



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE PLANALTINA

Stephanie Kelmyane Maia Freitas

**USO DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS COMO FERRAMENTA DE MONITORAMENTO AMBIENTAL EM
RIACHOS TROPICAIS**

Planaltina – DF

2013

Stephanie Kelmyane Maia Freitas

**USO DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS COMO FERRAMENTA DE MONITORAMENTO AMBIENTAL EM
RIACHOS TROPICAIS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada ao curso de Gestão Ambiental, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental.

Orientadora: Prof. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto

Planaltina – DF

2013

FICHA CATALOGRÁFICA

Freitas, Stephanie Kelmyane Maia

Uso de isótopos estáveis como ferramenta de monitoramento ambiental em riachos tropicais/ Stephanie Kelmyane Maia Freitas. Planaltina – DF, 2013. 46 f.

Monografia – Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.

Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientadora: Gabriela Bielefeld Nardoto

1. Ecologia isotópica. 2. Peixes. 3. Riachos tropicais. 4. Zonas ripárias I. Freitas, Stephanie Kelmyane Maia. II. Título.

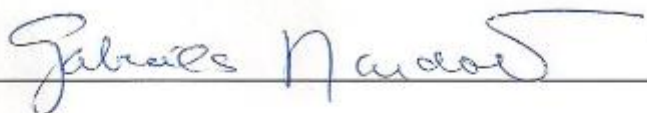
STEPHANIE KELMYANE MAIA FREITAS

***USO DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS COMO FERRAMENTA DE MONITORAMENTO
AMBIENTAL EM RIACHOS TROPICAIS***

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Gestão Ambiental da Faculdade UnB Planaltina, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental.

Banca Examinadora:

Planaltina – DF, 16 de dezembro de 2013.

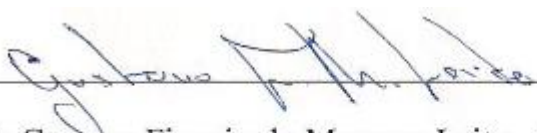


Prof^a Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto – UnB/FUP

(Orientadora)



Prof^o Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira – UnB/FUP



MSc Gustavo Figueiredo Marques Leite – PPG ECL/UnB

**Dedico este trabalho à minha família,
em especial a minha amada avó
Antônia Maia Dias (in memorian).**

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Gabriela Bielefeld Nardoto por todo apoio, paciência, segurança, compreensão, ensinamento, confiança e incentivo depositado. Muito obrigada!

Ao Gustavo Leite por ceder parte de suas amostras de peixes e plantas, assim como, pela ajuda em campo e laboratório.

Ao professor José Francisco Gonçalves Júnior por permitir o uso do Laboratório de Limnologia - IB, e aos integrantes do laboratório pelo auxílio fornecido durante as análises.

Ao Laboratório de Estudos Geodinâmicos e Ambientais – UnB por ceder a balança de precisão para pesagem das amostras.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) pela disponibilização do Laboratório de Ecologia Isotópica para a análise das amostras coletadas.

Ao Tiago Kisaka pelos conselhos, apoio e ajuda com as análises e interpretações dos dados estatísticos.

Aos integrantes do grupo Núcleo de Estudos de Ambientes Tropicais (NEAT) pelas contribuições dadas a este trabalho.

À Jéssica Sampaio por toda amizade, companheirismo e apoio em todos os momentos; conversas, sugestões e contribuições dadas a este trabalho.

Ao Fernando Ramos pela amizade, força, contribuição e pelos momentos de descontração nessa última etapa e em toda trajetória acadêmica e de amizade.

Aos meus pais pelo constante incentivo, apoio e presença na minha vida e por todos os esforços e sacrifícios para minha educação e ascensão profissional.

Muito obrigada a todos!

“Tudo aquilo que o homem ignora não existe para ele.
Por isso o universo de cada um se resume ao tamanho do seu saber”.

(Albert Einstein)

RESUMO

As matas ripárias desempenham funções ecológicas essenciais para a manutenção e preservação dos ecossistemas aquáticos a partir do fluxo de matéria orgânica alóctone e nutrientes para os cursos d'água. Existem poucos estudos sobre a interação entre peixes e zonas ripárias, sobretudo em ambientes tropicais. Por outro lado, estudos em regiões de clima temperado demonstram que a degradação da vegetação ripária torna-se determinante na seleção da biota de riachos. O objetivo deste trabalho foi analisar se as mudanças de uso do solo influenciam o metabolismo de riachos em áreas nativas e impactadas com o intuito de fornecer subsidio para o monitoramento ambiental na região Central do Brasil, a partir do uso dos isótopos estáveis de C e N. O estudo foi realizado em cinco riachos localizados no Distrito Federal – DF, sendo que três desses estão inseridos na Área de Proteção Ambiental (APA) do Gama e Cabeça de Veado e dois em fazendas particulares com vegetação ripária degradada. Foram obtidos dados sobre os aspectos físicos e limnológicos e coletados peixes e plantas, levando em consideração os ciclos fotossintéticos C₃ e C₄. Os valores de turbidez e temperatura foram significativamente maiores nas áreas impactadas que nas áreas naturais. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ nas plantas C₃ variaram entre -3,1 e 1,9‰ com média de -1‰. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas plantas C₃ variaram entre -34,6 e -31,3‰ com média de -33,2‰. A *Brachiaria sp.* apresentou valores mais enriquecidos de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, com médias de 3,4 e -13,6‰ respectivamente. Nos peixes os valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaram entre 6,4 e 8,8‰ com média de 7,4‰ nas áreas naturais e entre 9,5 e 11,3‰ com média de 10,4‰ nas áreas impactadas. Enquanto os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nos peixes das áreas naturais variaram entre -26,6 e -24,4‰ com média de -25,2‰, nas áreas impactadas a variação foi entre -22,7 e -22,3‰ com média de -22,5‰. As diferenças encontradas na dieta da ictiofauna nas áreas impactadas parecem indicar que os riachos estão sofrendo ação diferenciada das cadeias de pastoreio e de detritos devido aos diferentes valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ encontrados nos peixes.

Palavras chave: ecologia isotópica, peixes, riachos tropicais, zonas ripárias.

ABSTRACT

Riparian forests play key ecological functions for the maintenance and preservation of aquatic ecosystems. There are few studies about the interaction between fish and riparian areas, especially in tropical environments. However, studies in temperate regions have showed that the degradation of riparian vegetation becomes decisive in the selection of the biota of such streams. The aim of this study was to examine whether the forest detritus contributions influence the metabolism of streams in native as well impacted riparian areas with the aim of providing subsidy for environmental monitoring in Central Brazil, using the stable isotopes C and N. The study was conducted in five streams located in the Distrito Federal. Three of those are included in an Environmental Protection Area (APA) and two in private farms with extensively degraded riparian vegetation. There were obtained data on the physical and limnological and collected fish and plants, taking into account the cycles C₃ and C₄ photosynthetic aspects. The values of turbidity and temperature were significantly higher in the impacted than in natural areas. The $\delta^{15}\text{N}$ values in C₃ plants ranged between -3.1 and 1.9 ‰ with an average of -1 ‰. The values of $\delta^{13}\text{C}$ in C₃ plants ranged between -34.6 and -31.3 ‰ to -33.2 ‰ average. *Brachiaria* spp. showed more enriched $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values, with averages of 3.4 and -13.6 ‰ respectively. In fish $\delta^{15}\text{N}$ values ranged between 6.4 and 8.8 ‰ with an average of 7.4 ‰ in natural areas and between 9.5 and 11.3 ‰ with an average of 10.4 ‰ in the impacted areas. The values of $\delta^{13}\text{C}$ in fish of natural areas ranged between -26.6 and -24.4 ‰ to -25.2 ‰ and in the impacted areas the variation was between -22.7 and -22.3 ‰ with an average of -22.5 ‰. The differences found in the fish diet between natural and impacted areas suggest that the grazing and detritus food web play different role in these streams.

Keywords: isotopic ecology, fish, tropical streams, riparian zones.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização dos trechos amostrados. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado. Perímetro urbano (área pontilhada) e unidades de conservação (linha diagonal) no Distrito Federal – DF, Centro-oeste, Brasil (adaptado de LEITE, 2013).20

Figura 2 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ na vegetação dos pontos amostrais. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga. 31

Figura 3 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nos peixes dos pontos amostrais. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado. 32

Figura 4 - Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nas plantas e nos peixes. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado. 33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Localização, altitude, largura e vegetação ripária dos riachos amostrados. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado.22

Tabela 2 - Caracterização física e química da água nos pontos amostrais. Estações: seca (S) e chuvosa (C). FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado. (Letras iguais em uma mesma coluna - áreas naturais e impactadas: não há diferenças significativas; $p > 0,05$)27

Tabela 3 - Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %N e C/N para tecido vegetal. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado.29

Tabela 4 - Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %N e C/N para tecido animal (peixe). FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado. (Letras iguais em uma mesma coluna – áreas naturais e impactadas: não há diferenças significativas; $p > 0,05$)31

SUMÁRIO

1. Introdução	13
2. Referencial Teórico	15
2.1 Mata Ripária	15
2.2 Metabolismo de riachos	16
2.3 Estrutura Trófica e Dieta de Peixes	16
2.4 Isótopos Estáveis e Dieta de Peixes	18
3. Materiais e Métodos	19
3.1 Área de estudo	19
3.2 Amostragem	23
3.2.1 Peixes	23
3.2.2 Plantas	23
3.3 Análise isotópica	24
3.3.1 Compartimento biótico	24
3.4 Análise estatística	25
3.5 Modelo de mistura de duas fontes	25
4. Resultados	26
4.1 Aspectos físico-químicos da água	26
4.2 Análise Isotópica	29
4.3 Modelo de mistura de duas fontes	34
5. Discussão	34
6. Conclusão	37
7. Considerações finais	37
8. Referências Bibliográficas	38

1. INTRODUÇÃO

As zonas ripárias estabelecem corredores ecológicos e possuem um conjunto extremamente diversificado de espécies e de processos ambientais através da interação de fatores biológicos, físicos e químicos entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (NAIMAN et al., 2005). Essa diversidade ecológica pode estar relacionada com os regimes de inundação, com as mudanças climáticas e com a influência do uso do solo interferindo nos corredores fluviais. Esse conjunto de fatores contribui com a diversidade dos ciclos biogeoquímicos e com a forma que os organismos se adaptam aos regimes de perturbações nas escalas espaço-temporal (NAIMAN et al., 1993).

As matas ripárias desempenham funções ecológicas, sociais e econômicas importantes como a manutenção dos leitos dos rios, a proteção de nascentes, a conservação do solo contra erosão e perda de nutrientes, a preservação do patrimônio genético, a manutenção das condições favoráveis à fauna e a manutenção dos recursos hídricos (MORAIS et al., 2011). Naiman et al. (1993) sugerem que essas funções podem contribuir com a gestão eficaz das zonas ripárias com o intuito de amenizar alguns problemas ecológicos relacionados ao uso da terra e a qualidade ambiental, defendendo que os corredores ecológicos tem papel essencial no planejamento de água, no planejamento da paisagem e na restauração dos sistemas aquáticos.

Outro fator que contribui com a importância das zonas ripárias refere-se ao fluxo da matéria orgânica alóctone e nutrientes para os cursos d'água a partir do fornecimento de sombra, regulação da produção primária e estabilidade da temperatura dos corpos aquáticos (VANNOTE et al., 1980). Dessa forma é possível compreender que os ambientes terrestres e aquáticos estão intimamente ligados, visto que variações na cobertura vegetal podem alterar o funcionamento do ecossistema aquático, sobretudo na ictiofauna (LACERDA, 2007). A preservação e a manutenção da vegetação ripária são práticas de manejo reconhecidas para minimizar os impactos do uso da paisagem sobre os ecossistemas lóticos (GREGORY et al., 1991) e dessa forma, a composição de espécies de árvores e arbustos das zonas ripárias podem influenciar, também, a cadeia de detritos (LEFF e McARTHUR, 1989; SWAN e PALMER, 2004).

Pouco se conhece sobre a interação de peixes e zonas ripárias, entretanto, estudos demonstram que a degradação da vegetação ripária associada às mudanças de uso do solo torna-se determinante na seleção da biota de riachos, visto que os distúrbios podem causar alterações na estrutura de habitats nos sistemas aquáticos e causar variações na composição do material alóctone e na disponibilidade dos recursos alimentares (BRITO et al., 2006).

As mudanças do uso e ocupação do solo muitas vezes estão associadas ao crescimento demográfico acelerado. No Cerrado isso não é exceção visto que grande parte da sua cobertura vegetal vem sendo transformada em fronteiras agrícolas, contribuindo com a fragmentação dos habitats, com a poluição do solo e das águas e com a perda da biodiversidade (RODRIGUES, 2005). Essas ações humanas geram impactos negativos ao meio ambiente, a estrutura dos riachos (LORION e KENNEDY, 2009) e da ictiofauna (CASATTI et al., 2012), como alterações na sua composição e estrutura (CARVALHO e SILVA, 1999), na reprodução (MENEZES et al., 2007) e na disponibilidade de alimentos (MENEZES et al., 1990). Outra questão muito importante é o fato de que o Cerrado é considerado o segundo bioma mais rico em termos de biodiversidade além de ser conhecido como o “berço das águas” uma vez que dele brotam as nascentes que compõem trechos das três maiores bacias hidrográficas brasileiras e sul americanas (FREITAS, 2011).

A necessidade para buscar agentes que possam monitorar fluxos de água originou traçadores (BJ RNSTAD e MAGGIO, 1994), entre os quais podemos citar algumas espécies da flora e da fauna, temperatura, condutância específica e os isótopos estáveis. Segundo Pereira (2007), “os isótopos estáveis estão presentes nos ecossistemas e sua distribuição natural reflete, de forma integrada, a história dos processos físicos e metabólicos no ambiente” e atualmente é considerada uma importante ferramenta para traçar padrões e fluxos energéticos em teias alimentares e estabelecer vias de ciclagem de nutrientes entre os ecossistemas terrestres e aquáticos. Os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio podem ser usados para descrever fontes de energia e relação trófica em teias alimentares terrestres e aquáticas (PETERSON e FRY, 1987; PEREIRA et al., 2007) como também para elucidar vias fotossintéticas e processos fisiológicos em plantas (LAJTHA e MARSHALL, 1994) e fontes de poluição (HOBSON e WASSENAAR, 1999).

Tendo como base zonas ripárias naturais e impactadas espera-se que haja diferenças entre as mesmas no que se refere aos valores dos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio. Sugere-se que nos ambientes naturais onde há mais vegetação do grupo C_3 característico de árvores de grande porte, configurando assim uma mata ripária mais preservada, os valores de

$\delta^{13}\text{C}$ sejam menos enriquecidos, cerca de -28‰ (PARRON et al., 2004), quando comparados com áreas mais abertas de Cerrado que variam de -33,6 a -24,4‰ (COLETTA et al., 2009). Já nos ambientes antropizados supõe-se que ocorra o contrário uma vez que a ação humana transforma a paisagem havendo a predominância de plantas do grupo C_4 característico de gramíneas africanas, tipicamente usadas nas pastagens brasileiras, a qual configura com mata ripária bastante impactada, e que por essa razão tende a apresentar valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecidos, cerca de -12‰ (PARRON et al., 2004).

Reconhecendo a importância das zonas ripárias para os sistemas aquáticos, associado a uma deficiência de estudos relacionados aos riachos tropicais, o presente estudo teve como objetivo analisar se as mudanças do uso do solo influenciam o metabolismo de riachos em áreas nativas e impactadas no Brasil Central com o intuito de fornecer dados capazes de subsidiar o monitoramento ambiental na região Central do Brasil.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 MATA RIPÁRIA

As zonas ripárias são áreas de interação biológica, física e química que sustentam ligações entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (NAIMAN et al., 2005) e são de suma importância para a manutenção e regulação dos cursos d'água. As áreas ripárias naturais compreendem o ambiente biofísico mais complexo da porção da terra através da interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (GREGORY et al., 1991; NAIMAN et al., 2005), os quais envolvem os gradientes ambientais, os processos ecológicos e as comunidades biológicas. Esse quadro serve para compreender a organização, a diversidade e a dinâmica das comunidades que estão associadas aos ecossistemas fluviais (NAIMAN et al., 1993).

As zonas ripárias vêm sendo consideradas como corredores ecológicos extremamente importantes para o fluxo de fauna (NIN et al., 2007), e também para a dispersão vegetal (LIMA e ZAKIA, 2000). Dessa forma é possível perceber que as zonas ripárias estão intimamente ligadas aos cursos d'água (LIMA e ZAKIA, 2000) através da dinâmica de água no solo, fazendo com que os rios influenciem na distribuição ampla de espécies uma vez que percorrem diversos tipos de vegetação.

2.2 METABOLISMO DE RIACHOS

Nas regiões de clima temperado a importância das zonas ripárias para o ambiente aquático é bastante conhecida visto que a produtividade primária terrestre é uma importante fonte de energia para as teias tróficas aquáticas (VANNOTE et al., 1980; JUNK et al., 1989). Os cursos d'água de cabeceira possuem produtividade primária autóctone reduzida, devido ao sombreamento provocado pela vegetação, sendo a contribuição do material alóctone de extrema importância para este sistema, pois proporcionam o ponto de partida para a teia alimentar da ictiofauna (VANNOTE et al., 1980; NIN et al., 2007). Em riachos de baixa ordem onde a entrada de luz é limitada, o metabolismo heterotrófico torna-se dominante contribuindo com o aporte de matéria orgânica alóctone (VANNOTE et al., 1980) com a finalidade de entender os fluxos de energia no sistema (GONÇALVES et al., 2013).

As zonas ripárias exercem papel fundamental no metabolismo dos riachos, sobretudo naqueles de cabeceira, uma vez que tem importante função na manutenção dos corpos aquáticos, além de estar diretamente ligada ao funcionamento das cadeias de detrito e pastoreio nesses ambientes (KAUSHIK e HYNES, 1971; AFONSO, 1993).

Sendo assim, um dos papéis mais importantes da zona ripária para o ambiente aquático é a oferta de folhas e material lenhoso como habitat e substrato para a fauna aquática, como os peixes (BOYS e THOMS, 2006). Com isso é possível dizer que o grau de conservação das zonas ripárias influencia a estrutura biótica, a organização dentro dos ecossistemas aquáticos (MUGODO et al., 2006) e a manutenção e regulação dos cursos d'água.

Dentre os fatores que afetam a qualidade dos ambientes aquáticos pode-se destacar a perda e a transformação da vegetação que na maioria das vezes está associada à supressão das zonas ripárias (FERREIRA e CASATTI, 2006). Como consequência ocorre o aumento da incidência de luz e a indisponibilização de itens alimentares alóctones (JOLY et al., 2001), alterando o metabolismo dos riachos.

2.3 ESTRUTURA TRÓFICA E DIETA DE PEIXES

Os peixes podem exercer grande influência na comunidade biótica uma vez que possuem um importante papel na estrutura das cadeias alimentares de riachos (MOTTA e UIEDA, 2004). Peixes que coexistem em riachos sobrepõem as presas que consomem e

repartem recursos do seu ambiente com outras espécies (COSTA, 1987), tal fator pode ser explicado pelas diversas estratégias e táticas de forrageamento adotadas pelos peixes, contribuindo com o uso de diferentes recursos alimentares disponíveis, tanto nos ambientes aquáticos quanto em seu entorno (HAHN et al., 2002). Mesmo espécies de peixes explorando um mesmo habitat e consumindo os mesmos alimentos podem ocorrer pequenas variações em suas dietas fazendo com que seja sugerida a ausência de competição entre as mesmas (HYNES, 1970).

As variações na dieta podem estar relacionadas com diversos fatores, e dentre eles pode ser destacado a disponibilidade de alimento durante o ano. Contudo, a grande flexibilidade nos hábitos alimentares tem forte ligação com a heterogeneidade espacial e temporal de boa parte dos ambientes (MOTTA e UIEDA, 2004), sejam eles naturais ou impactados, uma vez que a sazonalidade pode provocar variações na dieta dos peixes. Variações temporais e espaciais na composição e característica de assembleias de peixes estão ligadas a variações na cobertura vegetal ou ao fato da comunidade íctia ser afetada pela degradação ou recuperação da zona ripária (CENEVIVA-BASTOS e CASATTI, 2007; LORION e KENNEDY, 2009; SARMENTO-SOARES et al., 2009, 2010; BONATO et al., 2012; FERREIRA et al., 2012b).

Além de entender e identificar a dieta do animal, estudos referentes aos alimentos consumidos pelos mesmos são, dentre outros, importantes para entender melhor o funcionamento do ecossistema em que estão inseridos. Hahn et al. (2002) comentam que os peixes ocupam todos os níveis tróficos da cadeia alimentar e que o alimento consumido permite reconhecer dentro da ictiofauna grupos tróficos distintos e inferir sobre sua estrutura, grau de importância dos diferentes níveis tróficos e inter-relações entre seus componentes.

Em ecossistemas de cabeceira, a degradação da vegetação ripária, devido a mudanças no uso do solo, é constantemente referenciada nos estudos como determinante na seleção da biota de riachos (CASATTI et al., 2009; ROCHA et al., 2009; DIAS E TEJERINA-GARRO, 2010; FERREIRA et al., 2012b), visto que em riachos naturais parte das espécies são especialistas tróficos (VANNOTE et al., 1980).

2.4 ISÓTOPOS ESTÁVEIS E DIETA DE PEIXES

Isótopos são átomos de um mesmo elemento que possuem o mesmo número de prótons e diferentes números de nêutrons. Os isótopos estáveis de muitos elementos são formados por isótopos abundantes e um ou dois isótopos relativamente menos abundantes. Os menos abundantes por sua vez contribuem com o uso de fontes enriquecidas para servir de traçadores em estudos biológicos e ambientais (PEREIRA, 2007).

Os traçadores ambientais originaram-se da necessidade em buscar agentes que pudessem monitorar fluxos de água (BJ RNSTAD e MAGGIO, 1994). Entre os traçadores naturais podem-se citar algumas espécies da flora e da fauna, temperatura, condutância específica e os isótopos estáveis. Segundo Pereira (2007), “os isótopos estáveis estão presentes nos ecossistemas e sua distribuição natural reflete, de forma integrada, a história dos processos físicos e metabólicos no ambiente”.

Em estudos ecológicos o processo de fracionamento torna-se essencial na compreensão de como a matéria passa de um nível trófico para outro no ecossistema, pois ao passar pelos compartimentos da teia alimentar seus valores podem aumentar ou diminuir. Dessa forma podemos dizer que a discriminação isotópica (fracionamento isotópico) pode ser entendida como o enriquecimento ou o empobrecimento do isótopo pesado da amostra (produto) quando comparado a sua fonte (substrato) (LOPES, 2001).

As análises isotópicas são consideradas uma ferramenta importante na compreensão dos ciclos dos elementos e matéria no ambiente. A abundância isotópica pode ser usada para traçar fluxos energéticos em teias alimentares e estabelecer vias de ciclagem de nutrientes em ecossistemas terrestres e aquáticos (LAJTHA e MICHENER, 1994).

O uso dos isótopos tem sido bastante empregado em trabalhos com produtores primários a fim de analisar o processo de fracionamento do carbono em vias fotossintéticas (SMITH e EPSTEN, 1971). A transformação do carbono começa com a fixação de CO₂ pelas plantas. Plantas C₃ e C₄ diferem-se devido ao processo de fotossíntese, resultando em diferentes valores nos isótopos estáveis de carbono (PEREIRA et al., 2007). As plantas C₃ são empobrecidas em carbono pesado e dessa forma o $\delta^{13}\text{C}$ apresenta valores em torno de -34 a -22‰, enquanto as plantas C₄ apresentam valores em torno de -16 a -7‰ (GANNES; DEL RIO; KOCK, 1998; LOPES; BENEDITO-CECILICO, 2002). Essas informações são de suma

importância para fundamentar a aplicação das variações de $\delta^{13}\text{C}$ em estudos ambientais (MARTINELLI et al., 1988) uma vez que os isótopos de carbono são bastante utilizados em estudos de teias alimentares aquáticas ou terrestres.

Uma característica interessante do $\delta^{15}\text{N}$ é que este vai sendo enriquecido, em cerca de 3‰, na medida em que os níveis tróficos vão aumentando (MINAGAWA e WADA, 1984). Em ambientes aquáticos, em que o fitoplâncton tem valores de $\delta^{15}\text{N}$ diferentes da vegetação terrestre, os isótopos de nitrogênio podem funcionar como marcadores para matéria orgânica de origem autóctone ou alóctone (PETERSON e FRY, 1987). A partir daí é possível dizer que a assinatura isotópica de um animal reflete o que foi assimilado em sua dieta (DeNIRO e EPSTEIN, 1981), dado que os isótopos de nitrogênio vêm sendo usados como uma ferramenta para estimar a posição de consumidores dentro da teia trófica (COAT et al., 2009).

O que é assimilado no animal como alimento, sobretudo na ictiofauna, reflete o ambiente terrestre na qual o corpo aquático está inserido, visto que, uma vez que os riachos estão em áreas impactadas, com alteração da paisagem, o ecossistema aquático sofrerá maior influência do ambiente terrestre uma vez que não haverá barreiras (mata ripária) para impedir que todo o material carregado chegue aos corpos hídricos.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em cinco riachos localizados no Distrito Federal – DF, os quais estão localizados em três bacias do DF, são elas: Bacia do Descoberto, Bacia do Rio Preto e Bacia do Lago Paranoá. Três desses estão inseridos na Área de Proteção Ambiental (APA) do Gama e Cabeça de Veado (pontos 1, 2 e 3, Figura 1) e dois em fazendas particulares com vegetação ripária extensamente degradada (pontos 4 e 5, Figura 1): 1) Córrego Capetinga – Fazenda Água Limpa – UnB, 2) Córrego Roncador – Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE/RECOR, 3) Córrego Cabeça de Veado – Estação Ecológica do Jardim Botânico, 4) Córrego Capão Comprido – Fazenda Coité do Cerrado e 5) Córrego Jardim – Núcleo rural Tabatinga.

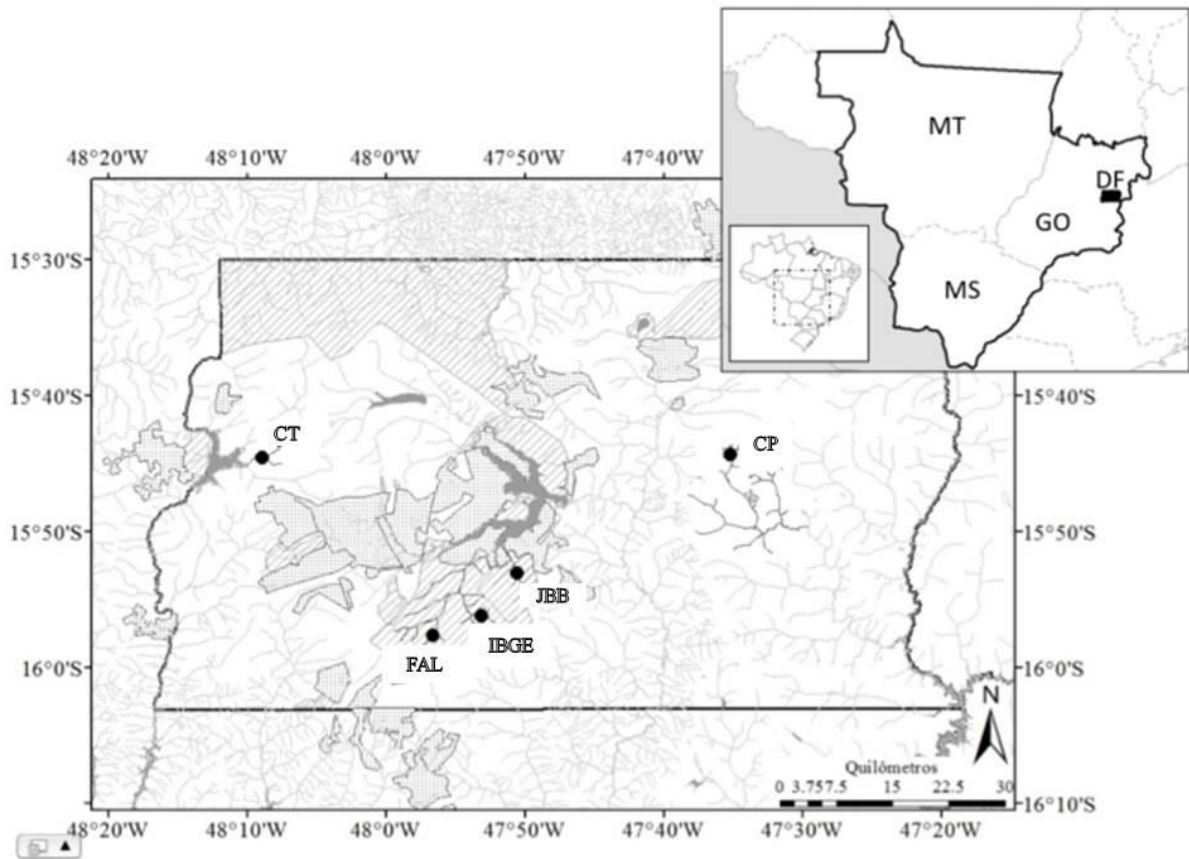


Figura 1 - Localização dos trechos amostrados. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado. Perímetro urbano (área pontilhada) e unidades de conservação (linha diagonal) no Distrito Federal – DF, Centro-oeste, Brasil (adaptado de LEITE, 2013).

Essas áreas podem ser definidas pelo clima tropical estacional (Aw), segundo classificação de Köppen-Geiger, com sazonalidade do regime de chuvas e duas estações bem definidas (seca e chuvosa), pluviosidade anual de 1.500 a 1.900 mm e mata de galeria que abriga grande riqueza de espécies (SILVA JÚNIOR, 1995).

Os riachos estudados foram selecionados pelo fácil acesso e a partir da caracterização desses trechos quanto à integridade da Área de Proteção Permanente (APP) ripária. As áreas localizadas na APA do Gama e Cabeça de Veado possuem vegetação ripária preservada, enquanto as áreas localizadas nas fazendas particulares possuem vegetação ripária extensamente degradada em um lado da margem, enquanto a outra margem se encontra menos degradada e com a presença de remanescentes florestais.

A avaliação desse parâmetro se deu a partir de imagens de satélites analisadas em ArcGis para se obter o percentual de cobertura vegetal em uma faixa ripária de 60 x 100 m na borda de cada trecho. Essa área de referência representa o requisito atual de conservação para

a zona ripária de cursos d'água perenes ou intermitentes com menos de 10 m de largura, segundo o Código Florestal Brasileiro vigente (Lei 12.651, de 25 de maio de 2012). Para confirmar as verificações obtidas por esse parâmetro, o percentual de cobertura do riacho foi obtido a partir de fotografias hemisféricas (câmera digital Nikon D5100 com lente Fisheye 10mm Sigma). A partir dos valores relativos obtidos pelos dois parâmetros os trechos foram definidos quanto a sua integridade. Trechos naturais foram definidos como aqueles cujos parâmetros foram maiores que 80% para cobertura vegetal e 90% para zona ripária. Trechos impactados foram definidos àqueles com valor do parâmetro menor do que o estabelecido para os trechos naturais (Tabela 1).

Tabela 1 - Localização, altitude, largura e vegetação ripária dos riachos amostrados. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado.

Curso d'água	#Cod.	Latitude (S)	Longitude (O)	Alt. (m)	Larg. (m)	Cobertura vegetal (%)	Zona ripária (%)	Integridade
Córrego Capetinga	FAL	15°57'40.75"	47°56'38.04"	1097	3,0±0,2	86	100	Natural
Córrego Taquara	IBGE	15°56'14.41"	47°53'9.08"	1076	1,8±0,4	88	100	Natural
Ribeirão do Gama	JBB	15°53'5.55"	47°50'32.91"	1023	2,7±0,2	88	100	Natural
Córrego Capão Grande	CT	15°44'35.14"	48° 8'57.35"	1089	2,7±0,3	59	42	Impactado
Córrego Jardim	CP	15°44'19.81"	47°35'13.17"	1011	2,5±0,4	65	69	Impactado

Fonte: adaptado de Leite, 2013

Aspectos físicos e limnológicos de cada ponto amostral foram obtidos a partir de dados secundários (LEITE, 2013), onde foi possível caracterizar os pontos amostrais a partir dos aspectos físicos e químicos da água. Os dados que foram analisados nesta pesquisa são: Largura (m), Profundidade (cm), Velocidade de corrente (m/s), Percentual de cobertura vegetal, Oxigênio dissolvido (OD, mg/L), Temperatura da água (°C), Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^3$), Potencial hidrogênico (pH) e turbidez (NTU). Os registros limnológicos foram obtidos em trélicas com auxílio de: Fita métrica, fluxômetro, oxímetro, termômetro, condutivímetro, e pHmetro digitais.

3.2 AMOSTRAGEM

3.2.1 Peixes

A amostragem de peixes realizou-se nos meses de janeiro/fevereiro/março e junho/junho/agosto de 2012. Estas foram realizadas sempre no período diurno, onde a partir da combinação de métodos de pesca como redes de arrasto, peneira e tarrafas foram amostrados 15 pontos, três em cada sítio amostral, distribuídos entre riachos de diferentes ordens (1^a a 4^a). A espécie coletada nos pontos naturais foi a *Astyanax* sp enquanto nas áreas impactadas a espécie foi a *Astyanax rivularis*.

Os espécimes coletados foram devidamente refrigerados em campo e levados imediatamente ao laboratório onde se realizou a identificação, biometria e retirada dos devidos tratos digestivos. Para as espécies mais abundantes, por ponto amostral, houve a separação de 15 indivíduos, os quais foram mantidos congelados para a análise isotópica. Os demais espécimes já identificados foram armazenados em formalina 10%. O material testemunho foi depositado na Coleção Ictiológica na Universidade de Brasília (CIUnB) e na Coleção Ictiológica da Reserva Ecológica do IGBE.

3.2.2 Plantas

A amostragem da vegetação ripária e de gramíneas foi realizada sempre no período diurno, onde foram amostradas três indivíduos de uma mesma espécie levando em consideração plantas C₃ e C₄, as quais estavam distribuídas ao longo dos riachos amostrais.

De cada indivíduo foram coletadas cinco folhas. Estas foram levadas para laboratório, lavadas e logo em seguida passaram pelo processo de secagem a 60° C até peso constante e trituração.

3.3 ANÁLISE ISOTÓPICA

Um total de 40 indivíduos de peixes e 40 indivíduos de tecido vegetal foram selecionados e analisados em um espectrômetro de massas para se obter valores de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %N, %C e C/N.

3.3.1 Compartimento biótico

Das amostras separadas para as análises isotópicas foi retirado cuidadosamente uma alíquota de 5mg do tecido muscular dorsal de cada indivíduo, a qual devidamente identificadas, foram acondicionadas separadas em envelopes de papel alumínio e congeladas em freezer. Cada uma das amostras foi, portanto composta apenas pelo tecido muscular dorsal, retirado da região próxima à inserção da nadadeira dorsal.

Com todas as amostras preparadas, estas foram secas em estufa à 60°C por 48 horas e trituradas em moinho de facas e cadinhos de porcelana até a obtenção de um pó fino e homogêneo.

As composições isotópicas de C e N das amostras foram determinadas a partir da utilização de uma alíquota de aproximadamente 1-2 mg de cada amostra seca e triturada. Esta análise realizou-se através da combustão das amostras sob fluxo contínuo de Hélio, em um analisador elementar acoplado ao espectrômetro de massa. Os gases CO₂ e N₂, resultantes da combustão das amostras, foram então analisados em duplicatas com erro analítico de 0,3‰ e 0,5‰, respectivamente. As razões (R) isotópicas são expressas pela notação delta (δ), e calculadas por meio da fórmula:

$$\delta \text{ amostra}^{(\%) } = \frac{\text{R amostra} - \text{R padrão}}{\text{R padrão}} \times 1000$$

Para determinação da contribuição das fontes alimentares, foram selecionados, após avaliação do ambiente, as principais fontes alimentares na dieta das espécies de onde

realizaram-se as análises isotópicas dos potenciais recursos procurando determinar as fontes de energia que sustentam a ictiofauna. Para isso foram coletados produtores primários (vegetação ripária e gramíneas).

Vegetação ripária e gramínea – A composição isotópica de C e N das amostras foram determinadas a partir da utilização de uma alíquota de aproximadamente 2 mg de cada amostra seca e triturada.

3.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para testar a normalidade dos dados foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov. Visto que os dados apresentaram uma distribuição normal, aplicou-se o teste-t para avaliar as diferenças entre as médias das áreas naturais e as médias das áreas impactadas, utilizando como significância uma diferença de 5% de probabilidade.

As análises estatísticas foram realizadas com o pacote estatístico STATISTICA, versão 10.

3.5 MODELO DE MISTURA DE DUAS FONTES

Para estimar a porcentagem de plantas dos tipos C₃ e C₄ na dieta dos peixes foi utilizado o modelo de mistura para duas fontes de composições isotópicas distintas, utilizando os valores de δ¹³C das plantas e dos peixes conforme a equação abaixo. O modelo de mistura requer que duas fontes presentes sejam distintas isotopicamente para medidas acima do erro padrão de análise (MARTINELLI et al., 2009).

$$\%C_3 = (\delta^{13}C \text{ a} - \delta^{13}C \text{ b}) / (\delta^{13}C \text{ c} - \delta^{13}C \text{ b})$$

Onde:

a: valor médio de δ¹³C nos peixes das áreas impactadas;

b: valor médio de δ¹³C na *Brachiaria Sp.*;

c valor médio de δ¹³C nos peixes das áreas naturais.

4. RESULTADOS

4.1 ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA

A caracterização físico-química da água levou em conta os efeitos da sazonalidade (períodos de seca e chuva) e adotou os parâmetros: temperatura (°C), turbidez (NTU), profundidade (m), fluxo (m/s), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$), pH e OD (mg/L); os quais estão descritos na tabela 2 seguidas de seus respectivos desvios padrão.

Ao analisar os dados da estação de seca pôde-se perceber que os valores da temperatura variaram até 2°C nas áreas naturais e até 0,3°C nas áreas impactadas; a turbidez teve uma variação máxima 0,4 NTU nas áreas naturais e de 0,3 NTU nas áreas impactadas; a profundidade variou até 0,6 m nas áreas naturais e se manteve igual nas áreas impactadas; e o fluxo teve uma variação de até 0,8 m/s nas áreas naturais e enquanto nas áreas impactadas a variação não passou de 0,1 m/s. Na estação chuvosa observou-se que os valores de temperatura variaram até 1,3°C nas áreas naturais e 0,5°C nas áreas impactadas; enquanto a turbidez apresentou variação máxima de 1,7 NTU nas áreas naturais e nas áreas impactadas a variação foi ainda maior, com valor máximo de 11,8 NTU; profundidade variou até 0,5 m nas áreas naturais e 0,1 m nas áreas impactadas; e o fluxo variou 0,4 m/s nas áreas naturais e 0,1 m/s nas áreas impactadas (tabela 2).

No geral nota-se que todos os parâmetros apresentaram valores muito próximos ao comparar as áreas naturais e as impactadas, com exceção da turbidez que apresentou valores muito altos nas áreas impactadas, o que não aconteceu nas áreas naturais. Os maiores valores de turbidez são encontrados na estação chuvosa, quando há uma diferença de cerca de 10 NTU entre as áreas naturais e impactadas, o que reflete uma diferença significativa ($p < 0,05$) entre essas áreas nos períodos de seca e chuva.

Ao comparar os sítios de estudo das áreas naturais a FAL é a que apresentou os maiores valores de turbidez, tanto na estação chuvosa quanto na estação de seca, enquanto o IBGE e o JBB apresentaram valores próximos. Já nos sítios de estudo das áreas impactadas o CP apresentou valores de turbidez maiores na estação chuvosa, e menores na estação de seca quando comparado ao CT.

Tabela 2 - Caracterização física e química da água nos pontos amostrais. Estações: seca (S) e chuvosa (C). FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado. (Letras iguais em uma mesma coluna - áreas naturais e impactadas: não há diferenças significativas; $p > 0,05$)

Curso d'água	Temperatura (°C)		Turbides (NTU)		Profundidade (m)		Fluxo (m/s)		Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		pH		OD (mg/L)	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
FAL	17,9 ± 1,4	17,8 ± 0,9	3,2 ± 1,2	4,4 ± 2,3	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,4a	5,6 ± 2,8	11,5 ± 4,4	6,4 ± 0,5	6,5 ± 1,1	7,3 ± 1,8	7,8 ± 0,8
IBGE	19,3 ± 1,0	18,5 ± 0,3	2,8 ± 0,6	3,6 ± 0,5	0,7 ± 0,2	0,7 ± 0,3	0,7 ± 0,4	0,7 ± 0,8a	9,1 ± 2,5	11,6 ± 3,2	5,9 ± 0,4	6,2 ± 0,4	5,4 ± 1,5	5,1 ± 1,0
JBB	20,1 ± 0,9	19,1 ± 0,3	2,8 ± 0,7	2,7 ± 0,7	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,1	1,0 ± 0,6	0,9 ± 0,4a	8,0 ± 3,2	11,9 ± 11,4	6,9 ± 0,9	6,5 ± 0,4	5,6 ± 1,0	6,5 ± 1,8
Média das áreas naturais	19,1 a	18,5 a	3,0 a	3,6 a	0,4 a	0,5 a	0,6 a	0,7 a	7,5 a	11,7 a	6,4 a	6,4 a	6,1 a	6,5 a
CP	20,4 ± 0,8	22 ± 0,0	10,8 ± 5,9	18,9 ± 10,7	0,4 ± 0,4	0,3 ± 0,1	1,4 ± 1,6	0,3 ± 0,2	8,5 ± 1,4	9,6 ± 1,0	6,4 ± 0,9	7,0 ± 0,7	6,1 ± 2,1	7,2 ± 0,2
CT	20,1 ± 0,9	21,5 ± 0,7	11,1 ± 3,8	7,1 ± 1,5	0,4 ± 0,4	0,2 ± 0,1	1,3 ± 2,0	0,2 ± 0,1	8,8 ± 2,8	5,7 ± 2,2	6,4 ± 0,9	7,3 ± 0,9	6,8 ± 1,2	8,2 ± 1,1
Média das áreas impactadas	20,2 a	21,7 b	11,0 b	13,0 b	0,4 a	0,2 a	1,3 a	0,2 a	8,6 a	7,6 a	6,4 a	7,1 a	6,5 a	7,7 a

Fonte: adaptado de Leite, 2013

No que diz respeito aos aspectos químicos da água na estação de seca os valores da condutividade apresentaram variação máxima de $3,5 \mu\text{S}/\text{cm}^2$ nas áreas naturais e $0,3 \mu\text{S}/\text{cm}^2$ nas áreas impactadas; o pH variou até 1 nas áreas naturais e se manteve com 6,4 nas áreas impactadas; e o OD variou até $1,9 \text{ mg}/\text{L}$ nas áreas naturais e $0,7 \text{ mg}/\text{L}$ nas áreas impactadas. Já na estação chuvosa os valores da condutividade variaram até $0,4 \mu\text{S}/\text{cm}^2$ nas áreas naturais e $3,9 \mu\text{S}/\text{cm}^2$ nas áreas impactadas; o pH variou até 0,3 nas áreas naturais e nas áreas impactadas; por fim o OD variou até $2,7 \text{ mg}/\text{L}$ nas áreas naturais e $1 \text{ mg}/\text{L}$ nas áreas impactadas (tabela 2).

Os parâmetros químicos da água apresentaram valores semelhantes ao comparar as áreas naturais e as áreas impactadas, com exceção da condutividade elétrica que apresentou valores maiores nas áreas naturais na estação chuvosa, entretanto essas diferenças não foram significativas.

Ao comparar os sítios de estudo das áreas naturais, na estação de seca, a FAL apresentou o menor valor de condutividade elétrica, enquanto o IBGE e o JBB apresentaram valores maiores e parecidos; o IBGE apresentou menores valores de pH; e a FAL o maior valor de oxigênio dissolvido. Na estação chuvosa os valores de condutividade elétrica e de pH mantiveram-se próximos, mas ao comparar os valores de oxigênio dissolvido a FAL apresentou o maior valor, seguido do JBB e por último o IBGE. Já nos sítios de estudo das áreas impactadas, na estação de seca, os valores da condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido se mantiveram similares, com pouca variação entre os sítios de estudo.

Na estação chuvosa, e levando em consideração os riachos das áreas naturais, observou-se que em relação à condutividade elétrica e ao pH não ocorreu grande variação uma vez que os valores se mantiveram próximos; por outro lado a FAL apresentou os maiores valores de oxigênio dissolvido, seguido do JBB e do IBGE. Nos riachos das áreas impactadas, na estação chuvosa, os valores de pH mostraram-se próximos e sem grandes variações; o CP possuiu o valor mais elevado de condutividade; e o CT o maior valor de oxigênio dissolvido.

4.2 ANÁLISE ISOTÓPICA

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ para as plantas do tipo C_3 nas áreas naturais variaram até 6‰ e na área impactada apresentou valores semelhantes. Já em relação aos valores obtidos nas plantas do tipo C_4 observou-se que estas são mais enriquecidas em ^{13}C que as plantas do tipo C_3 (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %N e C/N para tecido vegetal. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado.

Código de Campo	Sítio de Estudo	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	N (%)	C/N
<i>C₃ das áreas naturais</i>					
<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	FAL	-1,5 ± 0,2	-34,4 ± 0,1	1,6 ± 0,1	32,5
<i>Miconia cuspidata</i>	FAL	-2,4 ± 0,2	-33,1 ± 0,1	1,6 ± 0,1	31,0
<i>Miconia hirtella</i>	FAL	-2,8 ± 2,6	-32,6 ± 0,6	1,5 ± 0,3	26,9
<i>Protiumheptaphyllum</i>	FAL	-2,5 ± 0,0	-31,3 ± 0,2	1,6 ± 0,0	30,7
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	IBGE	0,9 ± 2,3	-33,1 ± 0,6	1,3 ± 0,2	38,3
<i>Xylopia emarginata</i>	IBGE	0,9 ± 0,9	-32,7 ± 0,7	1,9 ± 0,0	26,4
<i>Protium heptaphyllum</i>	IBGE	-3,1 ± 0,2	-33,1 ± 0,2	2,0 ± 0,1	23,1
<i>Sorocea bonplandii</i>	IBGE	-1,1 ± 0,3	-33,4 ± 1,7	2,4 ± 0,3	15,5
<i>Vochysia tucanorum</i>	JBB	-0,7 ± 0,5	-32,9 ± 0,6	1,4 ± 0,7	21,8
<i>Dicksonia sellowiana</i>	JBB	1,9 ± 0,5	-34,0 ± 0,8	2,3 ± 0,2	17,6
<i>Piper aduncum</i>	JBB	-1,6 ± 0,8	-33,1 ± 1,0	3,4 ± 0,2	11,8
<i>Xylopia sericea</i>	JBB	0,3 ± 1,4	-34,6 ± 1,0	2,2 ± 0,0	21,5

		Média das áreas naturais	-1,0	-33,2	1,9	24,8
<i>C₃ das áreas impactadas</i>						
<i>Protium Spruceanum</i>	CP		-0,3 ± 0,3	-32,8 ± 1,9	2,2 ± 0,1	20,6
<i>C₄ das áreas impactadas</i>						
<i>Brachiaria Sp.</i>	CP		3,4	-13,6	2,1	20,7

Em relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ percebeu-se que nas plantas do tipo C_3 das áreas naturais houve uma variação de até 3,5‰, com valor mínimo igual a -34,6‰ e máximo igual a -31,1‰, enquanto os valores das plantas do tipo C_4 apresentaram valores mais enriquecidos em ^{13}C , como esperado (Figura 2).

Em relação aos valores de $\delta^{15}\text{N}$ nas plantas é importante destacar que as plantas do tipo C_3 variam bastante (entre -4 e 2‰), entretanto, o valor mais enriquecido é menor que valor da *Brachiaria sp.*.

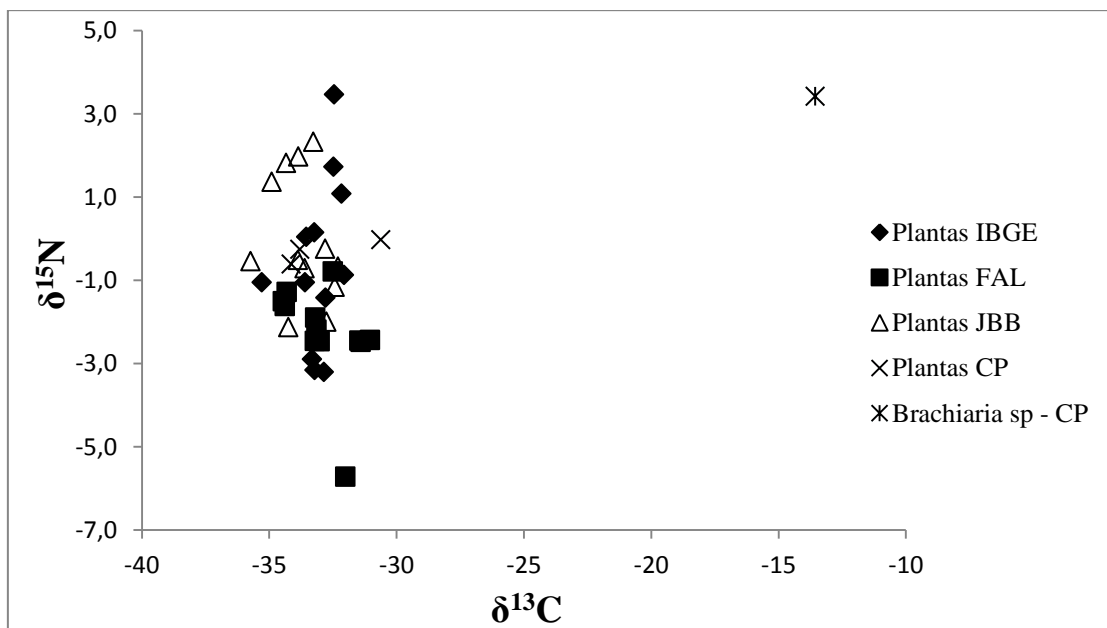


Figura 2 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ na vegetação dos pontos amostrais. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga.

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados nas amostras de tecido animal variaram até 2,4‰ nas áreas naturais e 1,8‰ nas áreas impactadas, sendo que a média das áreas impactadas foi maior que a média das áreas naturais, as quais apresentaram uma diferença de 3‰ (Tabela 4). As diferenças entre as áreas naturais e impactada não foram significativas ($p>0,05$).

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados nos tecidos animais variaram até 2‰ nas áreas naturais, enquanto nas áreas impactadas apresentaram valores semelhantes. Com relação a média das áreas naturais e das áreas impactadas notou-se uma variação de aproximadamente 3‰, sendo que as áreas impactadas são mais enriquecidas que as áreas naturais (Tabela 4). As diferenças entre as áreas naturais e impactadas não se mostraram significativas do ponto de vista estatístico ($p>0,05$).

Tabela 4 - Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, %N e C/N para tecido animal (peixe). FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado. (Letras iguais em uma mesma coluna – áreas naturais e impactadas: não há diferenças significativas; $p>0,05$)

Sítio de estudo	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	N (%)	C/N
FAL	6,4 ± 0,3	-24,7 ± 1,0	-15,3 ± 0,3	2,8
IBGE	8,8 ± 0,6	-26,6 ± 2,5	15,0 ± 0,7	2,9
JBB	7,1 ± 0,3	-24,4 ± 0,4	15,4 ± 0,5	2,8
Média das áreas naturais	7,4 a	-25,2 a	15,3	2,9
CT	11,3 ± 0,7	-22,3 ± 1,0	15,1 ± 0,6	2,9
CP	9,5 ± 0,4	-22,7 ± 0,3	14,4 ± 0,2	2,8
Média das áreas impactadas	10,4 a	-22,5 a	14,8	2,9

Os peixes das áreas naturais são menos enriquecidos em $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ quando comparados os peixes das áreas impactadas (Figura 3). É possível perceber que os peixes do IBGE apresentam valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos enriquecidos (entre -27 e -26‰) quando comparado aos outros peixes das áreas naturais, visto que os peixes da FAL e do JBB apresentam valores muito próximos (entre -25 e -24‰), fazendo com que a variação entre eles seja cerca de 2‰. O mesmo acontece com os valores de $\delta^{15}\text{N}$ que nos pontos naturais da FAL e do JBB apresentam valores muito próximos (entre 6 e 7‰) e no IBGE os valores estão em torno de (8 e 9‰), com variação de 2‰ entre os mesmos.

Já os peixes das áreas impactadas apresentaram pouca variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ uma vez que os peixes do CT possuíam valores médios iguais a -22,3‰ e os peixes do CP valores médios iguais a -22,7‰. Por outro lado, em relação aos valores de $\delta^{15}\text{N}$ houve uma variação de aproximadamente 2‰, onde os peixes do CT apresentaram valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ mais enriquecidos que os peixes do CP (Tabela 5 e Figura 3).

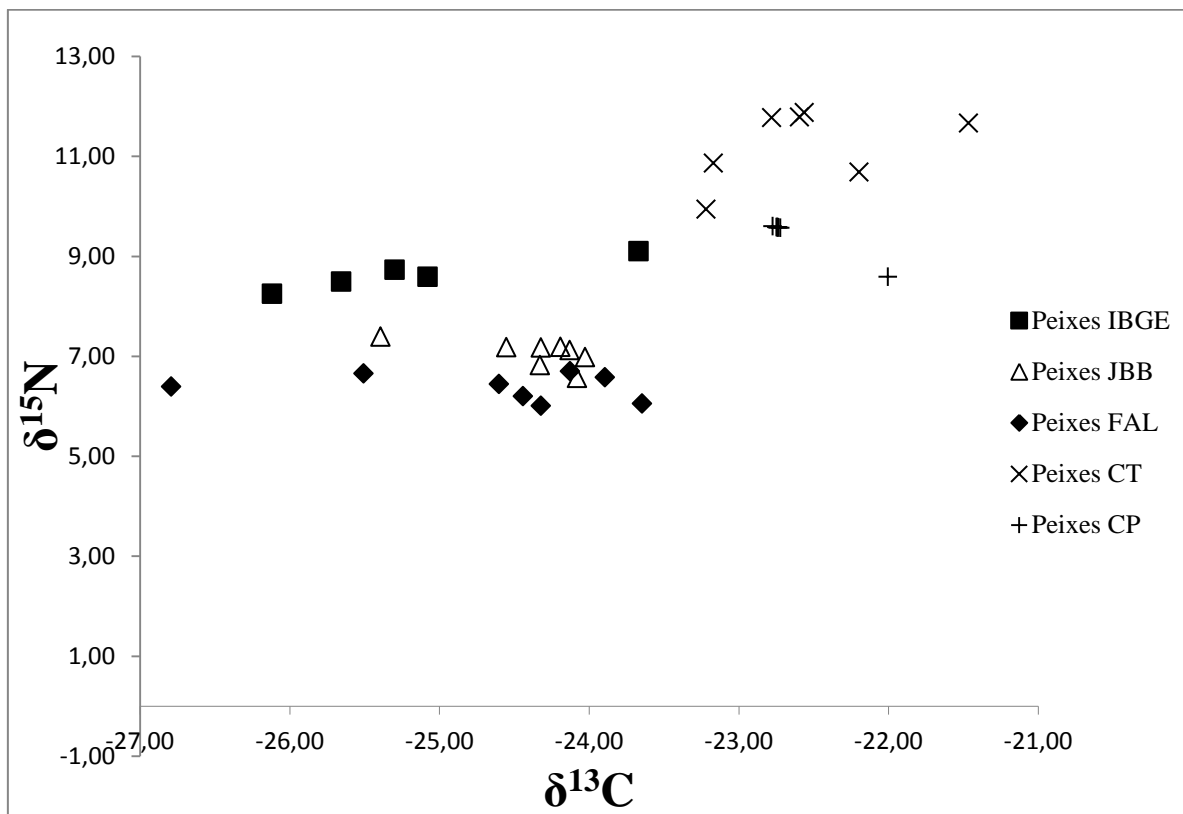


Figura 3 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nos peixes dos pontos amostrais. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado.

Na figura 4 é possível analisar o $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nas plantas e nos peixes com o intuito de identificar as diferenças entre as razões isotópicas. De maneira geral observou-se que as amostras do tecido vegetal são empobrecidas em $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, quando comparadas ao tecido animal.

O $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes é mais enriquecido que o das plantas do tipo C_3 cerca de 10‰. Já o $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes é mais enriquecido que o das plantas cerca de 4‰, essa variação reflete a diferença entre os níveis tróficos dos produtores primários (plantas) e dos consumidores (peixes).

Vale a pena perceber que a *Brachiaria sp.* apresentou valor de $\delta^{15}\text{N}$ mais enriquecido quando comparado as plantas das áreas naturais, e valor intermediário quando comparado aos valores encontrados nos peixes. Por outro lado, ao analisar o valor do $\delta^{13}\text{C}$ notou-se que ela se apresentou mais enriquecida quando comparada as plantas dos ambientes naturais e também em relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados nos peixes.

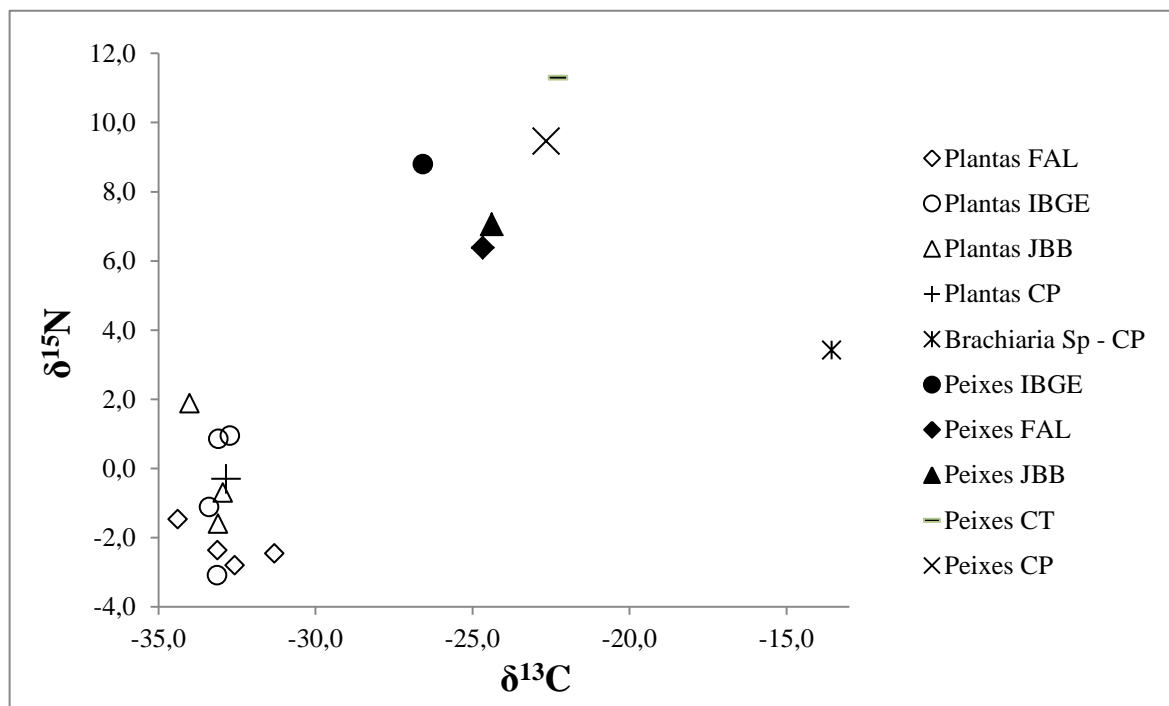


Figura 4 - Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nas plantas e nos peixes. FAL: Fazenda Água Limpa; IBGE: Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; JBB: Estação Ecológica do Jardim Botânico; CP: Núcleo Rural Tabatinga; CT: Fazenda Coité do Cerrado.

4.3 MODELO DE MISTURA DE DUAS FONTES

Através da equação de mistura foi possível calcular a porcentagem de vegetação dos tipos C₃ e C₄ que estão sendo incorporadas na dieta dos peixes nas áreas impactadas.

$$\% C_3 = (-22,5) - (-13,6) / (-33,2) - (-13,6)$$

$$\% C_3 = 28,5$$

A porcentagem de plantas do tipo C₃ foi de 28,5% e de 71,5% para as plantas tipo C₄.

5. DISCUSSÃO

As variações encontradas entre as áreas naturais e impactadas estão relacionadas com a alteração da paisagem, visto que a diversidade de habitats e as condições ambientais de riachos estão relacionadas com a composição da vegetação ripária (GREGORY et al., 1991). Ometto et al. (2000) e Ferreira e Casatti (2006) destacam que a cobertura do solo nas zonas ripárias em riachos está relacionada com as características físico-químicas da água, como é o caso do aumento da turbidez encontrada nas áreas impactadas, gerada dentre outros fatores, pela ausência das matas ripárias que contribui com o carreamento de materiais alóctones para os corpos aquáticos (FERREIRA e CASSATTI, 2006; KASANGAKI et al., 2008).

A mudança do uso do solo, associada à introdução de espécies não nativas acarretaram em problemas ambientais e ecológicos, como a alteração na dieta da ictiofauna defendida por Kamdem Toham e Teugels, 1999; Bojsen e Barriga, 2002, e a mudança no metabolismo dos riachos. Esses efeitos puderam ser observados na comparação entre as áreas naturais e impactados visto que as atividades antrópicas, seguidas da mudança na paisagem e da introdução de espécies exóticas (PRIMACK e RODRIGUES, 2002; BARBOSA et al., 2006) alteraram o funcionamento do sistema.

Analisando a influência de espécies exóticas, no caso a *Brachiaria sp.* que foi utilizada no presente estudo, foi possível observar que houveram variações nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes, sendo que eles apresentaram valores mais enriquecidos nas áreas impactadas afetando, assim, a teia trófica como um todo e corroborando com as teorias de Rowe et al. (1999) e Ferreira (2004), os quais destacam que as alterações na cobertura do solo tem implicações sobre a dieta das espécies de riachos.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados nas plantas do tipo C_3 são menos enriquecidos que os valores da *Brachiaria sp.*, visto que esse é um resultado esperado devido as diferenças dos processos bioquímicos fotossintéticos que as plantas C_3 e C_4 possuem (PARRON et al., 2004). Ao comparar os valores das plantas com os dos peixes percebeu-se que os peixes apresentaram valores mais enriquecidos aos encontrados nas plantas, uma vez que as diferenças nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ característicos das plantas C_3 e C_4 refletem na composição isotópica dos animais como destacado por DeNiro e Epstein (1978).

Vannote et al. (1980) defendem que em riachos de cabeceira onde há pouca entrada de luz o metabolismo heterotrófico é dominante, fazendo com que a cadeia de detritos predomine no sistema. Por outro lado os resultados encontrados nas áreas naturais não corroboram com essa teoria, visto que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ são mais enriquecidos que os propostos por Parron et al. (2004). Essas diferenças podem estar associadas a dois fatores: i) influência de plantas do tipo C_4 de fora das zonas ripárias; ii) influência da cadeia de pastoreio.

A hipótese que melhor corrobora com o enriquecimento do $\delta^{13}\text{C}$ nas áreas naturais é a influência da cadeia de pastoreio no sistema uma vez que a entrada de vegetação do tipo C_4 nessas áreas é pouco provável visto que se trata de áreas preservadas, fazendo com que a entrada de recursos provenientes da vegetação campestre e do cerradão tenha que atravessar uma área muito grande até atingir os corpos aquáticos. Miranda (2013) delimitou as áreas de drenagem das microbacias dos ambientes naturais e constatou que a captação da FAL corresponde a 11,4 km², do IBGE a 44,0 km² e do JBB a 30,0 km², confirmando a hipótese que a entrada de vegetação do tipo C_4 no ecossistema aquático é pouco provável.

Em relação aos valores de $\delta^{15}\text{N}$ as plantas do tipo C_3 tiveram valores empobrecidos quando comparado com a *Brachiaria sp.*. Por sua vez, independente da área amostrada, os peixes são mais enriquecidos cerca de 3‰ uma vez que estão em um nível trófico acima das plantas (PEREIRA, 2007). Para explicar o enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ nas áreas naturais cabem duas hipóteses: i) entrada de uma teia alimentar; ii) influência da cadeia de pastoreio no sistema, sobretudo das fontes autotróficas autóctones de carbono.

A hipótese mais aceitável que explica o enriquecimento do $\delta^{13}\text{C}$ é a influência da cadeia de pastoreio no sistema, que por sua vez está influenciando o metabolismo dos riachos, visto que os valores encontrados nos peixes utilizados neste trabalho sugere uma influência tanto da cadeia de detritos como da cadeia de pastoreio.

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ nos peixes apresentaram um enriquecimento de cerca de 3‰ quando comparado as plantas. Essa variação pode ser vista como uma diferença nos níveis tróficos de cada ambiente, visto que a passagem de um nível trófico para outro pode causar variações de cerca de 3‰ no $\delta^{15}\text{N}$ (PEREIRA, 2007), e dessa maneira apresentam um resultado já esperado. Por outro lado, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes destacou a influência das cadeias de pastoreio e de detrito dentro dos ecossistemas aquáticos visto que, se ocorresse apenas a cadeia de pastoreio os valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes deveriam ser menos enriquecidos e variar da mesma forma que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ das plantas, ou seja, entre -35 e -30‰. Por outro lado, caso houvesse apenas a cadeia de detritos nesses ambientes os valores de $\delta^{13}\text{C}$ deveriam ser mais enriquecidos.

Quanto ao enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ nas áreas impactadas é possível dizer que ele se deve ao fato das áreas sofrerem grande efeito das ações antrópicas, contribuindo com a presença de gramíneas exóticas, *Brachiaria sp.*, constituindo plantas do tipo C_4 . O enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ nos peixes tem relação direta com o valor enriquecido de $\delta^{13}\text{C}$ das plantas uma vez que reflete o que foi consumido pelos peixes (DeNIRO e EPSTEIN, 1978), visto que o modelo de mistura demonstrou que os peixes estavam se alimentando nas áreas impactadas de aproximadamente 70% de plantas do tipo C_4 . O aumento da turbidez provocado pelo carreamento do material alóctone para os sistemas aquáticos (SILVA et al., 2008) subsidiou o aumento dos sólidos em suspensão impedindo a entrada de luz dentro dos corpos aquáticos e alterou as cadeias de pastoreio e de detritos, fazendo com que nesse sistema prevalecesse a cadeia de detritos.

Embora existam poucos estudos para explicar as relações entre os elementos da paisagem e uso do solo com a ictiofauna nos ambientes tropicais (BOJSEN e BARRIGA, 2002; FERREIRA e CASATTI, 2006), Bojsen e Barriga (2002) enfatizam que a estrutura das comunidades de peixes é fortemente influenciada pelo desmatamento; Rowe et al. (1999) e Growns et al. (2003) encontraram diferenças nas assembleias de peixes em trechos com vegetação ripária formada por gramíneas e florestas; e Roy et al. (2007) destacaram que as matas ripárias são importantes para moderar os distúrbios causados pelas ações antrópicas com o intuito de assegurar a integridade das assembleias de peixes. Esses autores sustentam a teoria de que as diferenças encontradas nos tecidos dos peixes nos ambientes naturais e impactados estão relacionadas com a matriz que ambos os ambientes estão inseridos, sobretudo com a alteração na paisagem.

6. CONCLUSÃO

As interações entre os ambientes terrestres e aquáticos são complexas e os estudos sobre as teias alimentares de peixes de riachos podem elucidar alguns aspectos dessas relações. Este estudo destacou a importância da cobertura do solo na dieta dos peixes de riachos tropicais e no metabolismo desses riachos levando em consideração a mudança de uso do solo, a respeito da conversão das matas ripárias em pastagem.

Baseando-se nos resultados obtidos, conclui-se que a retirada das zonas ripárias levou a uma mudança significativa na dieta da ictiofauna, visto que nas áreas impactadas, onde houve a transição de plantas do tipo C₃ (matas ripárias) para plantas do tipo C₄ (pastagem), os peixes tiveram uma assinatura isotópica predominante de fontes alóctones, no caso, a pastagem. Além das alterações na dieta da ictiofauna também foi possível perceber que os riachos estão sofrendo ação das cadeias de pastoreio e de detritos devido aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ encontrados nos peixes.

Dessa forma é possível inferir que a perda e/ou fragmentação das zonas ripárias desestruturam as teias alimentares e causam alterações no metabolismo de riachos. Com isso, destaca-se que a recuperação e a preservação dessas áreas são indispensáveis para garantir a manutenção da integridade e da qualidade ambiental dos sistemas aquáticos.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No Brasil há poucos estudos a cerca dos efeitos da alteração da paisagem na ictiofauna e no metabolismo de riachos tropicais. A maior parte dos trabalhos é produzida em regiões de clima temperado e os resultados obtidos, na maioria das vezes, não podem ser utilizados em regiões de clima tropical uma vez que os funcionamentos desses ecossistemas não acontecem da mesma forma.

Contudo, este trabalho espera ter contribuído com informações sobre os riachos tropicais a partir da viabilidade dos isótopos estáveis como ferramenta de monitoramento ambiental. Uma vez que essa é uma ferramenta que reflete as modificações nos ambientes a partir de uma técnica relativamente simples, com menos análises e com menores custos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSO, A. A. O. **Aporte, retenção e decomposição da serrapilheira de mata de galeria e características físicas, químicas e hidrológicas em duas seções do córrego Itaúna (Itatinga – SP), Bacia do Alto Paranapanema**. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Paulo, USP. 1993.

BARBOSA, J. M.; BUENO, R. M.; ROCHA, H. H. S.; REZENDE, D. M.; COSTA, M. V. C. V. Mudanças na paisagem e uso do solo na área rural de sobradinho, Uberlândia, MG. **Caminhos da Geografia** 7(17); 180-191. 2006

BJ RNSTAD, T.; MAGGIO, G. E. **Radiotracer technology as applied to interwell communication in oilfields**; Manuscript, IAEA: Vienna, 2000; Rossi, P.; Ph. D. Thesis, University of Neuchâtel. 1994.

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, 47, 2246–2260. 2002.

BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; SILVA, J. C. da. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with diferente anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**, 29(1), 27-38. 2012.

BOYS, C. A.; THOMS, M. C. A large-scale, hierarchical approach for assessing habitat associations of fish assemblages in large dryland rivers. **Hydrobiologia**. 572(1):11-31. 2006.

BRITO, E. F.; MOULTON, T. P.; De 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**, 31(5), 623-633. 2006.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. **Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo)**. In: Henry R (ed.) *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, FUNDIBIO:FAPESP, pp.769-800. 1999.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, 632:273-283. 2009.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S.; ZENI, J. O. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, vol. 10, no. 1, p. 205-214. 2012.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Ilheringia. Série Zoologia**, 97(3), 7-15. 2007.

COAT, S.; MONTI, D.; BOUCHON, C.; LEPOINT, G. Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. **Freshwater Biology**, 54, pp.1028–1041. 2009.

COLETTA, L. D.; NARDOTO, G. B.; LATANSIO-AIDAR, S. R.; ROCHA, H. R. Isotopic view of vegetation and carbon and nitrogen cycles in a cerrado ecosystem, southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, vol.66, n.4, pp. 467-475. 2009.

COSTA, W. J. E. M. Feeding habits of a fish community in a tropical Coastal stream, Rio Mato Grosso, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment.**, 22: 145-153. 1987.

DeNIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotope in animals. **Acta**, 42, pp.495 – 506. 1978.

DeNIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. **Acta**, 45, pp.341 – 351. 1981.

DIAS, A. M.; TEJERINA-GARRO, F. L. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil.

Neotropical Ichthyology 8(3):587-598. 2010.

FERREIRA, A. **Ecologia trófica de *Astyanax paranae* (Osteichthyes, Characidae) em córregos da bacia do Rio Passa-cinco, Estado de São Paulo**. 2004. 56 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

FERREIRA, .P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.

FERREIRA, A.; De PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. de B.; GERHARD, P.; KASHIWAQUI, E. A. L.; CYRINO, J. E. P.; MARTINELLI, L. A. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. **Ecology of Freshwater Fish**, 21(1), 12–22. 2012.

FREITAS, S. K. M. **Memórias de Dona Flor: uso e aplicações do conhecimento tradicional do cerrado**. Universidade de Brasília – UnB. Centro de Estudos do Cerrado da Chapada dos Veadeiros. p. 1-13. 2011.

GANNES, L. Z.; DEL RIO, C. M.; KOCK, P. Natural abundance variations in stable isotopes and their potential uses in animal physiological ecology. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Oxford, v. 119a, n. 3, p. 725-737. 1998.

GONÇALVES, J. F. J.; MARTINS, R. T.; OTTONI, B. M. P.; COUCEIRO, S. R. M. **Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros**. In: N. Hamada, J. L. Nessimian, R.. Querino (Eds.), (pp. 1-41). Manaus. 2013.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; McKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land an water. **Bioscience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

GROWNS, I.; GEHRKE, P. C.; ASTLES, K. L.; POLLARD, D. A. A comparison of

fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury-Nepean River system. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 10, p. 209-220, 2003.

HAHN, N. S.; FUGI, R.; PERETTI, D.; RUSSO, M. R.; LOUREIRO-CRIPPA, V. E. **Estrutura trófica da ictiofauna da planície de inundação do alto Rio Paraná**. Universidade Estadual de Maringá. pp.123–126. 2002.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running water**. Canada, TorontoPress, 555p. 1970.

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

JOLY, C. A.; SPIGOLON, J. R.; LIEBERG, S. A.; DE SALIS, S. M.; AIDAR, M. P. M.; METZGER, J. P. W.; ZICKEL, C. S.; LOBO, P. C.; SHIMABUKURO, M. T.; MARQUES, M. C. M.; SALINO, A. Projeto Jacaré- Pepira – O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional. P. 271-287. In: R.R. Rodrigues & H. F. Leitão-Filho (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, Edusp. 2001.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Proceedings of the International Large Rivers Symposium (D.P. Dodge, ed.). **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**. 106. Ottawa, p. 110-127. 1989.

KAMDEM TOHAM, A.; TEUGELS, G. G. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. **Hydrobiologia**, 397, 29–38. 1999.

KASANGAKI, A.; CHAPMAN, L. J.; BALIRWA, J. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 53, p. 681-697, 2008.

KAUSHIK, N. K.; HYNES, H. B. N. The fate of the dead leaves that fall into streams. **Asch. Hydrobiol.** Department of Biology, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canadá. 1971.

LACERDA, P. A. **Influência de alterações da floresta ripária na ocorrência e dieta de loricariídeos (Siluriformes) em igarapés de terra firme da Amazônia central.** Manaus: UFAM, 2007, 65 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 2007.

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.

LAJTHA, K.; MICHENER, R. H. (ED.). **Stable isotopes in ecology and environmental science.** Oxford: Blackwell Scientific Publications. 316 p. 1994.

LEFF, L.G.; McARTHUR, J. V. The effect of leaf pack composition on processing: a comparison of mixed and single species packs. **Hydrobiologia** 182: 219-224. 1989.

LEITE, G. F. M. **Processos ecológicos em zonas ripárias: O efeito da integridade da vegetação ripária sobre as comunidades aquáticas em riachos de cabeceira.** Brasília: UnB, 2013. 99 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília. 2013.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Matas Ciliares. In: LEITÃO FILHO, H. F., RODRIGUES, R. R. (Eds). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** Editora da Universidade de São Paulo – Edusp, São Paulo. p.33-44. 2000.

LOPES, C. A. **Variabilidade de isótopos estáveis de carbono e de isótopos estáveis de nitrogênio.** Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2001. 47 p. Exame Geral de Qualificação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá. 2001.

LOPES, C. A.; BENEDITO-CECILIO, E. Variabilidade isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) em produtos primários de ambientes terrestres e de água doce. **Acta Scientiarum**. Maringá, v. 24, n. 2, p. 303-312. 2002.

LORION, C. M.; KENNEDY, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, vol. 19, p. 468-479. 2009.

MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, L. R.; MATSUI, E.; FORSBERG, B. R.; MOZETO, A. A. Utilização das variações naturais de $\delta^{13}\text{C}$ no estudo de cadeias alimentares em ambientes aquáticos: princípios e perspectivas. **Acta Limnologica Brasiliense**, Botucatu, v. 1, p. 859-882, 1988.

MARTINELLI, L. A., OMETTO, J. P. H. B., FERRAZ, E. S., VICTORIA, L. R., DE CAMARGO, P. B., MOREIRA, M. Z. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. Editora Oficina de Textos. 144 p. 2009.

MENEZES N. A.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, S. H.; WEITZMAN, M. J. Peixes de riacho da floresta costeira atlântica brasileira: um conjunto pouco conhecido. In: **II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: estrutura, função e manejo**. São Paulo, Academia de Ciências do Estado de São Paulo, v. 1. pp. 290-295. 1990.

MENEZES N.A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies de água doce neotropicais**. São Paulo: Museu de Zoologia – Universidade de São Paulo. 2007.

MINAGAWA, M.; WADA, E. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**. Oxon. V. 48, p. 1135-1140. 1984.

MIRANDA, F. dos S. **Características físico-químicas de pequenas drenagens em**

matas de galeria de Cerrado após a ocorrência de incêndio florestal. Brasília: UnB, 2013. 101 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília. 2013.

MORAIS, A.; GONÇÁVES, L. P.; ROSA, E. U.; COSTA, S. R. A. Eficiência da vegetação ripária na faixa marginal de proteção (APP de margem de rio). **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.** 2011.

MOTTA, R. L. da; UIEDA, V. S., Dieta de duas espécies de peixes do Ribeirão do Atalho, Itatinga, SP. **Revista brasileira de Zoociências**, 6(2), pp.191–205. 2004.

MUGODO, J.; KENNARD, M. J.; LISTON, P.; NICHOLS, S.; LINKE, S.; NORRIS, R. H.; LINTERMANS, M. Local stream habitat variables predicted from catchment scale characteristics are useful for predicting fish distribution. **Hydrobiologia**. 572(1):59-70. 2006.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. **Ecological Applications**. 3:209–212. 1993.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. **Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities** (1st editio., p. 448). Academic Press. 2005.

NIN, C.S.; RUPPENTHAL, E. L.; RODRIGUES, G. G. Vegetação ripária e suas funções ecológicas referentes à produção de folhiço em cursos de água, São Francisco de Paula, RS. **Revista Brasileira de Biociência**, 5, pp.861–863. 2007.

OMETTO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; BALLESTER, M. V. R.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.; VICTORIA, R. L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of Piracicaba river basin, southeast Brazil. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 44, p. 327-337, 2000.

PARRON, L. M. ; BUSTAMANTE, M. M. C ; CAMARGO, P. B. **Composição isotópica de carbono e nitrogênio em solos e plantas de uma Mata de Galeria: efeito do gradiente topográfico.** Boletim de Pesquisa da Embrapa Cerrados, v. 127, p. 1-24, 2004.

PEREIRA, A. L. Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. **Revista Biociência**, v. 13, n 1-2, pp.16–27. 2007.

PEREIRA, A. L.; BENEDITO, E.; SAKURAGUI, C. M.. Spatial variation in the stable isotopes of ^{13}C and ^{15}N and trophic position of *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) in Corumbá Reservoir, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 79(1), pp.41–49. 2007.

PETERSON B. J.; FRY, B. **Stable isotopes in ecosystem studies.** Annual Review of Ecology and Systematics, Palo Alto, v. 18, p. 293-320, 1987.

PRIMACK, R. C.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**, 3ª impressão, Londrina, Editora Vida. 2002.

ROCHA, F. C.; CASATTI, L.; CARVALHO, F. R.; SILVA, A. M. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail (*Typhaceae*, *Angiospermae*) stands in Southeast Brazil. **Neotr. Ichthyol.**, 7(2):241-250. 2009.

RODRIGUES, W. Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de Cerrados. **Revista de Economia e Sociologia Rural**. vol.43, n.1, pp. 135-153. 2005.

ROWE, D. K.; CHISNALL, B. L.; DEAN, T. L.; RICHARDSON, J. Effects of land use on native fish communities in east coast streams of the North Island of New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, Wellington, v. 33, p. 141-151, 1999.

ROY, A. H.; FREEMAN, B. J.; FREEMAN, M. C. Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 22, p. 385-402, 2007.

SILVA JÚNIOR, M. C. **Tree communities of the gallery forest of the IBGE Ecological Reserve, Federal District, Brazil.** Tese (Doutorado), 257p. University of Edinburhg. 1995.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazônica.** vol.38, n.4, pp. 733-742. 2008.

SMITH, B. N.; EPSTEN, S. Two Categories of $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ Ratios for Higher Plants. **Plant Physiology.** v. 47, pp.380–384. 1971.

SWAN, C.M., PALMER, M.A. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. **Journal of the North American Benthological Society.** 23:15–28. 2004.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept . **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.** v. 37(1), pp.130–137. 1980.

WADA, E.; IMAIZUMI, R.; TAKAI, Y. Natural abundance of ^{15}N in soil organic matter with special reference to paddy soils in Japan: biogeochemical implications on the nitrogen cycle. **Geochemical Journal.** 18: 109-123. 1984.