury Contamination of Minamata Bay: Historical Overview and Progress Toward Recovery*. *Environmental Science*. p. 143 – 158, 1999.

LACERDA, L. D.; BIDONE, E. D.; GUIMARÃES, A. F.; PFEIFFER, W. C. *Minamata Livre de Mercúrio?* *Ciência Hoje*, v. 23, n. 133, p. 24 – 31, 1997a.

LAJTHA, K.; MARSHALL, J. D. *Sources of variation in the stable isotopic composition of plants*. In: LAJTHA, K.; MICHENER, R. H. (Ed.). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, cap. I, p. 1 – 21, 1994.

LAYMAN, C. A.; ARRINGTON, D. A.; MONTANA, C. G.; POST, D. M. *Can stable isotope ratios provide quantitative measures of trophic diversity within food webs?* *Ecology*. v. 88, p. 42 – 48, 2007.

LEE, J. D. *Química Inorgânica – Não tão Concisa*. Editora: Edgard Blücher LTDA. p. 452, 1997.

LINDESTRÖM, L. *Mercury in Sediment and Fish Communities of Lake Värnen, Sweden: Recovery from Contamination*. *Ambio: A Journal of the Human Environment*. v. 30, n. 8, p. 538 – 544, 2001.

LOPES, C. A. *Variabilidade de isótopos estáveis de carbono e de isótopos estáveis de nitrogênio*. 2001. Exame Geral de Qualificação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2001.

LOPES, C. A. *Estrutura trófica dos peixes exploradores de fundo na planície de inundação do alto rio Paraná: fontes de energia e posição trófica*. 2007. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais), Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

LOPES, C. A.; BENEDITO-CECILIO, E.; MARTINELLI, L. A.; SOUZA, M. C. *Variability of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in terrestrial and aquatic sources in the upper paraná river basin, Paraná, Brazil*. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 18, n. 3, p. 281 – 292, 2006.

MAILMAN, M.; BODALY, R. A. D. *The burning question: Does burning before flooding lower methyl mercury production and bioaccumulation?* *Science of the total environment*, v. 368, p. 407 – 417, 2006.

MANETTA, G. I. *A utilização dos isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) na contribuição das fontes de carbono e posição trófica de *Plagioscion squamosissimus* e *Hypophthalmus edentatus*, na sub-bacia do rio Ivinheima-MS*. 2006. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais), Universidade Estadual de Maringá, Maringá 2006.

MANETTA, G. I.; BENEDITO-CECILIO, E.; MARTINELLI, M. *Carbon Sources and Trophic Position of The Main Species of Fishes of Baía River, Paraná River Floodplain, Brazil*. Brazilian Journal of Biology. v. 63, n. 2, p. 283 – 290, 2003.

MANETTA, G. I.; BENEDITO-CECILIO, E. *Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: uma síntese*. Acta Scientiarum. v. 25, n. 1, p. 121 – 129, 2003.

MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; FORSBERG, B. R.; RICHEY, J. E. *Isotopic composition of majors carbon reservoirs in the Amazon floodplain*. International Journal of Ecology & Environmental Sciences. v. 20, p. 31 – 46, 1994.

MARTINELLI, L. A.; *et al.* *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. São Paulo: Oficina de Textos, p. 144, 2009.

McCUTCHAN, Jr. J. H., LEWIS, Jr. W. M., KENDALL, C., McGRATH, C. C. *Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur*. Oikos. v. 102, p. 378 – 390, 2003.

MINAGAWA, M.; WADA, E. *Stepwise Enrichment of N-15 Along Food-Chains - Further Evidence and the Relation between Delta-N-15 and Animal Age*. Geochimica Et Cosmochimica Acta. v. 48, n. 5, p. 1135 – 1140, 1984.

MITRA, S. *Mercury in the Ecosystem: it's Dispersion and Pollution Today*. Aedermannsdorf, Trans Tech Publications, 1986.

MOL, J. H.; RAMLAL, J. S.; LIETAR, C., VERLOO, M. *Mercury contamination in freshwater, estuarine, and marine fishes in relation to small-scale gold mining in Suriname, South America*. Environmental Research. v. 86, p.183 – 197, 2001.

MONTEIRO, L. R.; LOPES, H.D. *Mercury Contento f Sowrdfish, Xiphias gladius, in Relation to Length, Weight, Age and Sex*. Marine Pollution Bulletin. v. 21, n. 6, p. 293 – 296, 1990.

MOZETO, A. A.; NOGUEIRA, F. M. B.; SOUZA, M. H. A. O. E.; VICTORIA, R. L. *C₃ and C₄ grasses distribution along soil moisture gradient in surrounding areas as the lobo Dam (São Paulo, Brazil)*. Anais da Academia Brasileira de Ciências. v. 68, n. 1, p. 113 – 121, 1996.

MUNTHE, J.; WÄNGBERG, I.; IVERFELDT, A.; LINDQVIST, O.; STRÖMBERG, D.; SOMMAR, J.; GARDFELDT, K.; PETERSEN, G.; EBINGHAUS, R.; PRESTBO, E.; LARJAVA, K.; SIEMENS, V. *Distribution of Atmospheric Mercury Species in Northern Europe: Final Results from MOE Project*. Atmospheric Environment. v. 37, n.1, p. 9 – 20, 2003.

NEILL, C.; CORNWELL, J. C. *Stable carbon, nitrogen and sulfur isotopes in a prairie marsh food web*. Wetlands. v. 12, n. 3, p. 217 – 224, 1992.

NFON, E.; COUSINS, I. T.; BROMAN, D. *Biomagnification of organic pollutants in benthic and pelagic marine food chains from the Baltic Sea*. Science of Total Environment. v. 397, p. 190 – 204, 2008.

NFON E.; COUSINS, I. T.; JÄRVINEN, O.; MUKHERJEE, A. B.; VERTA, M.; BROMAN, D. *Trophodynamics of mercury and other trace elements in a pelagic food chain from the Baltic Sea*. Science of the Total Environment. v. 407, p. 6267 – 6274, 2009.

OLIVERO, J.; SOLANO, B. *Mercury in Environmental Samples from a Waterbody Contaminated by Gold Mining in Colombia, South America*. The Science of the Total Environment. n. 217, v. 1 – 2, p. 83 – 89, 1998.

PEREIRA, L. P.; BENEDITO, E. *Isótopos Estáveis em Estudos Ecológicos: Métodos, Aplicações e Perspectivas*. Revista de Biociências, Taubaté. n. 13, v. 1-2, p. 16 – 27, 2007.

PETERSON B. J.; FRY, B. *Stable Isotopes in Ecosystem Studies*. Annual Review of Ecology and Systematics, v. 18, p. 293 – 320, 1987.

PIRES, J. A.; MACHADO, E. P.; BITTAR, N. *Riscos à Saúde e ao ambiente por Mercúrio*. Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro. v. 17, n.4, p. 317 – 319, 1988.

PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C. *Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions*. Functional Ecology. v. 13, p. 225 – 231, 1999.

POST, D. M. *Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods and assumption*. Ecology. v. 83, n. 3, p. 703 – 718, 2002.

REZENDE, C. F.; CARAMASCHI, E. M. P.; MAZZONI, R. *Fluxo de Energia em Comunidades Aquáticas, com Ênfase em Ecossistemas Lóticos*. Oecologia Brasiliensis. v.12, n. 4, p. 626 – 639, 2008.

RÍMOLI, L. *Alerta Contra o Mercúrio*. Revista Brasileira de Tecnologia, v. 19, n. 4, p. 47 – 49, 1988.

SAEKI, K.; OKABE, Y.; KIM, E.Y.; TANABE, S.; FUKUDA, M.; TATSUKAWA, R. *Mercury and Cadmium in Common Cormorants (*Phalacrocorax carbo*)*. Environmental Pollution. v. 108, p. 249 – 255, 2000.

SCRIMGEOUR, C. M.; GORDON, S. C.; HANDLEY, L. L.; WOODFORD, J. A. T. *Trophic levels and anomalous $\delta^{15}\text{N}$ of insects on raspberry (*Rubus idaeus* L.)*. Isotopes in Environmental and Health Studies. v. 31, p. 107 – 115, 1995.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. *Programa de Educação Ambiental do Vale do Ribeira, São Paulo*. Departamento Estadual de Proteção de Recursos Naturais/ Secretaria da Educação. Série Educação Ambiental; Poluição, v. 6, p. 79, 1989.

SHI, W. F.; FENG, X. B.; ZHANG, G.; MING, L. L.; YIN, R. S.; ZHAO, Z. Q.; WANG, J. *High-Precision Measurement of Mercury Isotope Ratios of Atmospheric Deposition Over the Past 150 Years Recorded in a Peat Core*

Taken From Hongyuan, Sichuan Province, China. v. 56, n. 9, p. 877 – 882, 2011.

SILBERGELD, E. K.; SACCI, J. B. Jr.; AZAD, A. F. *Mercury exposure and murine response to Plasmodium yoelii infection and immunization.* Immunopharmacol Immunotoxicol v. 22, p. 685 – 695, 2000.

STAPLETON, H. M.; BAKER, J. E. *Comparing polybrominated diphenyl ether and polychlorinated biphenyl bioaccumulation in a food web in Grand Traverse Bay, Lake Michigan.* Archives of Environmental Contamination and Toxicology. v. 45, p. 227 – 234, 2003.

STOHS, S. J.; BAGGHI, D. *Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions.* Free Radical Biology & Medicine, v. 18, p. 321 – 336, 1995.

STORELLI, M. M.; GIACOMINELLI, R.; STORELLI, A.; MARCO, G. O. *Accumulation of Mercury, Cadmium, Lead and Arsenic in Swordfish and Bluefin Tuna from the Mediterranean Sea: A Comparative Study.* Marine Pollution Bulletin. v. 44 p. 281-288, 2005

TRIVELIN, P. C. O. *Isótopos Estáveis. Espectrometria de massas para determinação de razão isotópica de elementos de baixo número atômico (IRMS).* A técnica de traçador e a diluição isotópica Disponível em: <http://www.nutricaoeplantas.agr.br/site/ensino/pos/Palestras_Cena/Trivelin/DiluicaoIsotopica.doc>. Acessado em: 23/07/2011.

TOMY, T.; BUDAKOWSKI, W.; HALLDORSON, T.; HELM, P. A.; STERN, G. A.; FRIESEN, K. *et al. Fluorinated organic compounds in an Eastern Arctic marine food web.* Environmental Science and Technology. v. 38, p. 6475–6481, 2004.

ULRICH, S. M., TANTON, T. W., ABDRAHITOVA, S. A. *Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation.* Critical

Reviews in Environmental Science and Technology, v. 31, n. 3, p. 241 – 293, 2001.

ÜNLÜ, E.; GÜMGÜM, B. *Concentrations of Copper and Zinc in Fish and Sediments from the Tigris River in Turkey*. Chemosphere, v. 26, n. 11, p. 2055 – 2061, 1993.

USEPA. *Introduction to the Data Quality Objectives, Quality Assurance Division*, Washington, D.C, 1997a

VALLE, C. M. *Estudo da Especificação, Quantificação, Distribuição e Comportamento Redox do Mercúrio em Diferentes Tipos de Solos da Região de Manaus, AM*. 2005. 140p. Tese (Doutorado em Química Analítica) Universidade Federal de Minas Gerais, Brlo Horizonte, 2005.

VANDER ZANDEN, M. J.; RASMUSSEN, J. B. *Primary consumer $\delta^{15}N$ and $\delta^{13}C$ and the trophic position of aquatic consumers*. Ecology. v. 80, p. 1395 – 1404, 1999.

VANDER-ZANDEN, M. J.; RASMUSSEN, J. B. *Variation in $\delta^{15}N$ and $\delta^{13}C$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies*. Limnology and Oceanography. v. 46, n. 8, p. 2061 – 2066, 2001.

VIDAL, N. C. *Mercúrio em Peixes do Reservatório de Xingó (AL/SE) e à sua Jusante: Concentrações sob Influência do Efeito Barragem e Sazonalidade*. 2009. 77p. Dissertação (Mestrado em Ciência de Alimentos) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

VISHNIVETSKAYA, T. A.; MOSHER, J. J.; PALUMBO, A. V.; YANG, Z. K.; PODAR, M.; BROWN, S. D.; BROOKS, S. C.; GU, B.; SOUTHWORTH, G. R.; DRAKE, M. M.; BRANDT, C. C.; ELIAS, D. A. *Mercury and Other Heavy Metals Influence Bacterial Community Structure in Contaminated Tennessee Streams*. Applied and Environmental Microbiology, v. 77, n. 1, p. 302 – 311, 2011.

WIENER, J. G.; SPRY, D. J. *Toxicological significance of mercury in freshwater fish*. In: BEYER, W. N.; HEINZ, G. H.; REDMON-NORWOOD, A. W. *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. Lewis Publishers, USA, p. 494, 1996.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Mercury: Environmental Aspects*. Geneva, 1989.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Methylmercury*. Geneva, 1990.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental Health Criteria 101 (IPCS), Methylmercury*. Geneva, 1991.

YALLOUZ, A. V. *Programa de Avaliação Semiquantitativa em Peixes*. Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro, 2005.

YOSHIOKA, T.; WADA, E.; SAIJO, Y. *Analysis of lacustrine food web with natural carbon and nitrogen isotope ratios*. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. v. 23, p. 573 – 578, 1988.

ZHOU, H.Y.; WONG, M. H. *Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence*. *Water research*, v.34, n.17, p.4234 – 4242, 2000.

4. CAPÍTULO 2

Variabilidade isotópica e sua relação na biomagnificação de mercúrio (Hg) em peixes da planície de inundação do alto rio Paraná

RESUMO

Com o objetivo de investigar alterações temporais na estrutura das cadeias alimentares de espécies de peixes de interesse comercial, na planície de inundação do alto rio Paraná, entre 1999 a 2010, decorrentes de impactos antrópicos, foram utilizadas duas ferramentas ecológicas: determinação de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) e análise de mercúrio total. Para tanto, neste trabalho, os dados foram coletados com técnicas de amostragem apropriadas para cada grupo de estudo. As espécies de peixes (*Pseudolplatystoma corruscans*; *Pterodoras granulosus*; *Prochilodus lineatus*; *Schizodon borellii*) selecionadas para são pertencentes a diferentes níveis tróficos. Os valores isotópicos obtidos indicaram que, ao longo dos anos, para as espécies em estudo, as macrófitas aquáticas do tipo C_3 se tornaram a fonte mais explorada pelas espécies de peixes nos três subsistemas da planície de inundação do alto rio Paraná. Análises de mercúrio total (HgT) realizadas indicaram que não houve correlação entre o $\delta^{15}\text{N}$ e o HgT, nem biomagnificação deste metal na planície e que nenhuma das espécies estudadas ultrapassou o valor recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Entretanto, é importante salientar que o mercúrio foi o único poluente avaliado, necessitando, portanto, que maiores investigações sejam realizadas entre os diferentes poluentes que possam conduzir a riscos à saúde ambiental e humana.

Palavras-chave: Fontes de Carbono; Isótopos Estáveis de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$; Posição Trófica; Contaminação; Cadeia Alimentar

5. INTRODUÇÃO

A bacia do rio Paraná, e seus principais afluentes, representam um ecossistema fortemente impactado pelas mais diversas ações antrópicas. Os represamentos são os principais promotores de perdas na biodiversidade e de alterações nas características fisiográficas da região (UEM/Nupelia, 1999). O reservatório de Itaipu constitui-se em um exemplo da marcante alteração do ambiente sobre os componentes bióticos, em especial sobre a comunidade íctica (Agostinho *et al.* 1993; Benedito-Cecilio, 1994). Entretanto, a atividade pesqueira no reservatório atesta a relevância sócio-econômica da área para a comunidade ribeirinha que, em sua grande parcela, obtêm seu sustento da pesca.

À montante do reservatório de Itaipu, encontra-se um remanescente da planície alagável do rio Paraná, a Área de Proteção Ambiental (APA) das Ilhas e Várzeas do rio Paraná. Esta área tem grande diversidade biológica e elevada relevância na manutenção dos estoques pesqueiros explorados, uma vez que corresponde ao ambiente responsável pelas condições indispensáveis ao recrutamento das espécies de maior porte, que sustentam a pesca na bacia e a desova de espécies forrageiras, as quais servem de alimento aos juvenis e adultos das espécies migradoras (Agostinho & Zalewski, 1996). Entretanto, é um segmento que não se encontra isento de impactos humanos.

Atividades antrópicas, tais como o fechamento do reservatório de Porto Primavera, à montante, em 1998, promoveram variações diárias nos níveis fluviométricos naturais na área da planície de inundação do alto rio Paraná (Crispim, 2001). Alterações de nível influenciam, sobremaneira, a história de vida das espécies de peixes, pois compromete a disponibilidade de alimento, o período reprodutivo e as rotas migratórias (Agostinho *et al.* 2007). Ainda como efeito deste processo, espécies exóticas como os bivalves *Limnoperna fortunei* e *Corbicula fluminea* dispersaram-se em abundância nos vários subsistemas da planície, e outras, como a macrófita submersa *Hydrilla verticillata*, passaram a ter relevância cênica na paisagem, juntamente com as águas do rio Paraná, antes turvas em um sistema de elevada transparência.

A região noroeste do estado, onde se insere a planície de inundação do alto rio Paraná, é impulsionada pelas políticas do biocombustível (etanol),

apresentando um expressivo aumento no cultivo da cana-de-açúcar (Montanher *et al.* 2010). Langowski (2007) ressalta que o cultivo de cana influencia diretamente a qualidade ambiental da região, já que aumenta as queimadas, a quantidade de defensivos agrícolas, além de diminuir os bolsões de reservas florestais e áreas de preservação permanente. Langowski (2007) e Michelazzo *et al.* (2007) citam ainda que os poluentes gerados nesta cultura conseguem percorrer grandes distâncias, através dos corpos aquáticos e da volatilização dos gases, podendo assim contaminar ecossistemas inteiros e distantes do foco da contaminação, e contribuindo para a contaminação em escala local e regional.

Além destes impactos, atividades como a pecuária, o cultivo de arroz irrigado, cultivo da cana-de-açúcar, a extração da *Pfaffia* (tubérculo usado na indústria de cosméticos) e a mineração de areia que são exercidas diretamente na área de várzea causam elevada descarga de poluentes. Entre eles destaca-se o mercúrio, que é bioacumulativo no ecossistema local (Agostinho & Zalewski, 1996). A grande importância da contaminação mercurial se deve ao fato de o mercúrio ser um agente tóxico, de efeito acumulativo, ocasionando danos à saúde humana devido à acumulação progressiva e irreversível, como consequência da ingestão repetida de pequenas quantidades de alimento contaminado. Daí a necessidade de se monitorar os teores de mercúrio.

A bioacumulação em organismos aquáticos resulta da entrada de contaminantes a partir da água (bioconcentração) e a partir do alimento (transferência trófica ou acumulação dietética) (McIntyre & Beauchamp, 2007), sendo esta última considerada a mais importante por muitos pesquisadores (Bruggeman *et al.* 1984; Thomann, 1989; Hall *et al.* 1997; Fisk *et al.* 2003; Borga *et al.* 2004). Neste caso, a ingestão nos níveis tróficos superiores resultaria em uma maior bioacumulação. A acumulação através da transferência trófica é chamada biomagnificação e consiste numa rede de processos de acumulação relacionada ao tempo e a dieta (McIntyre & Beauchamp, 2007). Segundo os autores, os fatores que podem influenciar a biomagnificação são: lipídios, posição trófica, sexo, idade e variação sazonal e espacial nas concentrações de contaminantes.

O mercúrio e os seus compostos são altamente tóxicos para o homem, ecossistemas e a vida silvestre. Predadores de topo, particularmente espécies de vida longa como peixe, aves e mamíferos têm sido reportados por acumular altos níveis de mercúrio e outros metais (Domi *et al.* 2005; Dias *et al.* 2008). Em geral, o consumo de peixes e moluscos é o principal passo para a exposição humana ao mercúrio (Cardoso *et al.* 2009). O mercúrio é persistente e, no meio ambiente, pode transformar-se em metilmercúrio, sua forma mais tóxica e predominante encontrada nos tecidos de peixes, uma neurotoxina que pode biomagnificar mais que um milhão na cadeia alimentar aquática (Gustin *et al.* 2005; Dias *et al.* 2008). Mesmo aqueles ambientes distantes de fontes de poluição podem ter altas concentrações de mercúrio, porque o mercúrio inorgânico pode ser levado a longas distâncias pela atmosfera e ser metilado localmente (Sarica *et al.* 2005).

Em ecotoxicologia, isótopos estáveis de nitrogênio têm sido utilizados para estudar a biomagnificação de pesticidas dentro de teias alimentares complexas (Fisk *et al.* 2003; Burreau *et al.* 2004; Tomy *et al.* 2004; Bayen *et al.* 2005). Além disso, muitos estudos têm encontrado uma forte correlação positiva entre concentrações de mercúrio e composição isotópica de nitrogênio da biota em teias alimentares aquáticas (Cabana & Rasmussen, 1994; Caquet, 2006). Desta *et al.* (2006) e Tadiso *et al.* (2011) estudaram a biomagnificação do mercúrio e sua relação com o nitrogênio em lagos na Etiópia; Nfon *et al.* (2008) e Nfon *et al.* (2009) estudou a bioacumulação e a dinâmica trófica de poluentes no mar Báltico; Atwell *et al.* (1998) analisou a biomagnificação do mercúrio no ambiente ártico. No Brasil, estudos correlacionando isótopos estáveis e biomagnificação em ecossistemas aquáticos continentais restringem-se a região amazônica (Castilhos & Bidone, 2000; Silva *et al.* 2005; Bastos *et al.* 2007). Portanto, devido às peculiaridades de cada ambiente, torna-se importante a realização destes estudos em diferentes locais.

A compreensão de mecanismos de bioacumulação em teias alimentares é importante porque prediz quais teias ameaçam a saúde dos predadores que estão no topo da cadeia, incluindo o homem. Assim, a reconstrução de teias alimentares e, por conseguinte, dos caminhos da bioacumulação por contaminantes (Cabana & Rasmussen, 1994), podem modelar o transporte destes através do ecossistema (Fair & Heikoop, 2006). Desta forma, este

trabalho tem por objetivo a busca e a análise de informações ao longo do tempo, que demonstrem o fluxo de mercúrio sobre as cadeias alimentares deste ecossistema além de investigar as seguintes hipóteses: 1. está ocorrendo bioacumulação de aportes de mercúrio; 2. estes aportes estão alterando a estruturação trófica de peixes nos três subsistemas da planície de inundação do rio Paraná (rios Baía, Ivinhema e Paraná).

6. METODOLOGIA

6.1 Área de Estudo

A planície de inundação do alto rio Paraná é formada por habitats aquáticos e terrestres que diferem quanto à morfometria, hidrodinâmica e grau de comunicação com o rio principal (rios Paraná, Baía e Ivinhema) (Thomaz *et al.* 1997). Variações nos fatores abióticos e bióticos promovem consideráveis mudanças nas características limnológicas e ciclagem de nutrientes em rios, canais e lagoas do ecossistema (Thomaz *et al.* 1991).

Os ambientes de estudo, pertencentes a este ecossistema (22° 40' a 22° 50' S; 53° 10' a 53° 40' W) corresponderam aos subsistemas dos rios Paraná, Baía e Ivinhema (Figura 1).

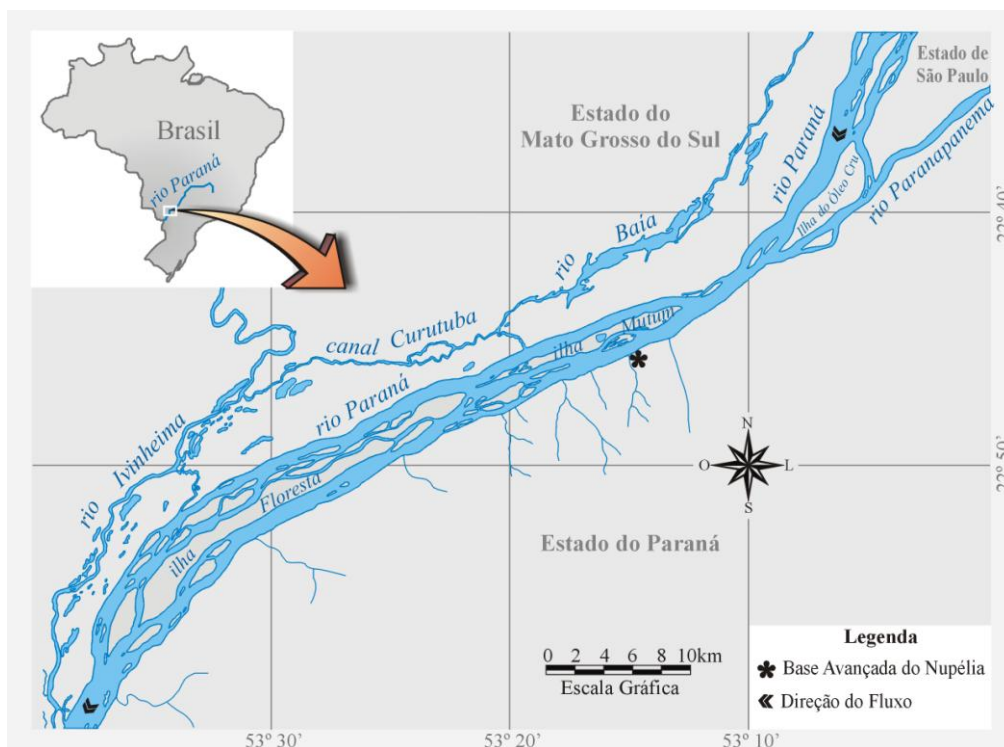


Figura 1 - Área de estudo na planície de inundação do alto rio Paraná.

6.2 Amostragem

O trabalho baseia-se em dados obtidos em três períodos: de 1999 – 2003 (Faria, 2007), 2006 – 2007 (dados não publicados) e 2009 – 2010 (coletados neste trabalho).

Foram analisados os isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de 364 amostras de músculo de quatro espécies de peixe de interesse comercial (*P. corruscans*, *P. granulosus*, *P. lineatus* e *S. borellii*), dos quais 114 foram coletados nos subsistemas Paraná, Baía e Ivinhema em 2000, 83 em 2006 e 167 em 2009 (Agostinho *et al.* 2007). Para a captura, foram utilizadas redes de espera de diferentes malhagens ou arrastos. De cada exemplar, extraiu-se uma amostra de músculo (aproximadamente 2 cm²), próximo à base de inserção da nadadeira dorsal. Os trabalhos biométricos foram conduzidos no laboratório de Ecologia Energética do NUPELIA (Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura) na Universidade Estadual de Maringá (UEM).

As fontes alimentares potenciais para os peixes foram constituídas de 4 amostras, por ponto de coleta, e corresponderam ao POC (Carbono Orgânico Particulado), produtores primários (vegetação ripária, macrófitas aquáticas, gramíneas, perífiton e fitoplâncton), invertebrados (zooplâncton e zoobentos) e sedimento. Amostras de POC foram obtidas com auxílio de recipiente plástico de 500ml e filtradas em filtros de fibra de vidro (submetidos à combustão a 550°C durante 4 horas). Cada amostra de vegetação ripária, macrófita aquática (C₃) e gramínea (C₄) foi constituída de 5 folhas de diferentes exemplares da mesma espécie. As espécies de plantas vasculares amostradas foram as mais comuns em cada ponto de coleta (Campos & Souza, 1997). O perífiton foi obtido através da raspagem de pecíolos de macrófitas e filtrados em filtros de fibra de vidro (GFC-Whatman). Amostras de zooplâncton (cladóceros e copépodos calanóides filtradores) foram coletadas com auxílio de rede de zooplâncton (53µm) e de bomba de sucção escovante. O zoobentos e o sedimento foi coletado com o auxílio de pegador tipo Petersen modificado e peneiras.

Todas as amostras, devidamente identificadas, foram submetidas à secagem em estufa a 60°C (durante 72 horas) e maceradas até a obtenção de um pó fino e homogêneo, porém as amostras filtradas não foram maceradas e

sim somente submetidas à secagem. Amostras de aproximadamente 3 mg foram enviadas ao UC Davis Facility Stable Isotope – Davis, USA, para a determinação isotópica em espectrômetro de massa, de acordo com a expressão:

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{amostra}} / R_{\text{padrão}}) - 1] \times 10^3$$

onde:

$$R = {}^{13}\text{C} : {}^{12}\text{C}$$

Os valores das razões isotópicas foram expressos com a notação delta (δ) e em partes por mil (‰), relativos ao padrão internacional *PeeDee Belemnite* (PDB) para o $\delta^{13}\text{C}$ e nitrogênio do ar atmosférico para $\delta^{15}\text{N}$.

A estimativa da posição trófica foi determinada através daquela proposta por Vander-Zanden *et al.* (1997), utilizando-se 2,3 ‰ entre os níveis tróficos (McCutchan *et al.* 2003):

$$PT_{\text{peixe}} = (\delta^{15}\text{N}_{\text{peixe}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{fonte}}) / 2,3 + 1$$

Sendo $\delta^{15}\text{N}_{\text{peixe}}$ é o valor isotópico médio de nitrogênio de cada peixe; $\delta^{15}\text{N}_{\text{fonte}}$ é o valor médio do $\delta^{15}\text{N}$ das fontes autóctones e alóctones; 2,3 ‰ o fracionamento por nível trófico (McCutchan *et al.* 2003). A constante 1 representa um nível acima dos produtores.

Para a estimativa das fontes isotópicas foi utilizado o pacote SIAR (Stable Isotopes Analysis in R) no programa computacional R. 2.11.1®. Este pacote utiliza dados isotópicos do consumidor, neste estudo representado pelas espécies de peixe, num modelo com inferência bayesiana para determinar os hábitos da dieta baseando-se na função de verossimilhança Gaussiana e na distribuição Dirichlet como *priori* (Parnell *et al.* 2010). Os pressupostos de normalidade para as fontes primárias e para o fator de fracionamento foram previamente testados. A principal função utilizada para geração do modelo é *siarmcmcdirichletv4* e é calculada com base em três matrizes de valores isotópicos de carbono e nitrogênio. A primeira matriz é referente aos dados dos consumidores, a segunda, das fontes autotróficas e a terceira referente ao fracionamento isotópico para os produtores primários. Os

valores de fracionamento utilizados foram baseados no proposto por Post (2002).

A distribuição *a posteriori* é gerada por meio do procedimento conhecido como MCMC (Markov chain Monte Carlo), um método de simulação estocástica. Neste procedimento foram realizadas 500.000 iterações e 50.000 iterações iniciais descartadas (período necessário para eliminar o valor de dependência). Após a geração do modelo, duas representações gráficas distintas foram geradas, uma referente aos dados brutos dos valores isotópicos de carbono e nitrogênio tanto para consumidores quanto para os produtores e a proporção das contribuições das fontes no tecido muscular de cada espécie de peixe.

Para a determinação da concentração de mercúrio, foram utilizadas 131 amostras de quatro espécies de peixe (supracitadas) de importância comercial proveniente dos três subsistemas que abastecem esta região (Paraná, Baía e Ivinhema). Porém apenas três espécies e 38 amostras foram utilizadas, pois 69 não atingiram o valor mínimo de recuperação e as demais apresentaram um valor da média PPB muito elevada (acima de 10), não atingindo assim condições específicas mínimas, ficando assim indisponíveis para a análise. As amostras de peixe passaram por um processo de digestão no qual foram submetidas a diferentes soluções, banhos-maria e descanso (overnight), para que depois fossem analisadas em um espectrofotômetro de fluorescência atômica, em um equipamento PSA Millennium Merlin 10.025 no laboratório Eduardo Penna Franca da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

As análises ecotoxicológicas referentes aos dados da concentração do mercúrio foram realizadas no programa computacional Statistica 7.0® e foram representadas em gráficos do tipo “scatterplot” e a estatística descritiva foi utilizada na análise preliminar dos resultados obtidos. Primeiramente, os valores de mercúrio total (HgT) foram transformados em anti-log (Ln) para a linearização dos dados, em segundo foi realizada regressão linear e aplicado o teste de correlação de Spearman para identificar correlação entre os valores de mercúrio total e $\delta^{15}\text{N}$.

7. RESULTADOS

No subsistema do rio Paraná, para os três períodos estudados, as médias das assinaturas isotópicas das fontes foram similares. Porém quando comparado os valores isotópicos dos produtores, as gramíneas apresentaram valores distintos dos demais grupos (Figura 2).

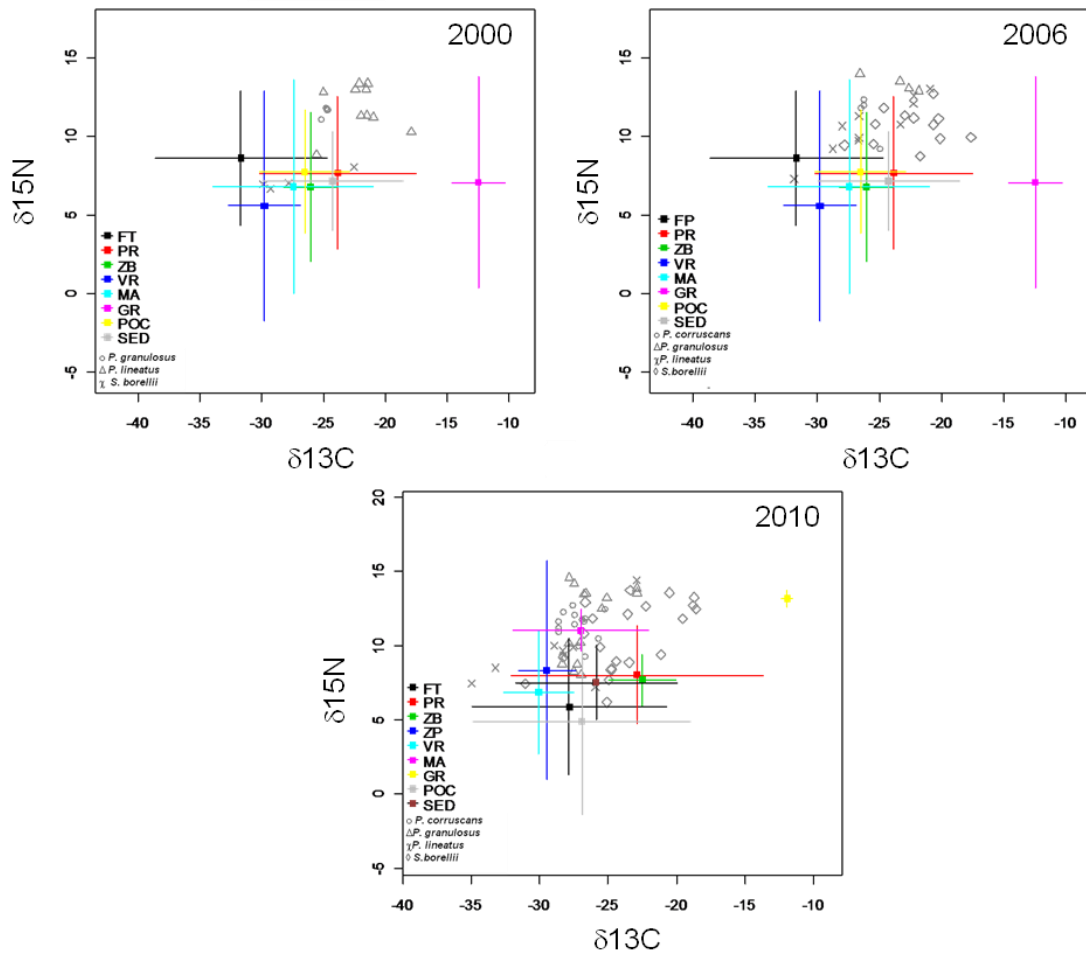


Figura 2. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das quatro espécies de peixes e de suas respectivas fontes de carbono nos três períodos estudados (2000, 2006 e 2009) no subsistema do rio Paraná. FT: fitoplâncton; PR: perífíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento.

Para *P. corruscans*, as fontes de carbono foram assimiladas em proporções diferentes. Esta espécie não foi coletada em 2000, em 2006 todas as fontes tiveram uma contribuição similar, com exceção das gramíneas (17%). Porém, em 2009, o carbono assimilado foi proveniente de três fontes principais:

macrófitas aquáticas (56%), zooplâncton (41%) e vegetação ripária (30%) (Figura 3).

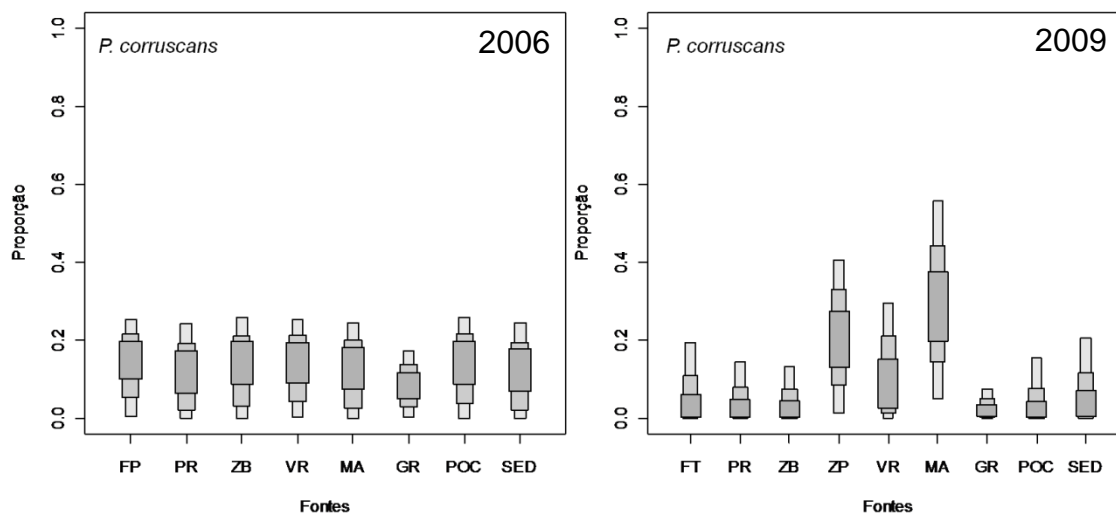


Figura 3. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *P. corruscans* no período referente ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Paraná. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C₃); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

Pterodoras granulosus explorou as fontes de formas similares para os três períodos estudados, com exceção das macrófitas (40%) e do zooplâncton (29%) para o período de 2009. Apesar de não apresentar muita diferença quando comparada às demais fontes, as gramíneas apresentaram maior contribuição para esta espécie no período de 2006, a qual assimilou até 29% desta fonte (Figura 4).

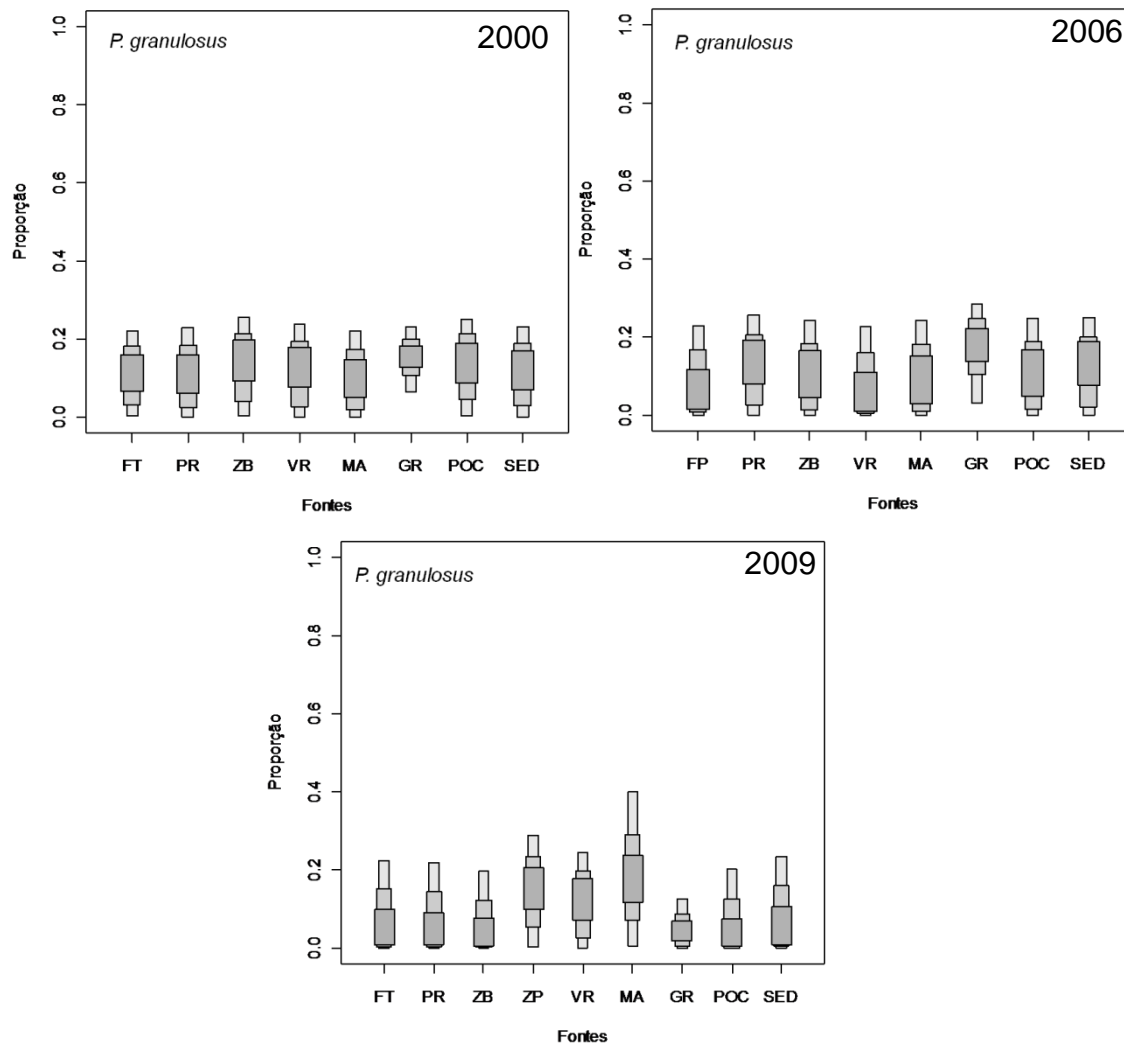


Figura 4. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *P. granulosus* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Paraná. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

Em *P. lineatus*, observou-se mudança na exploração de recursos ao longo do tempo. Em 2000, a fonte mais assimilada foi gramíneas, seguida pelo perifíton e sedimento. Em 2006 todas as fontes foram assimiladas de forma parecida, porém a que mais contribuiu foi o fitoplâncton, com até 28% da composição deste peixe; e em 2009 macrófitas aquáticas, zooplâncton e vegetação ripária foram as fontes mais assimiladas (Figura 5).

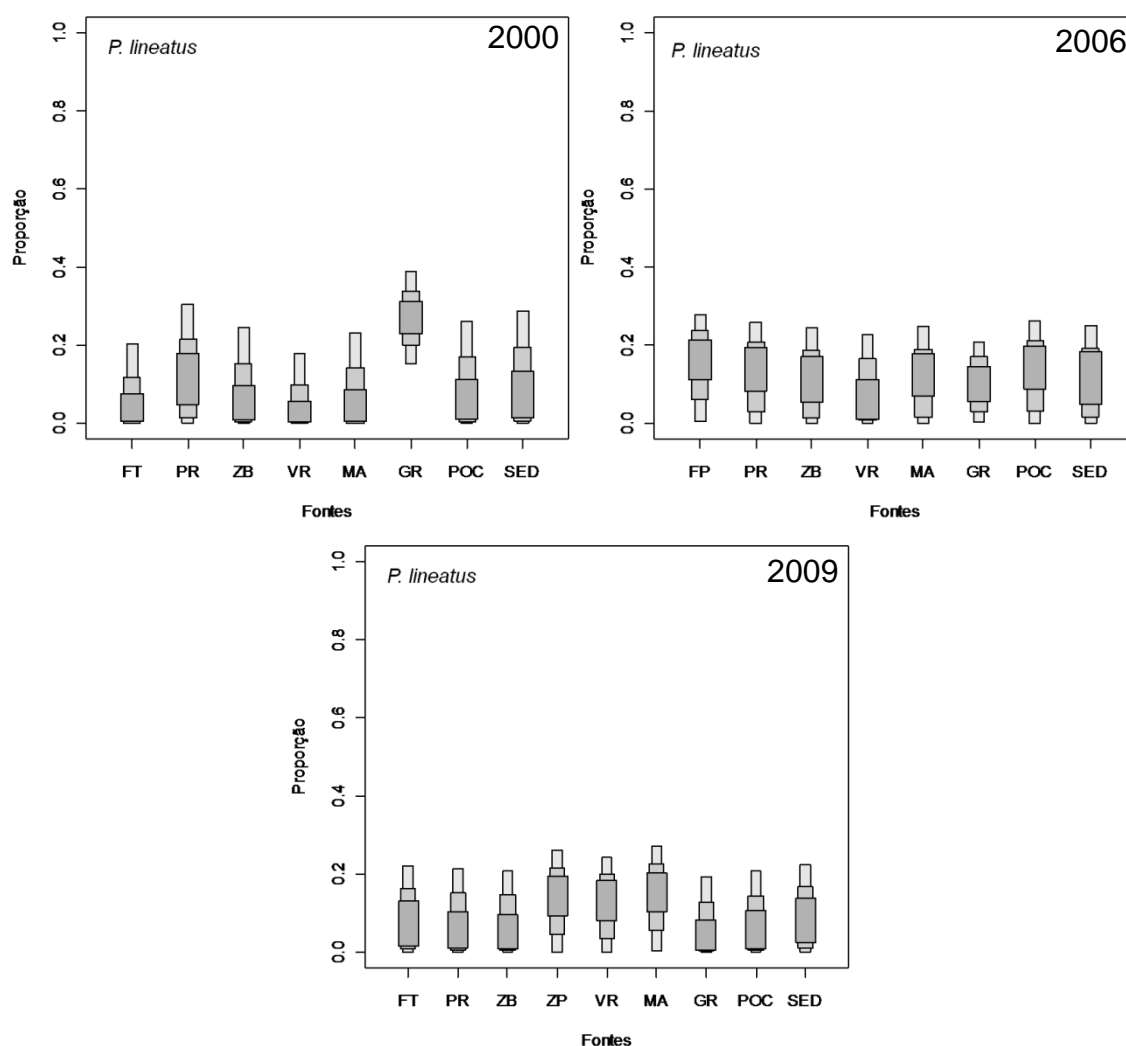


Figura 5. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *P. lineatus* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Paraná. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C₃); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

Para *S. borellii*, gramíneas foi o recurso menos assimilado em 2000 (20%), passou a ser o mais explorado em 2006 (36%) e se tornou em 2009 o segundo recurso mais assimilado (31%), sendo precedido, neste ano, pelas macrófitas aquáticas (39%). Os demais produtores foram assimilados de forma semelhante para os três períodos estudados (Figura 6).

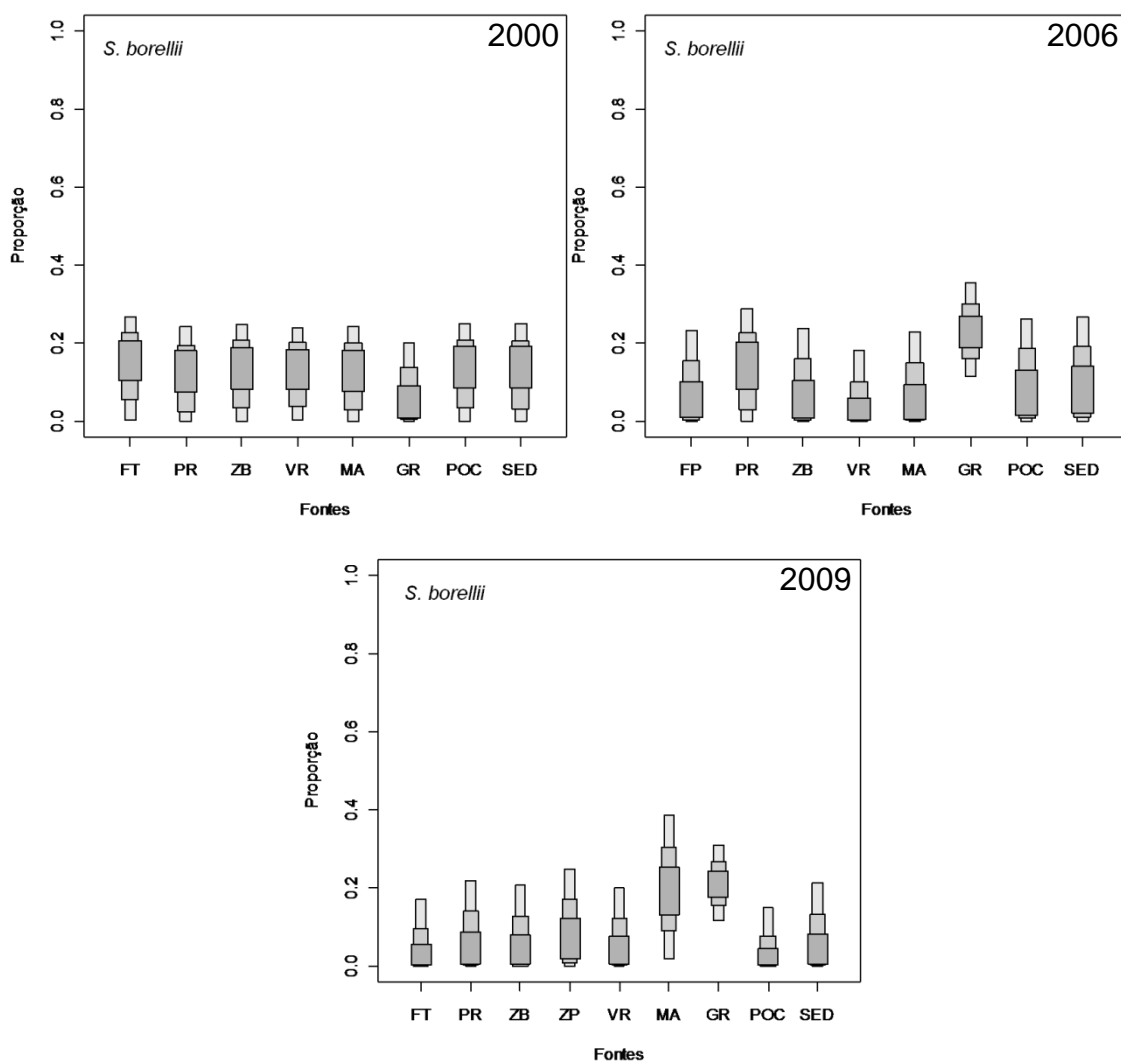


Figura 6. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *S. borellii* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Paraná. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C₃); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

O subsistema do rio Baía apresentou similaridade quanto à contribuição de cada fonte para as espécies de peixe analisadas nos diferentes períodos de estudo. O grupo das gramíneas foi a fonte que apresentou valores mais discrepantes, ocorrendo um enriquecimento isotópico ao longo do tempo de estudo (Figura 7).

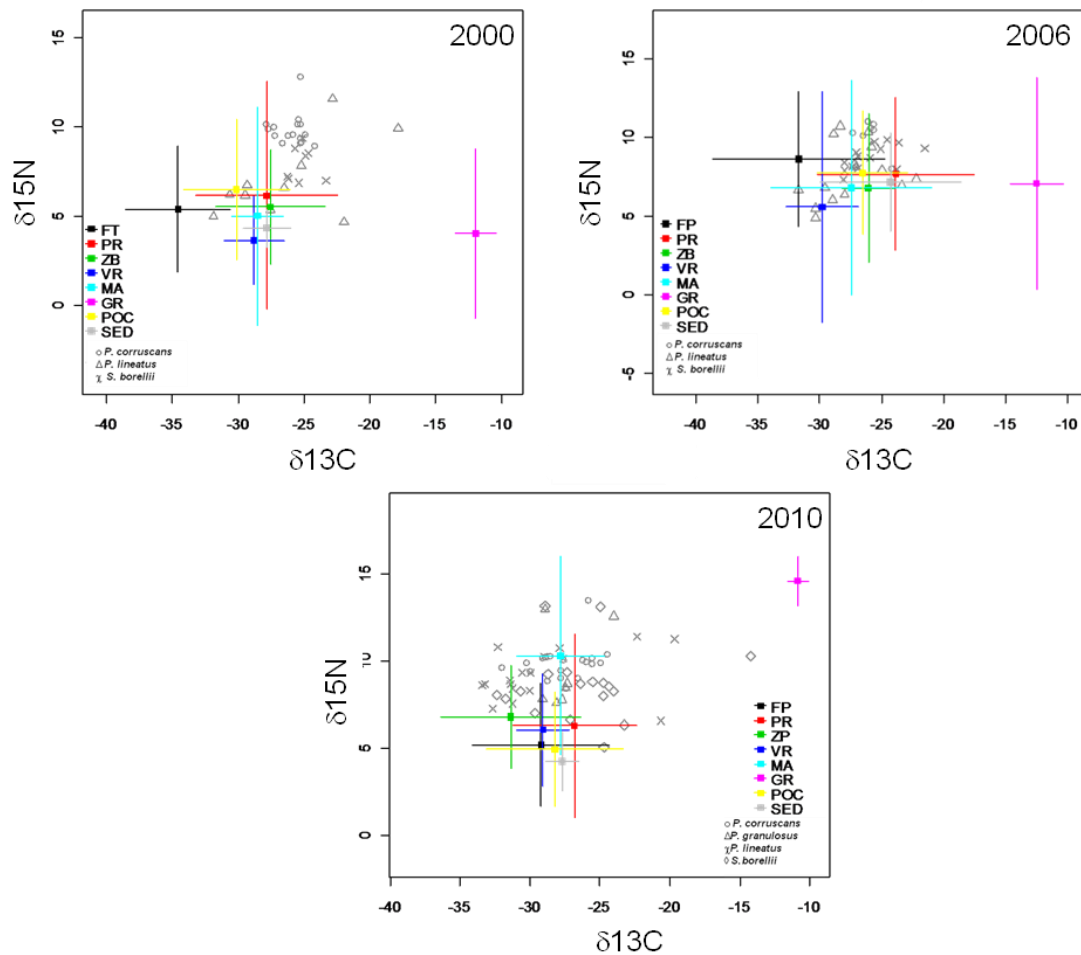


Figura 7. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das quatro espécies de peixes e de suas respectivas fontes de carbono nos três períodos estudados (2000, 2006 e 2009) no subsistema do rio Baía. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento.

Para o piscívoro *P. corruscans*, a utilização dos recursos em 2000 e 2006 foi similar. Em 2000, a fonte mais assimilada foi o perifíton, com até 29% de contribuição, seguida do POC com 28%. Em 2006, perifíton contribuiu com até 26%, sendo seguida por POC, gramínea e zoobentos com até 25% de assimilação. Em 2009, duas fontes se destacaram quanto a sua assimilação: macrófitas aquáticas e zooplâncton com até 66% e 31%, respectivamente (Figura 8).

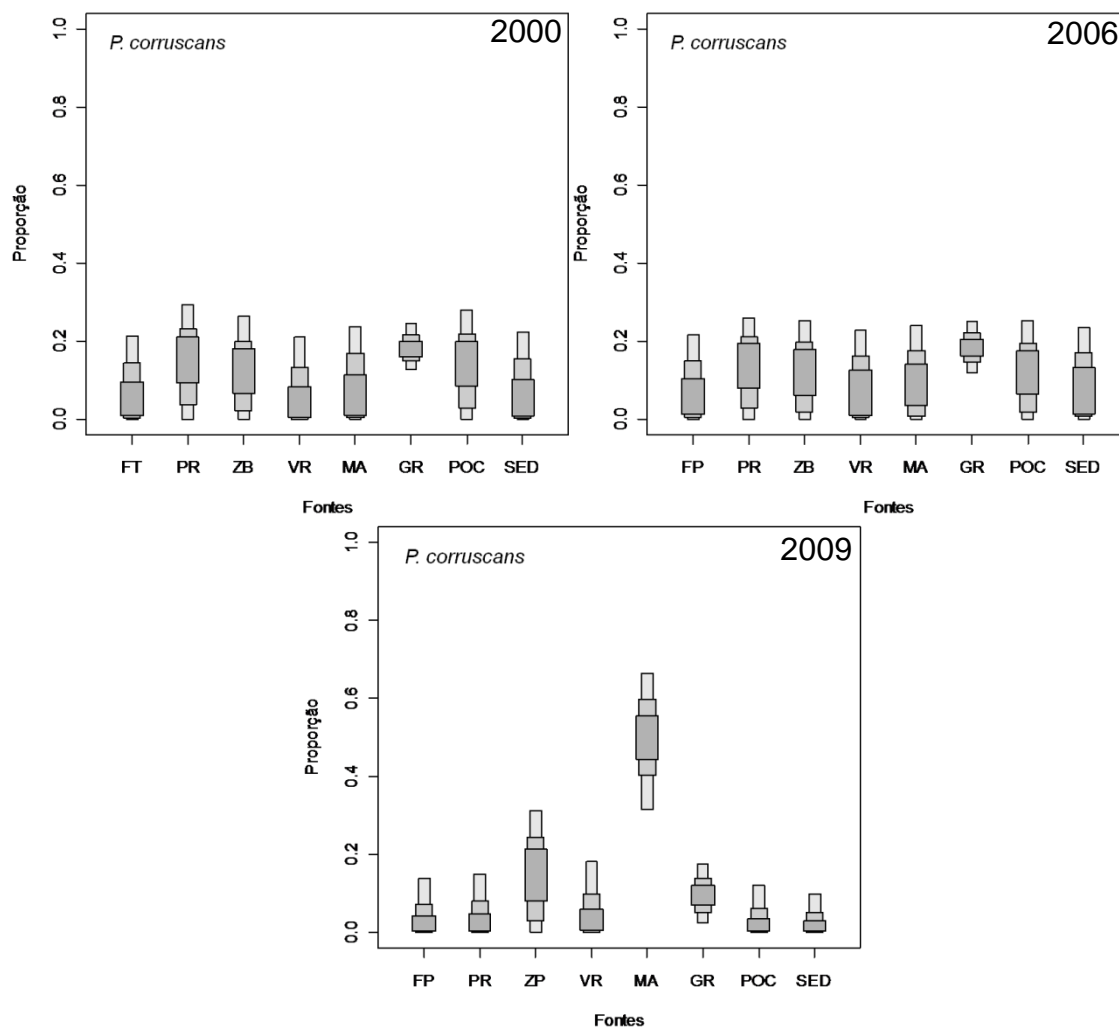


Figura 8. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono para *P. corruscans* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Baía. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C₃); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

Pterodoras granulosus foi amostrado somente em 2009 neste subsistema. A espécie utilizou de forma similar todos os produtores primários em estudo, porém a maior parte do carbono assimilado é proveniente das macrófitas aquáticas (Figura 9).

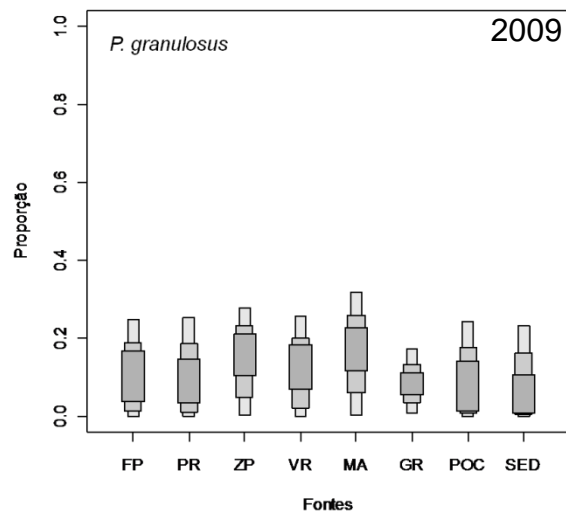


Figura 9. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *P. granulosis* no período referente ao ano de 2009 para o subsistema do rio Baía. FB: fitoplâncton; PR: perifiton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

Para *P. lineatus*, em 2000, as fontes foram assimiladas de forma equilibrada. O fitoplâncton foi a fonte primária mais assimilada no ano de 2006, e a macrófita aquática, com uma contribuição de carbono de até 59%, foi o produtor mais explorado no ano de 2009 por esta espécie (Figura 10).

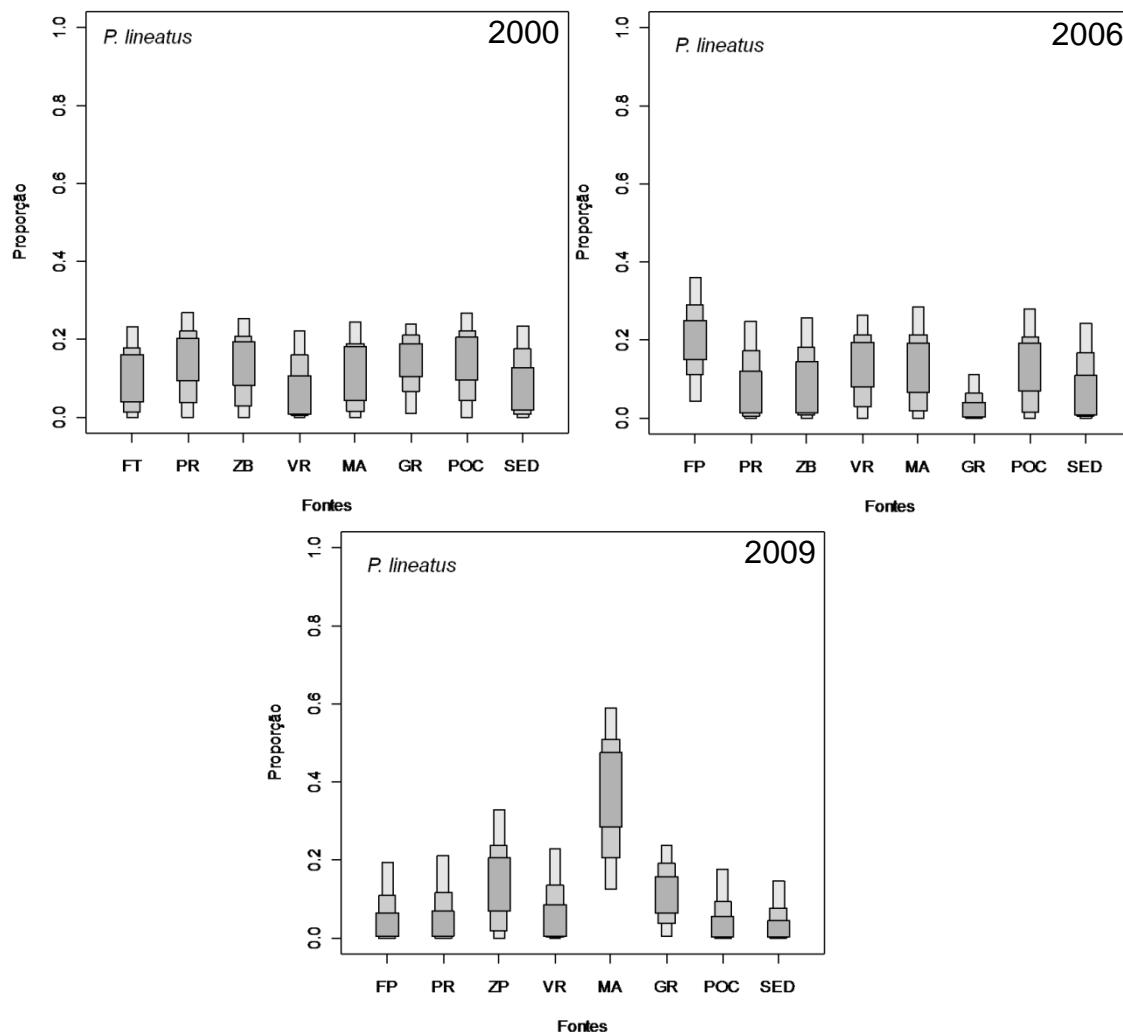


Figura 10. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *P. lineatus* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Baía. FT: fitoplâncton; PR: perífíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

Schizodon borellii apresentou proporção semelhante na assimilação das fontes autotróficas ao longo dos dois primeiros períodos estudados. Para 2000, as fontes mais assiladas foram perífíton e gramíneas com 28%, seguidos de zoobentos e POC com 27%. No segundo (2006), perífíton (28%), zoobentos (26%), gramíneas (25%) e POC (28%). No terceiro período (2009) este padrão de exploração se alterou, tendo como fonte mais assimilada as macrófitas aquáticas com até 33% de contribuição, as demais fontes foram utilizadas de forma semelhante (Figura 11).

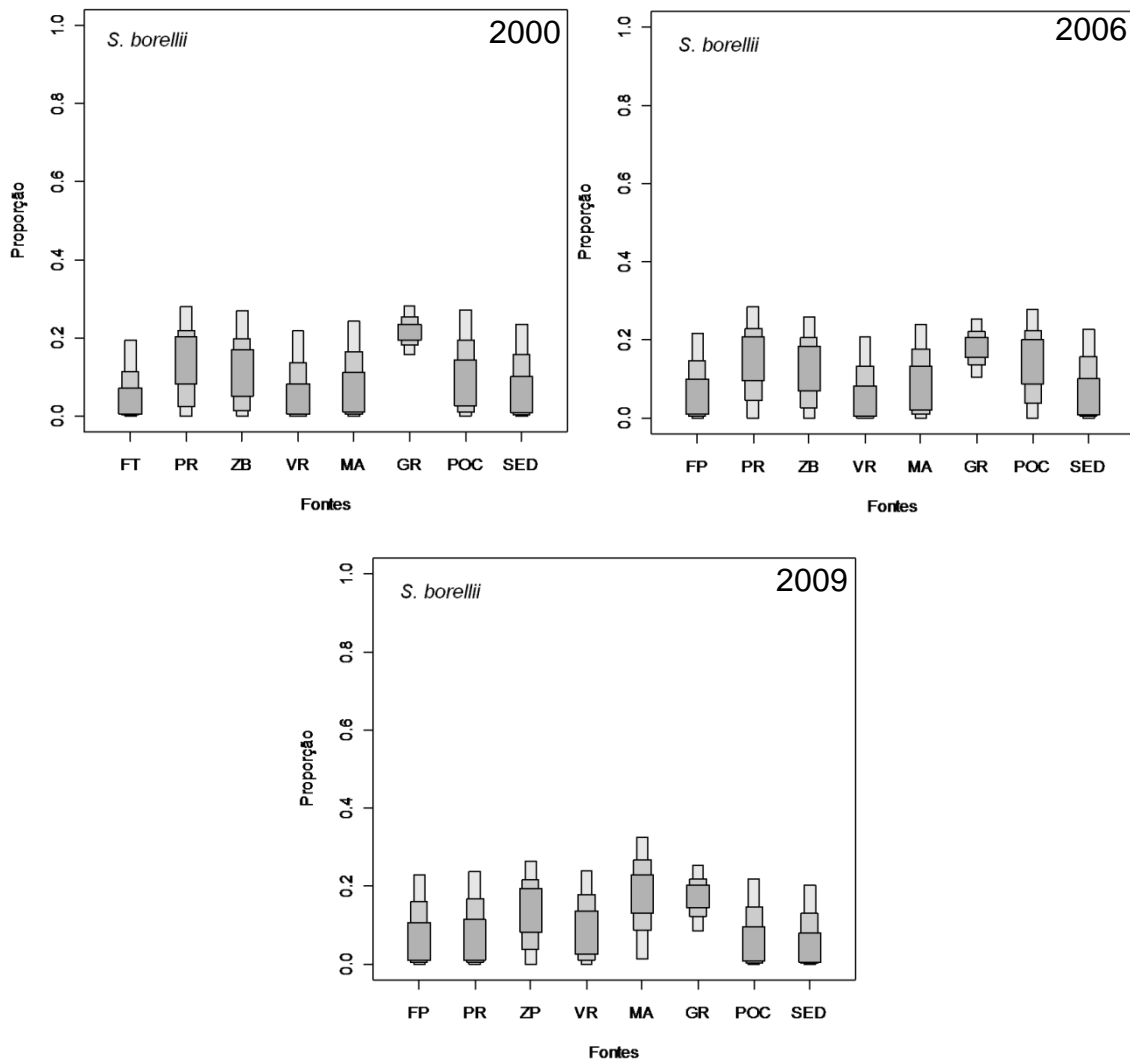


Figura 11. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *S. borellii* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Baía. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro)

Seguindo o mesmo padrão observado para os demais subsistemas, no rio Ivinhema, a fonte autotrófica gramíneas apresentou os valores mais distintos, enquanto as demais fontes apresentaram valores semelhantes (Figura 12).

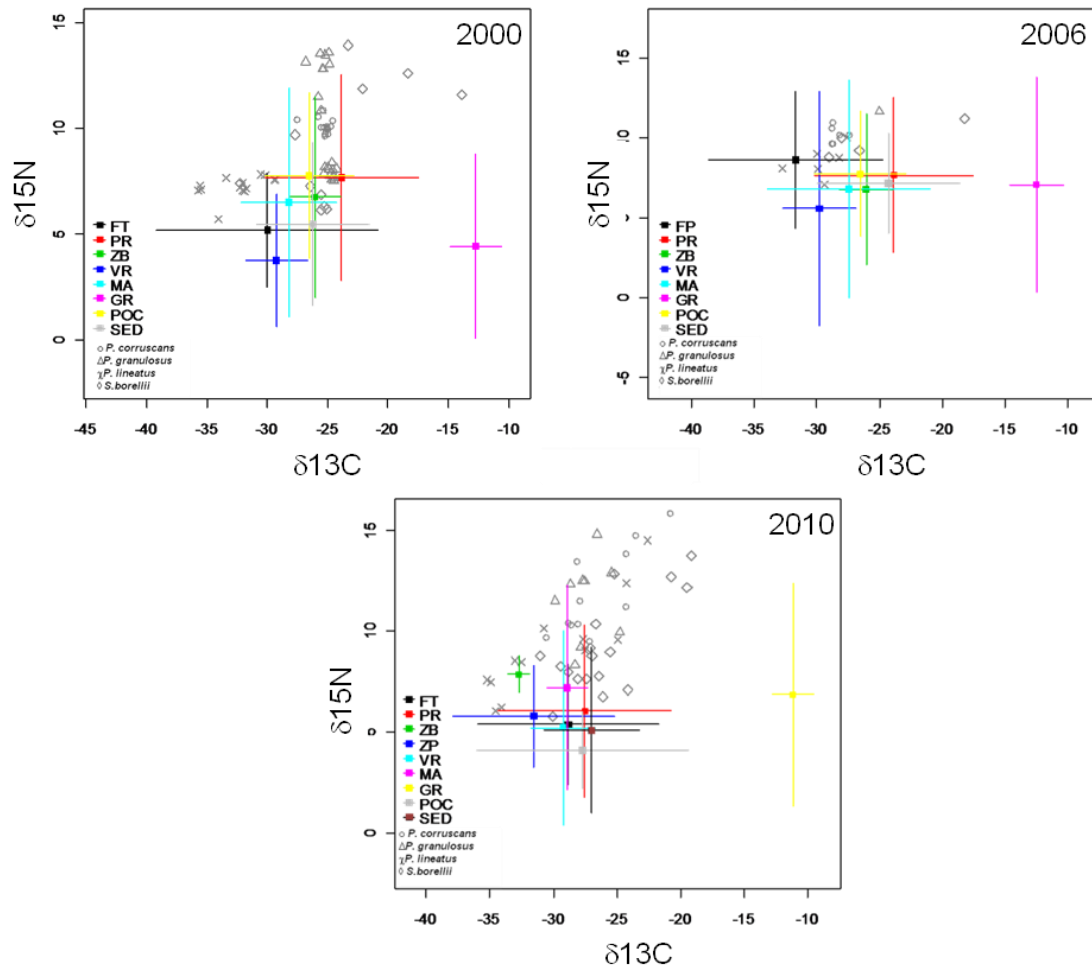


Figura 12. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das quatro espécies de peixes e de suas respectivas fontes de carbono nos três períodos estudados (2000, 2006 e 2009) no subsistema do rio Ivinhema. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento.

Neste subsistema, a espécie *P. corruscans* apresentou mudanças quanto à assimilação das fontes ao longo do período de estudo. Em 2000, as fontes mais assimiladas foram zoobentos (28%) e POC (27%), em 2006 foram vegetação ripária (34%), macrófitas aquáticas (34%) e fitoplâncton (33%), enquanto em 2009 não houve nenhuma fonte que se destacou em relação à contribuição para a espécie. (Figura 13).

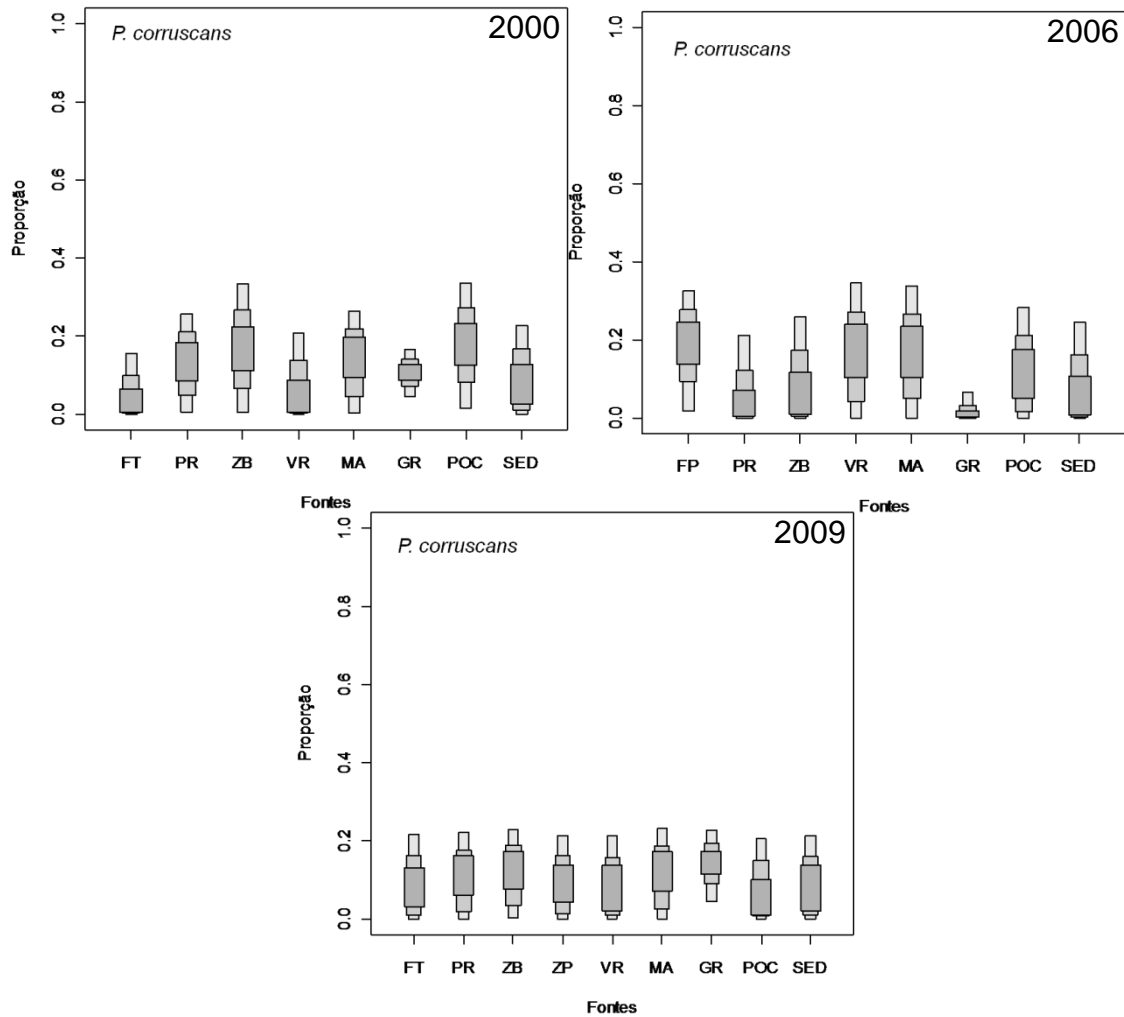


Figura 13. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *P. corruscans* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Ivinhema. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

Pterodoras granulosus apresentou uma maior assimilação de zoobentos e POC no primeiro período de estudo e nos outros dois períodos a contribuição das demais fontes foi mais homogênea, sem destaque para uma fonte específica (Figura 14).

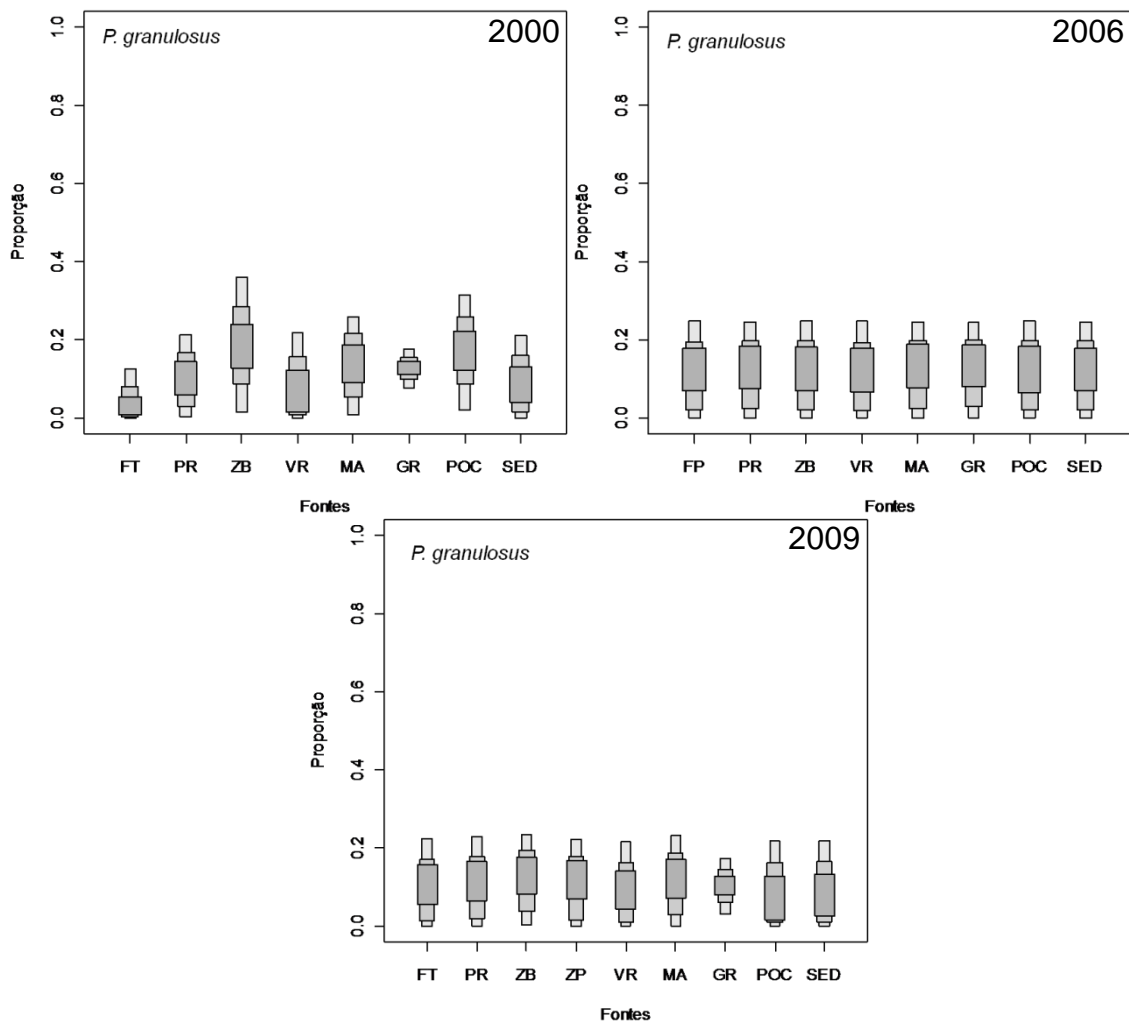


Figura 14. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *P. granulosis* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Ivinhema. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

Foi observado para *P. lineatus* que o POC (45%) foi a fonte autotrófica mais utilizada em 2000. Em 2006, as fontes mais assimiladas foram fitoplâncton, macrófitas aquáticas e POC. No último período de estudo, zoobentos e macrófitas foram as fontes mais assimiladas, com uma contribuição de até 31% e 26%, respectivamente. Destaca-se que para esta espécie, nos três períodos de estudo, gramíneas foi o recurso menos assimilado (Figura 15).

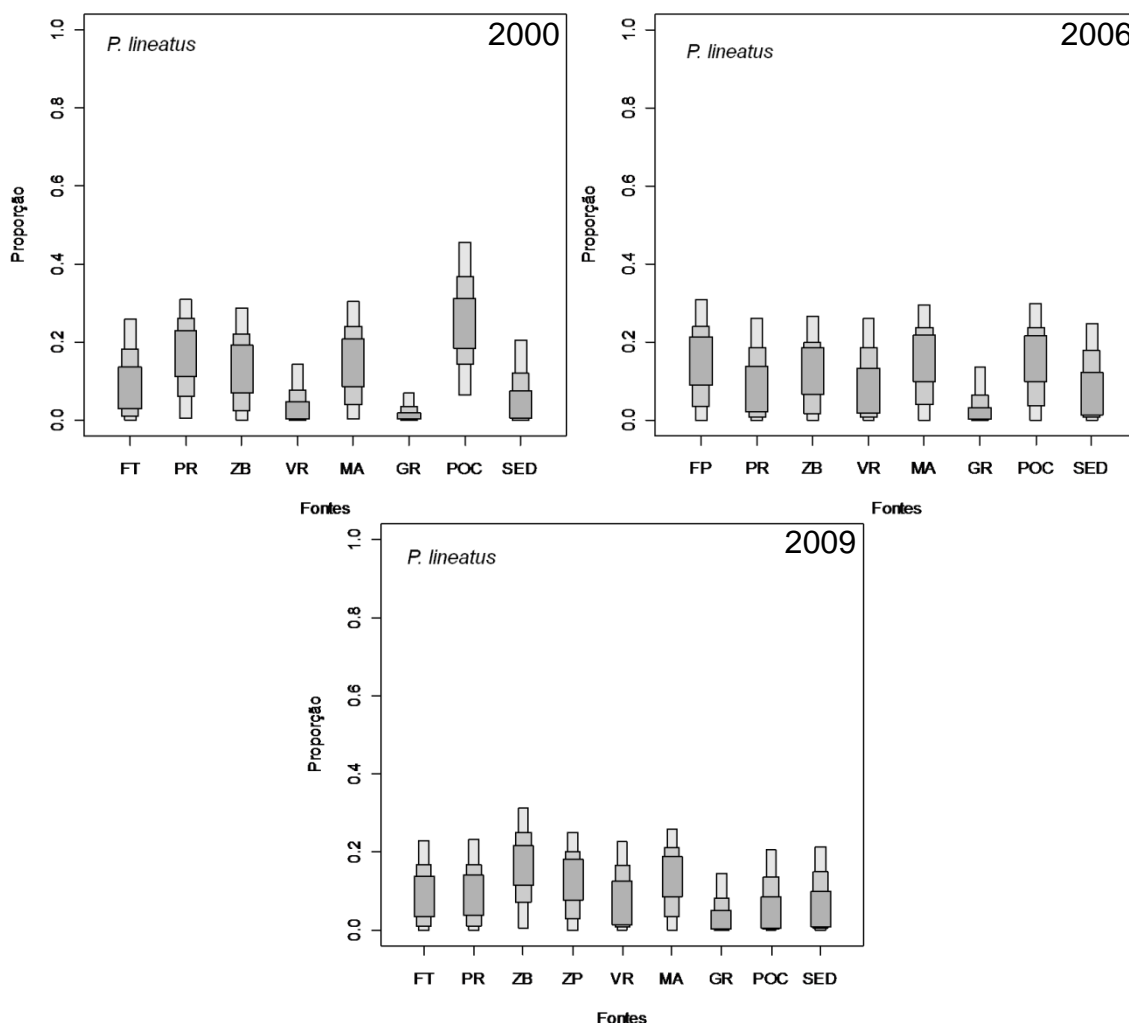


Figura 15. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *P. lineatus* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Ivinhema. FT: fitoplâncton; PR: perifiton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

As fontes mais assimiladas por *S. borelli* foram perifiton em 2000, fitoplâncton em 2006 e zoobentos em 2009 (Figura 16).

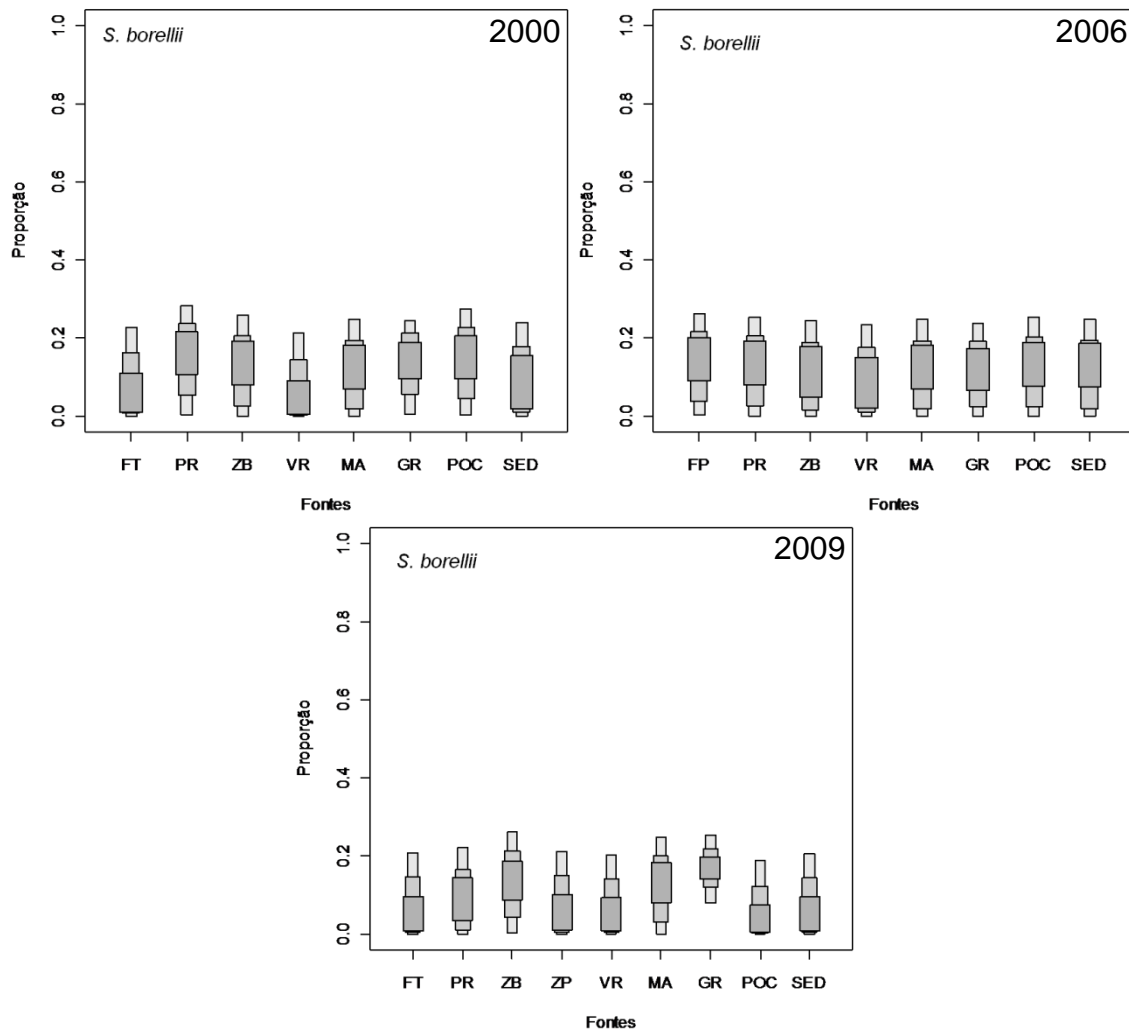


Figura 16. Proporção em porcentagem da contribuição das fontes de carbono assimiladas para *S. borellii* no período referente ao ano de 2000, ao ano de 2006 e ao ano de 2009, para o subsistema do rio Ivinhema. FT: fitoplâncton; PR: perifíton; ZB: zoobentos; ZP: zooplâncton; VR: vegetação ripária; MA: macrófita aquática (C_3); GR: gramínea; POC: carbono orgânico particulado; SED: sedimento. Os boxplots indicam o intervalo de credibilidade Bayesiano, 95% (cinza claro), 75% (cinza médio) e 50% (cinza escuro).

A posição trófica para o subsistema do rio Paraná calculada através do isótopo de nitrogênio está representada na Figura 17; nela é possível observar que os três subsistemas apresentaram variação na posição trófica das espécies. Destaca-se que no subsistema do rio Paraná, *P. lineatus* variou sua posição do quarto ao segundo nível trófico e *Schizodon borellii* tanto para o subsistema do rio Paraná quanto para o do rio Baía ocupou o primeiro e o terceiro nível trófico.

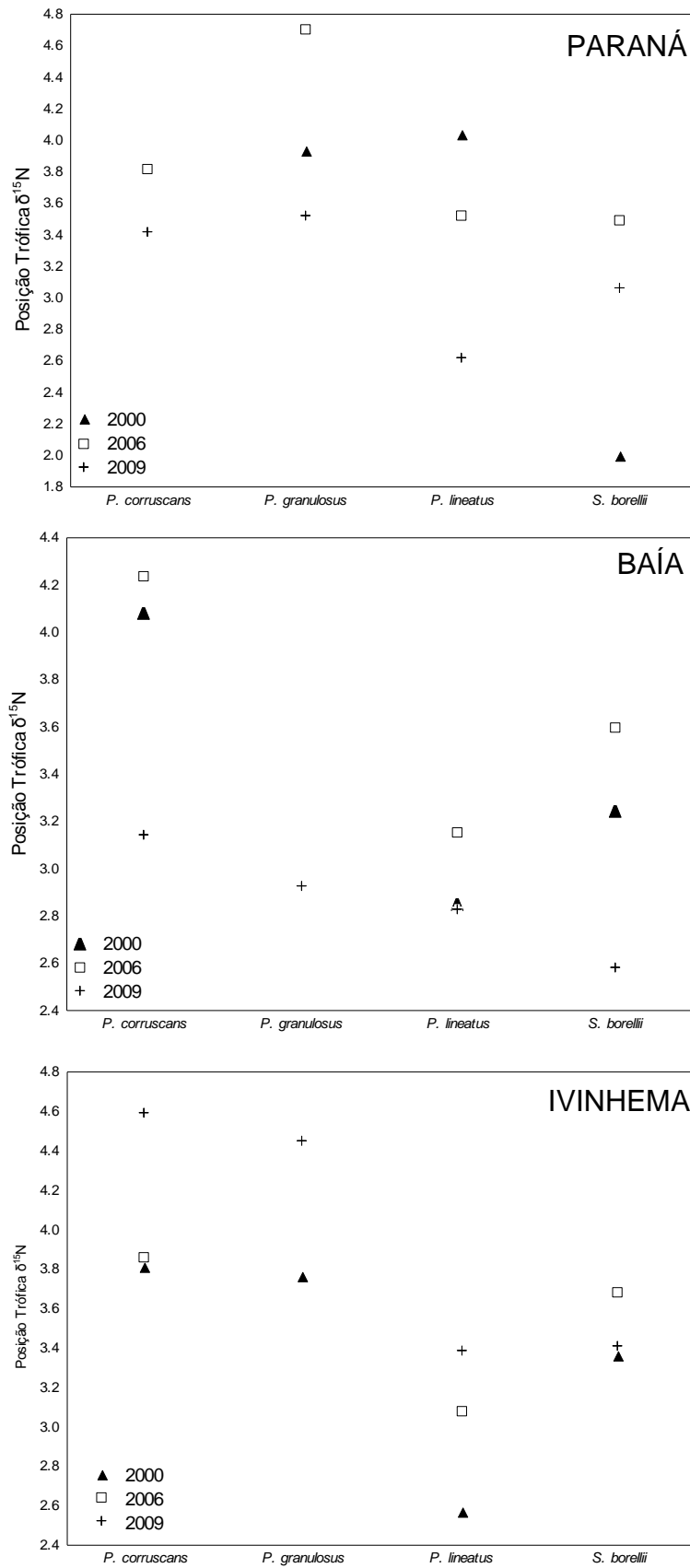


Figura 17. Posição trófica obtida do $\delta^{15}\text{N}$ das espécies analisadas nos três períodos de estudo no subsistemas analisados.

Apesar da exploração da região noroeste do estado, nenhuma das espécies estudadas ultrapassou o valor recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), para o limite máximo de tolerância para o mercúrio total em peixes, que é de 1 mg kg^{-1} para espécies predadoras e $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ para espécies não predadoras e produtos da pesca (Figura 18).

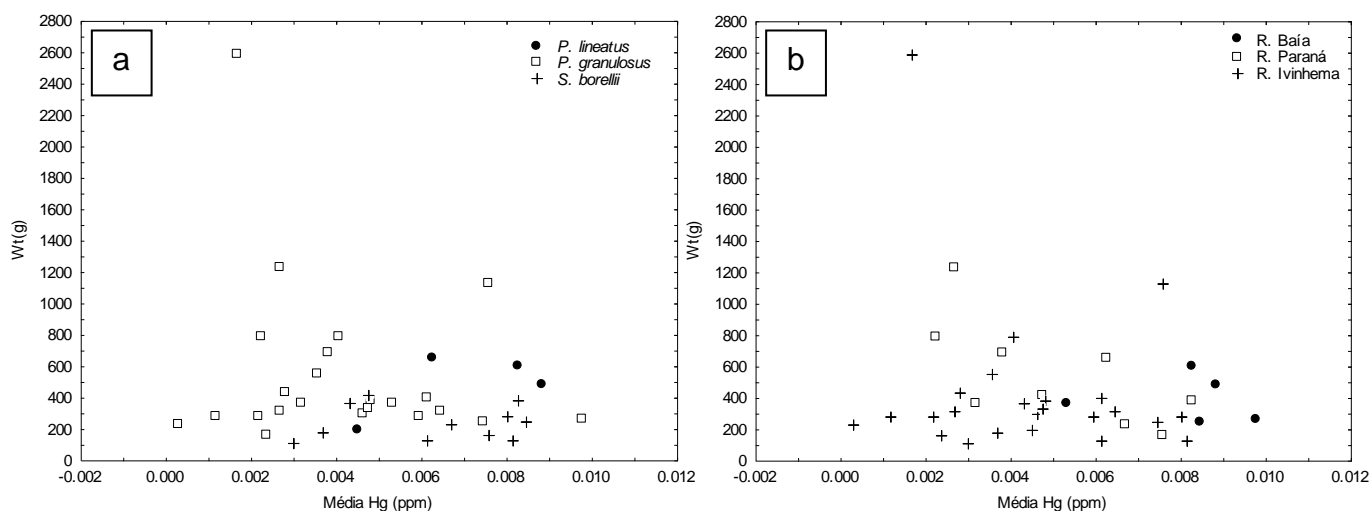


Figura 18. Valor médio de mercúrio (Hg) por peso das espécies (a) e por subsistemas (b) analisados.

A partir da regressão linear realizada para o subsistema do rio Paraná, constatou-se que não existe correlação entre os valores de mercúrio total e os valores do nitrogênio para as espécies estudadas (*P. granulosus*; $p= 0,2090$; *S. borellii*; $p=0,5266$). O fator de biomagnificação do HgT do *P. granulosus* foi de $-0,072$ e de $-0,048$ para *S. borellii*, enquanto o valor basal do HgT foi de $1,939$ e $2,352$, respectivamente (Figura 19).

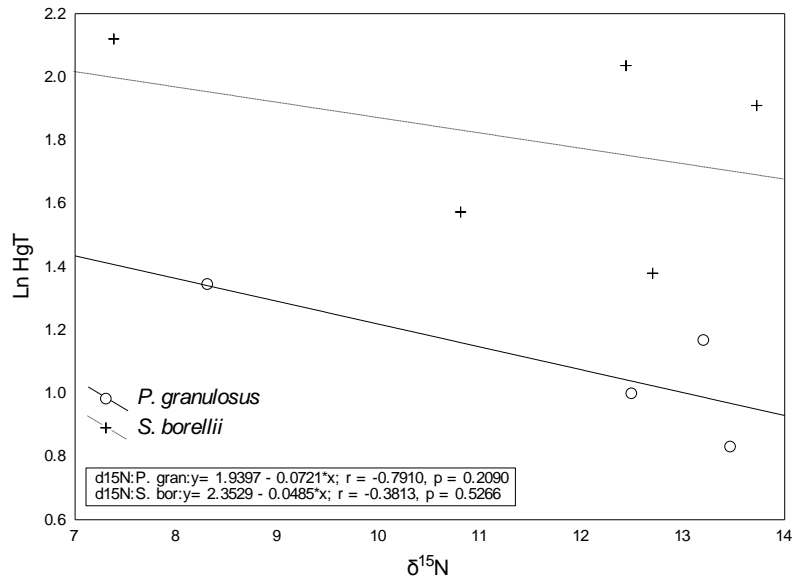


Figura 19. Correlação entre o Ln do mercúrio total (Ln HgT) e o valor do $\delta^{15}\text{N}$, para o subsistema do rio Paraná.

No subsistema do rio Baía, a regressão realizada indica uma correlação positiva entre o mercúrio e o nitrogênio, ou seja, quanto maior o valor do isótopo de nitrogênio, maior é a concentração de mercúrio total encontrado no músculo da espécie analisada, porém devido ao pequeno número de amostras analisadas, não foi possível apresentar valores de p. Os valores do fator de biomagnificação e do valor basal de HgT do *P. granulosis* para este subsistema foi de 0,121 e 0,751, enquanto *S. borellii* apresentou 0,213 e 0,288, respectivamente (Figura 20).

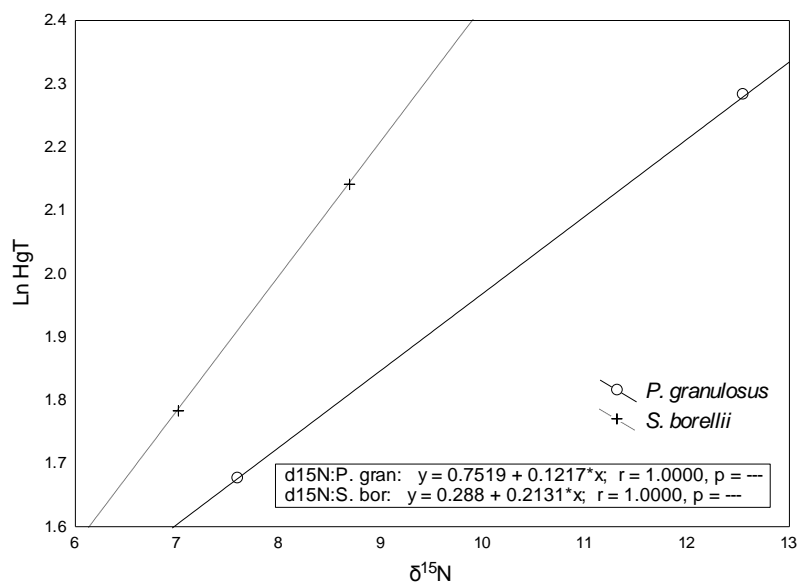


Figura 20. Correlação entre o Ln do mercúrio total (Ln HgT) e o valor do $\delta^{15}\text{N}$, para o subsistema do rio Baía.

Os valores entre o mercúrio e o isótopo estável de nitrogênio não apresentaram correlação para o subsistema do rio Ivinhema. *Schizodon borellii* tem uma tendência de correlação negativa, porém o valor do $p = 0,8247$, indicou significativamente que não existe uma correlação, apresentando valores de $-0,054$ para o fator de bioacumulação e de $2,08$ para o valor basal de HgT. Para *P. granulosus* a situação foi quase a mesma, porém a tendência foi de correlação positiva, mas a correlação também não foi significativa ($p = 0,6784$). O valor da biomagnificação foi de $0,042$, enquanto o valor basal de HgT foi de $0,966$ (Figura 21).

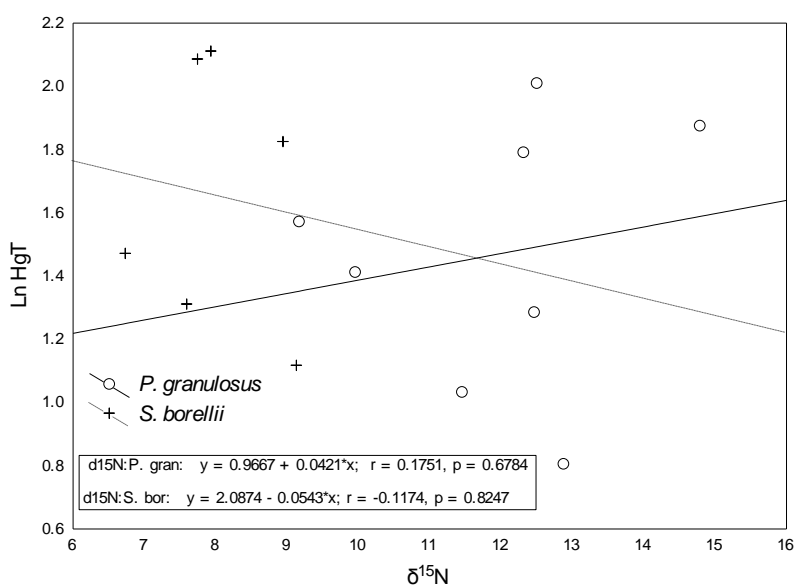


Figura 21. Correlação entre o Ln do mercúrio total (Ln HgT) e o valor do $\delta^{15}\text{N}$, para o subsistema do rio Ivinhema.

8. DISCUSSÃO

O conhecimento da estrutura e dinâmica das relações tróficas de um determinado recurso é um importante componente para elaborar efetivos planos de manejo que visem minimizar os impactos causados pela ação do homem (Bayley, 1989; Forsberg *et al.* 1993; Araújo-Lima *et al.* 1986). Os isótopos estáveis são considerados uma importante ferramenta no estudo dessa estrutura, auxiliando nos estudos de fluxos energéticos em cadeias alimentares e na ciclagem de nutrientes em ecossistemas terrestres e aquáticos (Lajtha & Michener, 1994; Pereira & Benedito, 2007).

Neste estudo foi encontrada variação isotópica do carbono e do nitrogênio para todas as espécies estudadas. Na literatura, são apontados como as principais causas desta variação: características individuais, o tamanho dos indivíduos, o fracionamento isotópico, os tipos de tecidos analisados, qualidade da dieta e o *turnover* isotópico ou taxa de reposição (Fry *et al.* 1999; Johannsson *et al.* 2001; Overman & Parrish, 2001; Smit, 2001; Post, 2002). E, independente do padrão individual, a composição isotópica pode variar de acordo com a sazonalidade e locais onde os animais exploram suas fontes de energia (Fry & Arnold, 1982; Hesslein *et al.* 1993; Smith *et al.* 1996).

A partir dos resultados obtidos para os subsistemas estudados, observou-se que fitoplâncton, gramíneas, macrófitas aquáticas, perifíton, POC e zoobentos foram as fontes de carbono mais assimiladas pelas espécies de peixes analisadas. Esse resultado é corroborado parcialmente por Forsberg *et al.* (1993), que observou que para 34 espécies de peixes da região amazônica a principal fonte de carbono foi proveniente das plantas C₃ (árvores da floresta alagada, macrófitas C₃, perifíton e fitoplâncton). Casatti *et al.* (2003) evidenciou a participação expressiva das macrófitas C₃ para *Liposarcus anisitsi* no rio Paraná e para a maioria dos peixes no Ressaco do Pau Véio, mostrando a importância deste grupo de plantas no estoque de nutrientes para os consumidores. Ela cita ainda que vegetação ripária e fitoplâncton são importantes na manutenção de espécies de peixe na planície. Hamilton *et al.* (1992), Lau *et al.* (2009) mostraram que as algas apresentaram importância trófica em contraposição à tradicional interpretação de que as cadeias alimentares de sistemas de áreas alagadas eram baseadas principalmente em detritos originários das plantas vasculares. A importância das algas na cadeia trófica em ambientes de planície de inundação foi comprovada por Araújo-Lima *et al.* (1986), Benedito-Cecílio *et al.* (2000) para a região amazônica e por Vaz *et al.* (1999), Manetta *et al.* (2003) e Lopes *et al.* (2007) para a planície de inundação do alto rio Paraná.

Em outro estudo Delong & Thorp (2006) mostraram que, no rio Mississippi, a contribuição das fontes de carbono foi menor que 10% para material terrestre, de 10 a 25% para matéria orgânica dissolvida, 26 a 40% para algas bentônicas, de 41 a 60% para detritos e maior que 60% para

partículas de alga transportadas com a matéria orgânica. Mesmo com pouca contribuição, o material terrestre se faz importante. Gilling *et al.*, (2009) apontou que a perda de vegetação ripária altera a estrutura de riachos, afetando desde a base até o topo da cadeia alimentar, March & Pringle (2003) e Brito *et al.* (2006) reforçaram esta idéia mostrando que o sombreamento causado pela vegetação ripária influencia diretamente a estrutura da cadeia.

Entretanto, os resultados relacionados ao consumo de gramíneas (C₄), apresentados neste trabalho contrariaram algumas pesquisas isotópicas realizadas no Brasil (Araújo-Lima *et al.* 1986; Forsberg *et al.* 1993; Vaz *et al.* 1999; Benedito-Cecilio *et al.* 2000; Calheiros, 2003), que relataram pouca ou nenhuma importância na participação de carbono C₄ na dieta dos peixes investigados. A baixa utilização de plantas C₄ nas dietas dos consumidores tem sido justificada por apresentarem qualidade nutricional inferior (Caswell & Reed, 1976; Caswell *et al.* 1973; Barbehenn & Bernays, 1992) e baixa digestibilidade (Clapcott & Bunn, 2003). Por outro lado, Oliveira *et al.* (2006) e Lopes *et al.* (2007), em estudos realizados na bacia amazônica e na planície de inundação do alto rio Paraná, respectivamente, mostraram que as plantas C₄ tiveram uma importante participação na contribuição de carbono para as espécies estudadas. Acredita-se que a utilização destas plantas na bacia amazônica é decorrente da maior abundância das plantas C₄ do que as plantas C₃ durante o período de elevação das águas ou a incorporação indireta através da ingestão de insetos, moluscos e camarões que habitam as plantas C₄ da área da coleta. Na planície do rio Paraná, a autora explica que a contribuição das plantas C₄ pode ter sido decorrente da utilização seletiva e direta dessas plantas pelas espécies, ou pelo uso indireto através da assimilação de organismos consumidores dessas plantas, como fungos, bactérias e invertebrados zoobentônicos.

Invertebrados bentônicos e POC contribuíram com o carbono assimilado pelas espécies estudadas. Lopes *et al.* (2007) mostrou que o zoobentos tem grande participação na alimentação de peixes detritívoros, confirmando que esses peixes são mais passíveis à ingestão e assimilação de organismos bentônicos, associado aos detritos, padrão similar evidenciado também por Fugi *et al.* (1996), Agostinho *et al.* (1997) e Hahn *et al.* (1997). Os invertebrados representam rico recurso alimentar com digestibilidade, energia e

proteínas superiores aos detritos (Bowen, 1987). Entretanto, Ahlgren (1990) demonstrou através de experimentos que peixes detritívoros são capazes de ingerir intencionalmente o detrito, que atinge grandes porcentagens na dieta quando os invertebrados encontram-se em baixa abundância.

Foi encontrada variação nos níveis tróficos para as espécies estudadas nos diferentes ambientes. Esta variação está relacionada com o hábito alimentar e consequente plasticidade na dieta de cada espécie, associado com a diversidade de alimentos disponíveis na planície de inundação, o que possibilita a variação nos itens consumidos de acordo com o ambiente. Para Benstead *et al.* (2006), a quantidade e a qualidade do alimento podem ser acentuadas entre os diferentes habitats que compõem o ecossistema.

No subsistema do rio Paraná, *P. corruscans* ocupou o terceiro nível trófico (2006 e 2009); nos demais subsistemas, variou entre o terceiro e o quarto nível. Esta variação pode ser devido às características do ambiente, visto que os subsistemas do rio Baía e Ivinhema são considerados mais complexos quando comparados ao Paraná, oferecendo maior disponibilidade de alimento e causando variação isotópica (Lopes *et al.* 2007).

Nos subsistemas do rio Paraná e Ivinhema, *P. granulatus*, onívoro, esteve no terceiro e quarto nível trófico e no rio Baía foi encontrado no segundo nível. Manteve-se nestes níveis provavelmente pela ingestão de moluscos bivalves. Segundo Takeda *et al.* (2005) há uma grande quantidade de bivalves invasores na planície de inundação do alto rio Paraná, passíveis, portanto, de consumo pela espécie. Silva *et al.* (2005) relatou que a dieta de *P. granulatus* foi composta, predominantemente, por *Corbicula fluminea* e outros moluscos no rio Paraná, entretanto, vegetais, insetos, peixes, frutos, sementes, detritos e sedimento também foram encontrados, explicando assim sua presença nesses níveis.

No subsistema do rio Paraná, a posição trófica de *P. lineatus* variou do segundo ao quarto nível trófico, enquanto esteve no segundo e terceiro nível nos demais subsistemas. Essa amplitude trófica pode ser explicada pela assimilação de detritos finamente particulados, ricos em proteínas, como os de origem animal e/ou pela ingestão seletiva de invertebrados zoobentônicos, além da assimilação de bactérias ou fungos, que podem alterar a razão isotópica (Coffin *et al.* 1989; Faria *et al.* 2007; Lopes *et al.* 2007).

O subsistema do rio Ivinhema faz parte da reserva de preservação do Parque Nacional do Ivinhema, e, desta forma, não sofre ação antrópica direta, ocasionando menos alterações de habitats. Isto, provavelmente, explica a ausência de variação dos níveis tróficos de *S. borelli*. As variações nos outros subsistemas podem estar relacionados com a dieta desta espécie que, apesar de classificada como herbívora, ingere microcrustáceos, peixes, algas e vegetal superior, preferencialmente (Hahn *et al.* 1997). Esta espécie pode ainda, como *P. lineatus*, ter assimilado bactérias e fungos da cadeia e, desta forma, ter alterado sua razão isotópica (Faria *et al.* 2007).

Estudos realizados na Amazônia mostram que 40% da emissão de mercúrio na região é proveniente da vegetação (floresta e serrapilheira) e 60% é proveniente do solo (húmus e camada de 0 a 1cm) (Michelazzo *et al.* 2007). Coelho-Souza *et al.* (2007) mostraram que o mercúrio que entra nos corpos de água se acumula nas raízes das macrófitas, principal local de formação do metilmercúrio, forma mais tóxica do mercúrio. A razão entre isótopos estáveis e alguns elementos possibilita traçar o fluxo destes elementos na cadeia alimentar até a sua deposição no tecido animal (Guiguer *et al.* 2002; Harvey & Kitchell, 2000; Post, 2002).

No presente trabalho não foi registrada biomagnificação do mercúrio nos peixes nos três subsistemas analisados. Nestes resultados, ao contrário dos encontrados na literatura, não foi observado correlação positiva entre o isótopo estável de nitrogênio e o mercúrio total. Muto *et al.* (2011) revelaram correlação positiva entre o mercúrio total e o isótopo estável de nitrogênio, indicando biomagnificação em duas teias tróficas, uma pelágica e uma bentônica. Nfon *et al.* (2009) também se depararam com a biomagnificação do mercúrio numa teia trófica pelágica no mar Báltico.

Algumas suposições podem ser levantadas sobre as diferenças encontradas entre os resultados apresentados neste trabalho com os dados da literatura: 1) tamanho da área de estudo: como o local estudado é muito grande a quantidade de mercúrio no sistema é proporcionalmente pequena, contaminando de forma pontual os organismos aquáticos; 2) a bioacumulação depende de certas características físicas e químicas do meio e do metabolismo do organismo, características estas ainda não elucidadas; 3) está ocorrendo biodiluição.

A biodiluição consiste na excreção de uma substância que sofre acumulação. Isto ocorre quando as enzimas do organismo reconhecem os metais como proteínas, e desta forma, os metais passam a fazer parte do metabolismo do organismo e são excretados (Nfon *et al.* 2009). Entretanto os trabalhos de biodiluição encontrados são referentes ao alumínio, ferro, níquel, chumbo e cádmio (Winterbourn *et al.* 2000; Campbell *et al.* 2005; Colaço *et al.* 2006; Ruangsomboona & Wongrat, 2006).

Os resultados deste estudo apontam que as hipóteses formuladas; 1) está ocorrendo bioacumulação de aportes de mercúrio; 2) estes aportes estão alterando a estruturação trófica de peixes nos três subsistemas da planície de inundação do rio Paraná (rios Baía, Ivinhema e Paraná); foram rejeitadas, pois não foram identificadas bioacumulação de mercúrio e alterações da estrutura trófica em decorrência do mesmo, e sim por uma característica do ambiente, a dinâmica natural do meio.

Por fim, considerando que todas as fontes alimentares investigadas tiveram participação com relativos graus de importância no fluxo de energia entre os peixes e os locais investigados e que atividades antrópicas têm promovido a devastação da fauna e da flora local, torna-se imprescindível a recuperação e conservação dessas fontes, para a manutenção da elevada biomassa desses peixes nos sistemas tropicais. Este trabalho analisou somente as concentrações de mercúrio nesses ambientes, porém é importante salientar que esta área sofre com variadas ações antrópicas. Desta forma, os subsistemas analisados podem estar contaminados por outros tipos de poluentes não abordados neste estudo, recomendando-se, desta maneira, mais estudos focados nesta área.

9. REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; GOMES, L. C.; OKADA, E. K. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, v. 26, n. 1, p. 79-90, 1993.

AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. *A planície alagável do alto rio Paraná: Importância e preservação* (Upper Paraná River floodplain: Importance and Preservation). Maringá-PR., EDUEM, p. 100, 1996.

AGOSTINHO, A. A. *Qualidade dos habitats e perspectivas para a conservação*. In: VAZOLLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds) *A planície de inundação do rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM/NUPELIA, Maringá, p. 455 – 460, 1997.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM, p. 501, 2007.

AHLGREN, M. O. *Diet selection and the contribution of detritus to the diet of the juvenile white sucker (Catostomus commersoni)*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. v. 47, p. 41 – 48, 1990.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; VICTORIA, R.; MARTINELLI, L. A. *Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon*. *Science*. v. 234, p. 1256 – 1258, 1986.

ATWELL, L.; HOBSON, K. A.; WELCH, H. E. *Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable*

nitrogen isotope analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. v. 55, n. 5, p. 1114 – 1121, 1998.

BARBEHENN, R. V.; BERNAYS, E. A. *Relative nutritional quality of C₃ and C₄ grasses for a graminivorous lepidopteran, Paratrytone melane (Hesperiidae)*. Oecologia. v. 92, p. 97 – 103, 1992.

BASTOS, W. R.; ALMEIDA, R.; DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C. *Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon)*. Ecotoxicology. v. 16, n. 03, p. 341 – 346, 2007.

BAYEN, S.; WURL, O.; KARUPPIAH, S.; SIVASOTHI, N.; LEE, H. K.; OBBARD, J. P. *Persistent organic pollutants in mangrove food webs in singapore*. Chemosphere. v. 61, p. 303 – 11, 2005.

BAYLEY, P. B. *Aquatic environments in the Amazon Basin, with an analysis of carbon sources, fish production, and yield*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. v. 106, p. 399 – 408, 1989.

BENEDITO-CECILIO, E. *Dominância, uso do ambiente e associações interespecíficas na ictiofauna do reservatório de Itaipu e alterações decorrentes do represamento*. 1994. 173p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.

BENEDITO-CECILIO, E.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; BITTENCOURT, M. M.; MARTINELLI, L. A. *Carbon sources of Amazonian fisheries*. Fisheries Management of Ecology. v. 7, p. 305 – 315, 2000.

BENEDITO-CECILIO, E.; LOPES, C. A.; MANETTA, G. I.; GIMENES, M. F.; FARIA, A. C. E. A.; DOURADO, E. C. S.; PINHEIRO, R. P.; MARTINELLI, L. A. *Trophic structure of the fish assemblage in the floodplain of the upper Paraná river: stable isotopes*. In: AGOSTINHO, A. A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L. C.;

THOMAZ, S. M.; MIRANDA, L. E. (eds) The Upper Paraná River floodplain long term ecological research. EDUEM, Maringá, p. 145 – 149, 2003.

BENSTEAD, J. P.; MARCH, J. G.; FRY, B.; EWEL, K. C.; PRINGLE, C. M. *Testing isosource: stable analysis of a tropical fishery with diverse organic matter sources*. Ecology. v. 87, n. 2, p. 326 – 333, 2006.

BODALY, R. A.; RUDD, J. W. M.; FUDGE, R. J. P.; KELLY, C. A. *A relationship between mercury concentration in fish and lake size in remote Canadian Shield lakes*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. v. 50, p. 980 – 987, 1993.

BORGA, K.; FISK, A. T.; HOEKSTRA, P. F.; MUIR, D. C. G. *Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs*. Environmental Toxicology and Chemistry. v. 23, n. 10, p. 2367 – 2385, 2004.

BOWEN, S. H. *Composition and nutritional value of detritus*. In: MORIARTY, D. J. W.; PULLIN, R. S. V. (eds) Detritus and microbial ecology in aquaculture. International Centre for Living Aquatic Resources Management Conference Proceedings. p. 192 – 216, 1987.

BRITO, E. F.; MOULTON, T. P.; SOUZA, M. L.; BUNN, S. E. *Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil*. Austral Ecology. v. 31, p. 623 – 633, 2006.

BRUGGEMAN, W. A.; OPPERHUIZEN, A.; WIJBENGA, A.; HUTZINGER, O. *Bioaccumulation of super-lipophilic chemicals in fish*. Toxicological and Environmental Chemistry, v. 7, n. 3, p. 173 – 189, 1984.

BURREAU, S.; ZEBÜHR, Y.; BROMAN, D.; ISHAQ, R. *Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenylethers (PBDEs)*

studied in pike (Esox lucius), perch (Perca fluviatilis) and roach (Rutilus rutilus) from the Baltic Sea. Chemosphere. v. 55, p. 1043 – 52, 2004.

CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. *Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. Nature, v. 372, p. 255 – 257, 1994.*

CALHEIROS, D. F. 2003. *Influência do pulso de inundação na composição isotópica ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) das fontes primárias de energia na planície de inundação do rio Paraguai (Pantanal - MS). 2003. 186p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.*

CAMPBELL, L. M.; NORSTROM, R. J.; HOBSON, K. A.; MUIR, D. C. G.; BACKUS, S.; FISK, A. T. *Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Bafin Bay). Science of the Total Environment. p. 351–352 : 247 – 63, 2005a.*

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. *Vegetação. In: VAZZOLER, A. E. A. M; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds) A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM, Maringá, p. 331 – 342, 1997.*

CAQUET, T. *Use of carbon and nitrogen stable isotopes ratios to assess the effects of environmental contaminants on aquatic food webs. Environmental Pollution, v. 141, p. 54 – 59, 2006.*

CARDOSO, T. P.; MÁRSICO, E. T.; MEDEIROS, R. J.; TORTELLY, R.; SOBREIRO, L. G.; *Concentração de mercúrio e análise histopatológica em músculo, rim e cérebro de peixe-espada (Trichiurus lepturus) coletados na praia de Itaipu, Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. Ciência Rural. v. 39, n. 2, p. 540-546, 2009.*

CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. *Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil*. Brazilian Journal of Biology. v. 63, n. 2, p. 213 – 222, 2003.

CASTILHOS, Z. C.; BIDONE, E. D. *Mercury biomagnification in the ichthyofauna of the Tapajós River Region, Amazonia, Brazil*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. v.64, n.3, p.630 – 38, 2000.

CASWELL, H.; REED, F.; STEPHENSON, S. N.; WERNER, P. A. *Photosynthetic pathways and selective herbivory: A hypothesis*. The American Naturalist. v. 107, n. 956, p. 465 – 480, 1973.

CASWELL, H.; REED, F. *Plant-herbivore interactions: the indigestibility of C₄ bundle sheath cells by grasshoppers*. Oecologia. v. 26, n. 2, p. 1432 – 1439, 1976.

CLAPCOTT, J.; BUNN, S. E. *Can C₄ plants contribute to aquatic food webs of subtropical streams?* Freshwater Biology. v. 48, p. 1105 – 1116, 2003.

COELHO-SOUZA, S. A.; MIRANDA, M. R.; GUIMARÃES, R. D.; *A importância das macrófitas aquáticas no ciclo do mercúrio na bacia do rio Tapajós (PA)*. Oecologia Brasiliensis. v. 11, n. 2, p. 252 – 263, 2007.

COFFIN, R. B.; FRY, B.; PETERSON, B. J.; WRIGHT, R. T. *Carbon isotope composition of estuarine bacteria*. Limnology and Oceanography. v. 34, p. 1305 – 1310, 1989.

COLAÇO, A.; BUSTAMANTE, P.; FOUQUET, Y.; SARRADIN, P. M.; SERRÃO-SANTOS, R. *Bioaccumulation of Hg, Cu, and Zn in the Azores triple junction hydrothermal vent fields food web*. Chemosphere. v. 65, p. 2260 – 2267, 2006.

CRISPIM, J. F. *Alterações na hidrologia do canal após a construção do reservatório engenheiro Sérgio Motta (represa de Porto Primavera) rio Paraná*.

Maringá. 2001. 25p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2001.

DIAS, A. C. L.; GUIMARÃES, J. R. D.; MALM, O.; COSTA, P. A. S.; *Mercúrio total em músculo de cação Prionace glauca (Linnaeus, 1758) e de espadarte Xiphias gladius Linnaeus, 1758, na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública. Cadernos de Saúde Pública, v. 24, n. 9, p. 2063 – 2070, 2008.*

DELONG, M. D.; THORP, J. H. *Significance of instream autotrophs in trophic dynamics of the Upper Mississippi River. Oecologia, v. 147, p. 76 – 85, 2006.*

DESTA, Z.; BORGSTROM, R.; ROSSELAND, B. O.; GEBRE-MARIAM, Z. *Major difference in mercury concentrations of the African big barb, Barbus intermedius (R.) due to shifts in trophic position. Ecology of Freshwater Fish. v. 15, p. 532 – 543, 2006.*

DOMI, N.; BOUQUEGNEAU, J. M.; DAS, K. *Feeding ecology of five commercial shark species of the Celtic Sea through stable isotope and trace metal analysis. Marine Environmental Research. v. 60, p. 551 – 569, 2005.*

FAIR, J. M.; HEIKOOP, J. M. *Stable isotope dynamics of nitrogen sewage effluent uptake in a semi-arid wetland. Environmental Pollution. v. 140, p. 500 – 505, 2006.*

FARIA, A. C. E. A. *Fontes de energia, posição trófica e digestibilidade de peixes de diferentes níveis tróficos da planície de inundação do alto rio Paraná. 2007. 58p. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.*

FISK, A. T.; HOEKSTRA, P. F.; BORGÅ, K.; MUIR, D. C. G. *Biomagnification. Marine Pollution Bulletin, v. 46, n. 4, p. 522-524, 2003.*

FORSBERG, B. R.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L. ; BONASSI, J. A. *Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon*. Ecology. v. 74, p. 643 – 652, 1993.

FRY, B.; ARNOLD, C. *Rapid $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ turnover during growth of brow shrimp (*Penaeus aztecus*)*. Oecologia, v. 54, p. 200 – 204, 1982.

FRY, B. *Using stable isotopes to monitor watershed influences on aquatic trophodynamics*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. v. 56, p. 2167 – 2171, 1999.

FUGI, R.; HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A. *Feeding styles of five species of bottom-feeding fishes of the high Paraná river*. Environmental Biology of Fisheries. v. 46, n. 3, p. 297 – 307, 1996.

GILLING, D.; REICH, P.; THOMPSON, R. *Loss of riparian vegetation alters the ecosystem role of a freshwater crayfish (*Cherax destructor*) in an Australian intermittent lowland stream*. Journal of the North American Benthological Society. v. 28, n. 3, p. 626 – 637, 2009.

GUIGUER, K. R. R. A.; REIST, J. D.; POWE, M.; BABALUK, J. A. *Using stable isotopes to confirm the trophic ecology of Artic charr morphotypes from Lake Hazen, Nunavut, Canada*. Journal of Fish Biology. v. 60, p. 348 – 362, 2002.

GUSTIN, M. S.; SAITO, L.; PEACOCK, M. *Anthropogenic impacts on mercury concentrations and nitrogen and carbon isotope ratios in fish muscle tissue of the Truckee River watershed, Nevada, USA*. Science of the Total Environment, v. 347, n. 1-3, p. 282 – 294, 2005.

HALL, B. D.; BODALY, R. A.; FUDGE, R. J. P.; RUDD, J. W. M.; ROSENBERG, D. M. *Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish*. Water, Air, & Soil Pollution. v. 100, p. 13-24, 1997.

HAHN, N. S.; ANDRIAN, I. F.; FUGI, R.; ALMEIDA, V. L. L.; *Ecologia trófica*. In: VAZOLLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds) A planície de inundação do rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM/NUPELIA, Maringá. p. 209 – 228, 1997.

HAMILTON, S. K.; LEWIS, Jr. W. M.; SIPPEL, S. J. *Energy sources for aquatic animals in the Orinoco River floodplain: evidence from stable isotopes*. Oecologia. v. 89, p. 324 – 330, 1992.

HARVERY, C. J.; KITCHELL, J. F. *A Stable isotope evaluation of the structure and spatial heterogeneity of a Lake Superior food web*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 57, p. 1395-1403, 2000.

HESSLEIN, R. H.; HALLARD, K. A.; RALAL, P. *Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad white-fish (Coregonus nasus) in response to a change in diet traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$* . Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. v. 50, p. 2071 – 2076, 1993.

JEPSEN, D. B.; WINEMILLER, K. O. *Structure of Tropical River Food Webs Revealed by Stable Isotope Ratios*. Oikos. v. 96, p. 46 – 55, 2002.

JOHANNSON, O. E.; LAGGETT, M. F.; RUDSTAM, L. G.; SERVOS, M. R.; ALL MOHAMMADIAN, M.; GAL, G.; DERMOTT, R. M.; HESSLEIN, R. H. *Diet of Mysis relicta in Lake Ontario as revealed by stable isotope and gut content analysis*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. v.58, p. 1975 – 1986, 2001.

LAJTHA, K.; MICHENER, R. H. *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 1994.

LANGOWSKI, E. *Queima da cana: uma prática usada e abusada*. Apromac. p. 1 – 15, 2007.

LAU, D. C.; LEUNG, K. M. Y.; DUDGEON, D. *What does stable isotope analysis reveal about trophic relationships and the relative importance of allochthonous and autochthonous resources in tropical streams? A synthetic study from Hong Kong. Freshwater Biology*, v. 54, p. 127-141, 2009.

LOPES, C. A. *Estrutura trófica dos peixes exploradores de fundo na planície de inundação do alto rio Paraná: fontes de energia e posição trófica*. 2007. 58p. Tese (Doutorado em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos Continentais) Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

MANETTA, G. I.; BENEDITO-CECILIO, E.; MARTINELLI, L. A. *Carbon sources and trophic position of the main species of fishes of Baía river, Paraná river floodplain, Brazil. Brazilian Journal of Biology*. v. 63, n. 2, p. 283 – 290, 2003.

MARCH, J. G.; PRINGLE, C. M. *Food web structure and basal resource utilization along a tropical island stream continuum, Puerto Rico. Biotropica*. v. 35, p. 84 – 93, 2003.

MCCUTCHAN, Jr. J. H.; LEWIS, Jr. W. M.; KENDALL, C; McGRATH, C. C. *Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. Oikos*, v. 102, p. 378 – 390, 2003.

McINTYRE, J. K.; BEAUCHAMP, D. A. *Age and trophic position dominate bioaccumulation of mercury and organochlorines in the food web of Lake Washington. Science of the Total Environment*. v. 372, p. 571–584, 2007.

MICHELAZZO, P. A. M. *Emissões de mercúrio originárias da combustão de biomassa da floresta Amazônica e da cana-de-açúcar*. 2007. 121p. Tese (Doutorado em Ciências), Instituto de Química, Universidade de Campinas, Campinas, Brasil, 2007.

MONTANHER, O. C.; CREMON, E. H.; SOUZA FILHO, E. E. *A relação entre o meio físico e o avanço da cana-de-açúcar no noroeste do paraná, abordagem*

com técnicas de geoprocessamento. Revista Geográfica Acadêmica. v.4, n.1, p. 20 – 31, 2010.

MUTO, E. Y. ; SOARES, L. S. H. ; SARKIS, J. E. S. ; HORTELLANI, M. A. ; PETTI, M. A. VARELA ; CORBISIER, T. N. *Biomagnificação de mercúrio na teia trófica marinha da Baixada Santista (SP)*. In: 3o Simpósio Brasileiro de Oceanografia, 2011, Santos. 3o Simpósio Brasileiro de Oceanografia. São Paulo, 2011. v. 1.

NFON, E.; COUSINS, I. T.; BROMAN, D. *Biomagnification of organic pollutants in benthic and pelagic marine food chains from the Baltic Sea*. Science of Total Environment. v. 397, p. 190 – 204, 2008.

NFON, E.; COUSINS, I. T.; JÄRVINEN, O.; MUKHERJEE, A. B.; VERTA, M.; BROMAN, D. *Trophodynamics of mercury and other trace elements in a pelagic food chain from the Baltic Sea*. Science of the Total Environment. v. 407, p. 6267 – 6274, 2009.

OLIVEIRA, A. C.; SOARES, M. G. M.; MARTINELLI, L. A.; MOREIRA, M. Z. *Carbon sources of fish in an Amazonian floodplain lake*. Aquatic Science. v. 68, p. 229 – 238, 2006.

OVERMAN, N. C.; PARRISH, D. L. *Stable isotope composition of walleye: ¹⁵N accumulation with age and area-specific differences in ¹³C*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. v. 58, p. 1253-1260, 2001.

PARNELL, A. C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L. *Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation*. PLoS ONE 5. v. 3, p. 1 – 5, 2010.

PEREIRA, A. L.; BENEDITO-CECILIO, E. *Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas*. Revista de Biociências, Taubaté. v.13, n.1 – 2, p. 16 – 27, 2007.

POST, D. M. *Using Stable Isotopes to Estimate Trophic Position: Models, Methods, and Assumptions*. Ecology. v. 83, n. 3, p. 703 – 718, 2002.

RUANGSOMBOONA, S.; WONGRAT, L. *Bioaccumulation of cadmium in an experimental aquatic food chain involving phytoplankton (*Chlorella vulgaris*), zooplankton (*Moina macrocopa*), and the predatory catfish *Clarias macrocephalus* x *C. gariepinus**. Aquatic Toxicology. v. 78, p. 15 – 20, 2006.

SARICA, J.; AMYOT, M.; HARE, L.; BLANCHFIELD, P.; BODALY, R. A.; HINTELMANN, H. LUCOTTE, M. *Mercury transfer from fish carcasses to scavengers in boreal lakes: the use of stable isotopes of mercury*. Environmental Pollution. v. 134, n. 1, p. 13 – 22, 2005.

SILVA, S. D.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; SANTOS, E. O.; CROSSA, M. *Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon*. Water, Air and Soil Pollution. v. 165, p. 77 – 94, 2005.

SILVA, G. C.; HAHN, N. S.; GUBIANI, E.; FUGI, R. *Composição da dieta de *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821) após o estabelecimento dos moluscos invasores na planície de inundação do alto rio Paraná, PR/MS*. Exame Geral de Qualificação. Universidade Estadual de Maringá. 2005.

SMIT, A. J. *Source identification in marine ecosystems, Food web studies using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$* . In: UNKOVICH, M.; PATE, J.; GIBBS, D. J. *Stable Isotope Techniques in the Study of Biological Processes and Functioning of Ecosystems*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. p. 219 – 245, 2001.

SMITH, N. J. H.; HOBSON, K. A.; KOOPMAN, H. N.; LAVIGNE, D. M. *Distinguishing between populations of fresh and salt-water harbor seals (*Phoca vitulina*) using stable-isotope ratios and fatty acid profiles*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 53, p. 272 – 279, 1996.

TADISO T. M.; BORGSTRØMA R.; ROSSELAND, B. O. *Mercury concentrations are low in commercial fish species of Lake Ziway, Ethiopia, but stable isotope data indicated biomagnification.* *Ecotoxicology and Environmental Safety.* v. 74, p. 953 – 959, 2011.

TAKEDA, A. M.; FUJITA, D. S.; MELO, S. M.; IBARRA, J. A.; BUTAKKA, C. M. M.; OLIVEIRA, D. P.; BRAGA, C. P.; FUJITA, R. H.; ROSIN, G. C.; FERNANDES, S. E. P. (2005) *Comunidade Zoobentônica.* Relatório Peld, 2005.

THOMANN, R. V. *Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains.* *Environmental Science & Technology.* v. 23, p. 699 – 707, 1989.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; ESTEVES, F. A.; LIMA, A. F. *Dinâmica temporal dos principais fatores limnológicos do rio Baía-planície de inundação do alto rio Paraná-MS, Brasil.* v. 13, n. 2, p. 299 – 312, 1991.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; BINI, L. M. *Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos.* In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds) *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.* EDUEM/NUPELIA, Maringá, p. 73 – 102, 1997.

TOMY, G. T.; BUDAKOWSKI, W.; HALLDORSON, T.; HELM, P. A.; STERN, G. A.; FRIESEN, K; et al. *Fluorinated organic compounds in an Eastern Arctic marine food web.* *Environmental Science and Technology.* v. 38, p. 6475 – 81, 2004.

ULLRICH, S. M.; TANTON, T. W.; ABDRAHITOVA, S. A. *Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation.* *Critical Reviews of Environmental Sciences and Technology.* v. 31, n. 3, p. 241 – 293, 2001.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPELIA/ITAIPU BINACIONAL. Reservatório de Itaipu – *Aspectos biológicos e sócio-econômicos da pesca*. Maringá: (Relatório anual – Itaipu Binacional), il. p. 237, 1999.

VANDER-ZANDEN, M. J.; CABANA, G.; RASMUSSEM, J. B. *Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}N$) and literature dietary data*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. v. 54, p. 1142 – 1158, 1997.

VAZ, M. M.; MARTINELLI, L. A.; MOZETO, A. A; *The dietary regime of detritivorous fish from the River Jacaré Pepira, Brazil*. Fisheries Management and Ecology. v. 6, p. 121 – 132, 1999.

WINTERBOURN, M. J.; MCDIFFETT, W. F.; EPPLEY, S. J. *Aluminum and iron burdens of aquatic biota in New Zealand streams contaminated by acid mine drainage: effects of trophic level*. Science of the Total Environment. v. 254, p. 45 – 54, 2000.