

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CERRO LARGO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E TECNOLOGIAS
SUSTENTÁVEIS**

JULIANA FELDEN

**BIOMASSA DE PEIXES É SUBSIDIADA POR RECURSOS ALÓCTONES EM UM
RESERVATÓRIO SUBTROPICAL RECÉM-FORMADO: AUMENTO DA ALOCTONIA
PARA ÁREAS RIPÁRIAS PRESERVADAS**

**CERRO LARGO
2019**

JULIANA FELDEN

**BIOMASSA DE PEIXES É SUBSIDIADA POR RECURSOS ALÓCTONES EM UM
RESERVATÓRIO SUBTROPICAL RECÉM-FORMADO: AUMENTO DA ALOCTONIA
PARA ÁREAS RIPÁRIAS PRESERVADAS**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade ambiental

Orientador: Prof. Dr. David A. Reynalte-Tataje
Coorientador: Prof. Dr. Ivan González-Bergonzoni

CERRO LARGO

2019

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Felden, Juliana

Biomassa de peixes é subsidiada por recursos
alóctones em um reservatório subtropical recém-formado:
Aumento da aloctonia para áreas ripárias preservadas /
Juliana Felden. -- 2019.

66 f.:il.

Orientador: Doutor David Augusto Reynalte-tataje.

Co-orientador: Doutor Ivan González-bergonzoni.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da
Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e
Tecnologias Sustentáveis-PPGATS, Cerro Largo, RS , 2019.

1. Peixes. 2. Isótopos estáveis. 3. Mata ciliar. 4.
Recursos alóctones. I. Reynalte-tataje, David Augusto,
orient. II. González-bergonzoni, Ivan, co-orient. III.
Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

JULIANA FELDEN

**BIOMASSA DE PEIXES É SUBSIDIADA POR RECURSOS ALÓCTONES EM UM
RESERVATÓRIO SUBTROPICAL RECÉM-FORMADO: AUMENTO DA ALOCTONIA
PARA ÁREAS RIPÁRIAS PRESERVADAS**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Área de Concentração: Monitoramento, Controle e Gestão Ambiental

Linha de Pesquisa: Qualidade ambiental

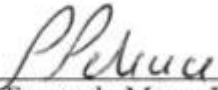
Orientador: Prof. Dr. David A. Reynalte-Tataje

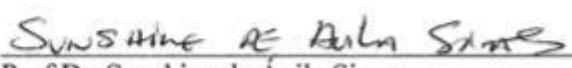
Coorientador: Prof. Dr. Ivan González-Bergonzoni

Esta Dissertação foi defendida e aprovada pela banca em: 12/04/2019.

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. David Augusto Reynalte Tataje
Universidade Federal da Fronteira Sul
(Presidente da Banca)


Prof Dr. Fernando Mayer Pelicice
Universidade Federal do Tocantins


Prof Dr. Sunshine de Ávila Simas
Universidade Federal de Santa Catarina

DEDICATÓRIA

A minha família.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal da Fronteira Sul por possibilitar um ensino de qualidade através do Programa de Pós Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS) e aos excelentes professores pelos ensinamentos transmitidos.

Ao meu orientador, professor Dr. David A. Reynalte-Tataje, por ter aceitado o desafio e depositado confiança no meu trabalho, por muitas vezes ter acompanhado as atividades de campo e principalmente pelo conhecimento transmitido e amizade.

Ao meu coorientador, professor Dr. Ivan González-Bergonzoni que não mediu esforços para ensinar desde a preparação das amostras até os resultados desse trabalho, disponibilizando seu tempo e paciência para me atender.

Ao Centro Universitário Regional del Este de Maldonado – Uruguai, por disponibilizar seu laboratório para preparação das amostras e ao professor Dr. Franco Teixeira de Mello por toda receptividade.

Ao atual coordenador do Programa de Pós-graduação, professor Dr. Fernando Henrique Borba, que sempre incentivou a pesquisa e o crescimento científico.

À minha família, pela paciência e incentivo.

Aos meus colegas Adelita, Rodrigo, Marthoni, Marlon, Tacieli, Samuel e Lucas que tanto me auxiliaram em campo, sempre prontos para ajudar em tudo que fosse necessário.

À amiga Alvenir que disponibilizava sua casa nos períodos de coletas e preparava deliciosas refeições.

Ao Sr. Libório e Sra. Ivoni que sempre me receberam muito bem em sua casa durante todo o período do mestrado.

E especialmente a Deus pela criação da natureza e pela oportunidade de estar pesquisando e tendo cada vez mais a certeza do quanto perfeita ela é. Por ter me acompanhado em cada momento e preparado cada etapa que eu iria enfrentar.

RESUMO

A qualidade ecológica e o funcionamento dos rios são fortemente influenciados pela sua região ribeirinha, o que pode afetar diretamente a distribuição dos recursos alimentares e, consequentemente, as relações de alimentação das comunidades biológicas que vivem em ambientes aquáticos. Nesse sentido, o objetivo desta pesquisa foi identificar os recursos basais que originaram a biomassa de peixes no reservatório de Passo São João (rio Ijuí-RS, Brasil) comparando áreas litorâneas com matas ciliares e de copa aberta. A amostragem foi realizada em duas estações do ano (primavera / 2017 e verão / 2018). Um total de 177 amostras musculares pertencentes a nove espécies de peixes e 51 amostras de recursos basais (algas bentônicas, matéria orgânica particulada fina, vegetação terrestre e detritos) foram coletadas em quatro áreas de mata ciliar preservada e quatro áreas de copa aberta. As assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio do peixe geralmente refletiram a importância da vegetação terrestre como recurso energético basal, entretanto, diferenças foram observadas quando se compararam assinaturas isotópicas de peixes provenientes de áreas de mata ciliar e copa aberta. A origem da biomassa total de peixes mostrou claramente que há um crescente apoio alóctone à biomassa em direção à mata ciliar, subsidiando cerca de 70% da biomassa total de peixes nas áreas de mata ciliar versus cerca de 57% da biomassa nas áreas de copa aberta. A maioria dos peixes herbívoros-detritívoros aumentou sua biomassa autóctone apoiada em direção às áreas de copa aberta. No entanto, os onívoros-carnívoros apresentaram um padrão consistente de biomassa alóctone suportada para todas as espécies em ambas as áreas, mas com uma contribuição ligeiramente maior de recursos alóctones nas áreas de mata ciliar 83,4 (74,3-92,7) e menor no dossel aberto 70,5 (56,7-83,0), considerando valores médios e um intervalo de credibilidade de 95%. Já os resultados obtidos a partir de volumes de itens do conteúdo estomacal das espécies estudadas, a maioria não apresentou diferenças entre os itens alimentares consumidos em ambas as áreas. O presente estudo mostra que a mata ciliar representa um importante subsídio energético para diversas espécies de peixes e sua remoção pode causar uma limitação no suprimento de alimentos, afetando a estrutura trófica da comunidade de peixes.

Palavras-chave: isótopos estáveis, mata ciliar, recursos alóctones, recursos autóctones, subsídios terrestres.

ABSTRACT

Ecological quality and the functioning of rivers are strongly influenced by their riparian region, which can directly affect the distribution of food resources and consequently the feeding relationships of biological communities living in aquatic environments. In this sense, the aim of this research was to identify the basal resources that originated the fish biomass in the Passo São João reservoir (Ijuí River-RS, Brazil) comparing littoral areas with riparian forests and of open canopy. Sampling was carried out in two seasons of the year (spring/2017 and summer/2018). A total of 177 muscle samples belonging to nine species of fish and 51 bulk samples of basal resources (benthic algae, fine particulate organic matter, terrestrial vegetation and debris) were collected in four areas for preserved riparian forest and four areas of open canopy. The carbon and nitrogen isotopic signatures of the fish generally reflected the importance of terrestrial vegetation as a basal energetic resource, however, differences were observed when isotopic signatures of fish coming from areas of riparian forest and open canopy were compared. The origin of the total biomass of fish showed clearly that there is an increasing allochthonous support to biomass towards the riparian forest, subsidizing around 70% of the total fish biomass in the riparian forest areas vs. around 57% of biomass in the open canopy areas. Most herbivorous-detritivorous fish increased their autochthonous supported biomass towards the open canopy areas. However, the omnivores-carnivorous showed a consistent pattern of allochthonous supported biomass for all species in both areas, but with a slightly higher contribution of allochthonous resources in riparian areas 83.4 (74.3-92.7) than in open canopy 70.5 (56.7-83.0), considering average values and a 95% credibility intervals. On the other hand, the results obtained from the volumes of stomach contents of the species studied did not present differences between the food items consumed in both areas. The present study shows that the riparian forest represents an important energetic subsidy for several fish species and its removal may cause a limitation in the supply of food items, affecting the trophic structure of the fish community.

Keywords: stable isotopes, riparian forest, allochthonous resources, autochthonous resources, terrestrial subsidies.

LISTA DE TABELAS

Table 1 - Average of the environmental variables observed in four sites in the lentic compartment of the reservoir of the Passo São João HPP (Ijuí River-RS, Brazil).....	30
Table 2 - Taxonomic identity of fish obtained for stable isotope analysis in the two study sites (Open canopy littorals and littorals of riparian forest) of the Passo São João reservoir (Ijuí River-RS, Brazil). Number of samples (n), minimum and maximum standard length (min SL- max SL), and species abbreviations used in Figure 2 are presented.....	32
Table 3 - Result of the Multi-Response Permutation Procedures (MRPP) applied to the data of items volume obtained from the stomach contents of fish caught in open canopy and in riparian forest littorals of the Passo São João HPP (Ijuí River-RS, Brazil), in spring and summer seasons. *Bold result denotes statistical difference ($P<0.05$).	37
Table 4- Contribution of basal resources to the generation of fish biomass of Open Canopy and Riparian Forest littorals of the Passo São João HPP (Ijuí River-RS, Brazil). Siar modelling results for each species and each trophic group in open and forest areas are showed (as model means and credibility intervals) using all individuals regardless of their relative biomass in the assemblage. The final row shows the results for total fish biomass considering both mean resource contribution to biomass of each species and its total biomass (assemblage –weighted estimation).	39

LISTA DE FIGURAS

Figure 1 - Map locating the sampling sites in riparian forest littorals (RF) and open canopy (OC) in the lentic compartment of the reservoir of Passo São João HPP (Ijuí River-RS, Brazil).....	30
Figure 2 - Carbon and Nitrogen Stable isotope biplot showing isotopic fingerprints of main basal resources for food webs and primary consumer invertebrates (in green) and each fish species (in red). Left panel shows open canopy sites and right panels the areas of riparian forest. Data is shown as means and SD of individuals of each type of resources and fish species.....	38
Figure 3 - Results of SIAR Bayesian mixing models for the estimation of fine articulate organic matter, autochthonous and allochthonous resource contribution to biomass of herbivorous-detritivorous fish consumers in littorals with open canopy (left panel) and riparian forest cover (right panel).	40
Figure 4 - Results of SIAR Bayesian mixing models for the estimation of fine articulate organic matter, autochthonous and allochthonous resource contribution to biomass of omnivorous-carnivorous fish consumers in littorals with open canopy (left panel) and riparian forest cover (right panel).	40
Figure 5 - Results of SIAR Bayesian mixing models for the estimation of fine p articulate organic matter, autochthonous and allochthonous resource contribution to biomass of herbivorous-detritivorous and omnivorous-carnivorous fish consumers in littoral with open canopy (left panel) and riparian forest cover (right panel).	42

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DSC	Conceito de Descontinuidade Serial
RCC	Conceito do Rio Contínuo
RPC	Conceito de Pulso de Inundação
RPM	Modelo de Produtividade Ribeirinha

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
3 RESULTADOS.....	24
3.1 ARTIGO 1: ALLOCHTHONOUS RESOURCES SUBSIDIZE FISH BIOMASS IN A RECENTLY FORMED SUBTROPICAL RESERVOIR: INCREASING ALLOCHTHONY TOWARDS PRESERVED RIPARIAN FOREST AREAS	25
3.1.1 Introduction	27
3.1.2 Methods	29
3.1.3 Results	36
3.1.4 Discussion	43
3.1.5 Conclusion.....	48
References.....	49
REFERÊNCIAS	55
Suplementary Appendix S1 – ANALYSIS OF THE STOMATIC CONTENT OF EACH SPECIMEN ESPRESSED THROUGH THE VOLUME (mm³)	64

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas aquáticos não são isolados de suas paisagens circundantes, são bastante dependentes, em graus variados, da transferência ecotonal de matéria orgânica alóctone necessária para sustentar a produtividade e a integridade biológica (TEAL 1962, ODUM e HEALD 1972, VANNOTE *et al.*, 1980), no entanto, o desmatamento em áreas ripárias e a consequente redução na entrada de detritos podem afetar negativamente as redes alimentares aquáticas.

A relação entre a disponibilidade de recursos e o fluxo de energia sugerida desde o conceito de rio contínuo (VANNOTE *et al.*, 1980) indica que as fontes energéticas das redes alimentares se deslocam ao longo do gradiente longitudinal do córrego.

A maior importância de fontes alóctones pode refletir o contato entre a água e o ambiente ribeirinho, representando uma grande troca de recursos entre os ecossistemas (GREGORY *et al.*, 1991; MOLDENKE e VER LINDEN, 2007; SULLIVAN 2013). Em direção a locais de copa aberta (por exemplo, área de pastagem) esse contato é reduzido e um aumento na irradiação de luz produz um aumento da produtividade primária, provavelmente favorecendo o uso de recursos autóctones (VANNOTE *et al.*, 1980; SULLIVAN, 2013; COLLINS *et al.*, 2016).

Com base em evidências semelhantes para rios maiores, o modelo de produtividade ribeirinha revisado (THORP e DELONG, 2002) postula que a maior parte da biomassa em todas as redes alimentares ribeirinhas é alimentada por fontes autóctones. Isso refletiria o fato de que o carbono autóctone é mais facilmente incorporado à biota por ser mais lável do que o carbono alóctone (THORP e DELONG, 1994, 2002) além de ser mais nutritivo (LAU *et al.*, 2009b).

São inúmeras as relações mantidas entre a região ribeirinha e o ambiente aquático (GOOLEY *et al.*, 1978; MARTINS, 2001; LIMA, 2003), como o fornecimento direto pelas copas das árvores de frutos, sementes e flores, usados como alimento pelos peixes, sombreamento, manutenção da temperatura da água e a proteção do corpo hídrico contra o assoreamento das margens e do solo do entorno.

A importância da existência de florestas ripárias ao longo dos rios, ao redor de lagos e reservatórios, fundamenta-se no amplo espectro de benefícios que este tipo de vegetação traz ao ecossistema, exercendo função protetora sobre os recursos naturais bióticos e/ou abióticos (DURIGAN e SILVEIRA, 1999), no entanto, a construção de reservatórios para várias finalidades mudou os ecossistemas naturais em muitos países, alterando as condições físicas e químicas dos sistemas lóticos, que interrompem os gradientes longitudinais ao longo dos cursos fluviais (WARD e STANFORD, 1983; STRAŠKRABA *et al.*, 1993). Com as mudanças nos regimes de fluxo, o transporte de sedimentos e as interações da planície de inundação podem alterar a disponibilidade espacial e sazonal e a abundância de certas fontes de carbono e ainda reduzir a capacidade das redes alimentares de utilizar recursos anteriormente importantes (THORP *et al.*, 2006, 2008) podendo ter efeitos significativos sobre o fluxo de energia em redes alimentares aquáticas (MARCARELLI, *et al.*, 2011).

A avaliação da estrutura trófica de comunidades de peixes fornece importantes subsídios para a compreensão das relações entre os componentes da ictiofauna e dos demais organismos da comunidade aquática e terrestre bem como o fluxo de energia entre os níveis tróficos (BENNEMANN *et al.*, 2000; AGOSTINHO *et al.*, 2007). Diante desse contexto, utilizamos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio com o objetivo de identificar os recursos basais que originam a biomassa de peixes em um reservatório recém-formado do Rio Ijuí (bacia do Rio Uruguai), comparando a origem dos recursos que sustentam a biomassa de peixes em áreas de mata ciliar preservada e em áreas adjacentes de copas abertas (onde a floresta já foi suprimida há alguns anos).

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A qualidade ecológica e o funcionamento de rios são fortemente influenciados tanto pela zona ripária como pelos sistemas territoriais adjacentes ao ecótono ripário, além das alterações naturais ou antrópicas presentes em ambos os casos (TABACCHI *et al.*, 1998). A interação entre as entradas longitudinal (transporte da matéria orgânica), lateral (transferida da vegetação ripária para o curso de água) e vertical (material vegetal caindo diretamente no curso de água) associadas a escalas temporais levam a uma dinâmica peculiar da matéria orgânica e fluxo de energia num curso de água, com consequências na produtividade, retenção e depósitos de diferentes frações de matéria orgânica (GONÇALVES *et al.*, 2006).

O interesse sobre a produção biótica e o fluxo de energia em sistemas aquáticos foi impulsionado, inicialmente pelos trabalhos de Lindeman (1942) que abordavam a dinâmica trófica de comunidades e pelos trabalhos de Odum (1956, 1957) que aprimoraram o estudo do fluxo de energia em sistemas, o que acabou tornando-se um dos mais importantes focos do estudo da ecologia alimentar de redes fluviais nas últimas décadas.

Vários modelos para descrever o fluxo de energia foram desenvolvidos enfatizando a matéria orgânica proveniente de fontes alóctones e autóctones. O Conceito do Rio Contínuo (RCC) proposto por Vannote *et al.*,(1980), prediz que a distribuição das guildas tróficas estaria diretamente ligada à disponibilidade de alimento e energia ao longo do rio e intimamente ligada à influência da vegetação ripária sobre os cursos d'água. Visualizou os sistemas lóticos como uma rede integrada e linear como um gradiente ecológico contínuo. O RCC baseia-se na ordem dos rios, no tipo de matéria orgânica particulada e no tipo de invertebrados bentônicos presentes. Este conceito considera que o sistema fluvial apresenta um gradiente contínuo de condições físicas, resultando em um contínuo de adaptações bióticas e em padrões longitudinais de carregamento, transporte, utilização e armazenamento de matéria orgânica. Ressalta ainda, que os organismos e as características de cada região lótica evoluíram de acordo com as condições físicas e químicas determinadas pela geologia e geomorfologia da bacia e do canal fluvial, sendo que ocorre um ajuste das

comunidades biológicas a este gradiente de condições para que toda entrada de energia seja utilizada eficientemente (Vannote *et al.*, 1980).

Já o Modelo de Produtividade Ribeirinha (RPM) proposto por Thorp e DeLong (1994, 2002) enfatiza para a produção autotrófica em teias alimentares em sistemas de maior porte que não foi explicitamente reconhecido nos primeiros trabalhos sobre o RCC (Vannote *et al.* 1980). A hipótese é que a produção autóctone e os insumos orgânicos diretos da zona ribeirinha, juntos, representam a “principal” fonte de carbono que conduz as redes alimentares dos grandes rios caracterizados primariamente por um canal constringido e por um substrato firme adequado. Além disso, nos rios de planície de inundação a produtividade primária (especialmente do fitoplâncton) é um contribuinte significativo para a produtividade secundária - embora provavelmente não seja a principal fonte de carbono assimilado. O carbono autóctone e insumos alóctones diretos da zona ribeirinha são proporcionalmente mais importantes porque são relativamente lábeis e assim mais facilmente assimilados pelos heterótrofos. A composição da comunidade e a produção secundária diferirão entre os locais dentro de um grande rio em resposta às características físicas de cada habitat e aos tipos de matéria orgânica presentes. Consequentemente, os organismos variarão grandemente em sua dependência relativa da matéria orgânica derivada da produção primária em fluxo ou do transporte lateral e a jusante da matéria orgânica particulada (THORP e DELONG, 2002).

A Teoria do Pulso de Inundação (RPC) proposta por Junk *et al.*, (1989) propõe que interações laterais entre o canal e as planícies de inundação condicionam a estrutura e o funcionamento desses sistemas. Afirma que o pulso é gerado pelas características geomorfológicas e hidrológicas da bacia hidrográfica, e promove as trocas laterais entre o canal do rio e sua planície associada e essas trocas têm um maior impacto direto sobre a biota do que o ciclo interno de nutrientes, sendo que o principal efeito do pulso de inundação sobre os organismos é hidrológico. Durante a época de cheia, ocorre a transferência dos nutrientes presentes no rio para a vegetação ripária, por sua vez a importação de nutrientes pelas enchentes favorece a produtividade primária. Enquanto as águas das enchentes recuam, os fluxos de nutrientes e partículas orgânicas tendem a voltar para o sistema fluvial associada com

o aumento da biomassa. A vegetação terrestre se regenera enquanto as zonas úmidas marginais secam (ZAMORA-ARROYOET *et al.*, 2001).

De acordo com Johnson e Richardson (1995) o Pulso de Inundação, assim como o Rio Contínuo está focalizado em princípios naturais sem considerar as influências antrópicas, como por exemplo, a remoção da mata ciliar e o represamento que interrompem as condições imaculadas de um contínuo fluvial, proporcionando mudanças nos padrões previstos (TA FANG, 2010).

A Teoria da Descontinuidade Serial (DSC) descrita por Ward e Stanford em 1983 considera essas alterações provocadas por fatores naturais ou antrópicos e pode ser aplicada a bacias hidrográficas impactadas e, de acordo com ela, uma interferência no ambiente produz alterações longitudinais nos processos bióticos e abióticos, considerando que a direção de mudança (montante ou jusante) depende da posição do impacto. Outros fatores de grande importância são a construção de barragens, desvios, canalizações, poluição, etc., que interrompem o contínuo de um rio, alterando sua composição físico-química, modificando sua estrutura e o funcionamento do sistema, resultando na perda de heterogeneidade espacial e temporal do curso d'água.

Os sistemas fluviais têm sido fortemente impactados por atividades humanas devido à utilização de pesticidas e fertilizantes para a agricultura, lançamento de esgotos urbanos, lançamento de efluentes industriais e alterações na cobertura vegetal. Tais atividades alteram as condições naturais dos ambientes aquáticos representando sérias ameaças à diversidade de peixes (DALA-CORTE *et al.*, 2009), além de causarem consequências para a integridade ecológica e a saúde dos ecossistemas ripários (ALLAN, 2004; BLEVINS *et al.*, 2013).

A construção de barragens para formação de reservatórios e geração de energia hidrelétrica também representa um importante ameaça à conservação da ictiofauna. Ao longo do século XX, a construção de reservatórios caracterizou-se por grandes empreendimentos espalhados por diversos continentes, levando a regulação de imensos volumes de água e a inundação de milhares de quilômetros quadrados de área (MARGALEF, 1983). No Brasil, os reservatórios estão associados a uma ampla rede de produção de hidroeletricidade (TUNDISI, 1999), um serviço considerado vital para a manutenção da sociedade e cujos interesses, frequentemente, se contrapõem

as questões ambientais (NOGUEIRA *et al.*, 2006). A instalação destes empreendimentos pode influenciar regimes hidrológicos de bacias hidrográficas, modificando as condições ambientais e interferindo direta ou indiretamente nas comunidades biológicas aquáticas. A ictiofauna é a porção mais visível dessas comunidades e pode ser considerada como um bom bioindicador da qualidade geral do ambiente aquático (ARAÚJO, 1998).

A formação dos reservatórios provoca alterações na composição e na estrutura das populações de peixes, em maior ou menor grau, de acordo com a posição da barragem em relação às áreas de vida, a quantidade de área de várzea perdida, a existência de rios alternativos para migração e desova, e a qualidade da água (AGOSTINHO *et al.*, 2007). A construção de reservatórios altera drasticamente as características hidrológicas de um rio, passando de um estado lótico para lêntico ou semi-lêntico (WOYNAROVICH, 1991; AGOSTINHO *et al.*, 2007) causando profundas modificações nas comunidades bióticas da sua área de influência (AGOSTINHO, 1992), mudando as relações tróficas e reprodutivas das espécies. Conforme Agostinho *et al.*, (1992), existem diversos trabalhos que abordam impactos de barramentos sobre a ictiofauna, mas é notório o pouco conhecimento sobre biologia, distribuição e demanda abiótica que interferem na vida das espécies de peixes (AGOSTINHO, 1994).

As principais diferenças entre os ecossistemas lóticos e os lênticos são que em rios e riachos a corrente tende a ser um fator limitante e de controle muito mais importante do que em lagos. Outro aspecto diz respeito às trocas entre terra e água, que são mais intensas nos ambientes lóticos, e que acabam por gerar um ecossistema muito mais aberto com comunidades de metabolismo heterotrófico, especialmente em riachos de reduzida ordem. Além disso, as estratificações térmicas e química são extremamente raras em ecossistemas lóticos, sendo que a tensão de oxigênio é mais alta e mais uniforme em rios. É importante ressaltar que todas estas diferenças vão proporcionar características específicas e diferenciadas na dinâmica e na estrutura das comunidades que estão adaptadas a estes ecossistemas. Os reservatórios, por sua vez, podem ser considerados ecossistemas híbridos rios/lagos. Esta peculiaridade se deve as características típicas que estes ambientes possuem, ou seja, intensa influência externa; morfologia e hidrologia distintas de lagos e rios, e fontes externas e internas de matéria orgânica (KIMEL *et al.*, 1990).

A criação de habitats lênticos, pode fazer com que a fonte de carbono dominante mude ao mesmo tempo em que aumenta a importância da produção de algas (HOEINGHAUS *et al.*, 2007; KAYMAK *et al.*, 2015). As redes alimentares são uma característica funcional dos ecossistemas que fornecem informações sobre o impacto do represamento em rios que não podem ser alcançados a partir de abordagens baseadas na comunidade (VANDER ZANDEN *et al.*, 2003; HOEINGHAUS *et al.*, 2008; CROSS *et al.*, 2011).

O ambiente desempenha papel fundamental na composição da dieta dos peixes fluviais. Ele determina, de acordo com suas características como o tipo de fundo, turbidez da água, presença ou ausência de vegetação ripária, que alimentos estão disponíveis para serem consumidos pelos peixes (BRITTAINE e SALTVEIT, 1989; BUNN e ARTHINGTON, 2002).

A mata ciliar, também conhecida como vegetação ripária ou de galeria, consistem na flora existente às margens de cursos d'água (ALVARENGA, 2004). Esse tipo de vegetação pode apresentar algumas características como tolerância a inundações periódicas e capacidade de adaptação em terrenos com alto grau de declividade. As funções ambientais desta formação vegetal envolvem a manutenção da qualidade da água e da estabilidade do solo frente aos processos erosivos, regularização do regime hídrico, proteção dos cursos d'água, fornecimento de alimento para a fauna aquática e silvestre (BROADMEADOW e NIBEST, 2004), manutenção da interação entre solo, água, flora e fauna, e diminuição da perda de nutrientes (SCHILLING e JACOBSON, 2014). Além disso, contribuem para manter a estabilidade térmica da água e permitem a construção de caminhos para os animais de vida selvagem (MARTINS, 2001; ARAÚJO, 2002).

De maneira geral, a zona ripária é conceitualmente simples, mas as dinâmicas inerentes a esse sistema são de grande relevância (NAIMAN *et al.*, 2005), uma vez que em riachos que cruzam áreas de floresta, a relação mata-rio é complexa e necessária para a manutenção da diversidade dos organismos aquáticos (BARRELLA *et al.*, 2000). As matas ciliares são ecótonos entre os ecossistemas terrestre e o aquático e influenciadas por ambos. Têm a função de regular as transferências de energia e nutrientes de um ecossistema a outro (LIMA, 1989; CORRELL, 2001; CAVALCANTI e LOCKABY, 2006; COLLINS *et al.*, 2010). As alterações na cobertura vegetal causam

variações temporais e espaciais na composição e características das assembleias de peixes (ex. riqueza de espécies, abundância, biomassa, dieta) sendo que a comunidade íctica é adversamente afetada pela degradação da zona ripária (CASTRO *et al.*, 2003; BONATO *et al.*, 2012; FERREIRA *et al.*, 2012). Apesar do pouco conhecimento sobre a complexidade das interações entre peixes e a zona ripária em ecossistemas de cabeceira, sua degradação devido a mudanças no uso do solo, é constantemente referenciada nos estudos como determinante na seleção da biota de riachos (CASATTI e LANGEANI, 2009; DIAS e TEJERINA-GARRO, 2010; FERREIRA *et al.*, 2012). Casatti e Langeani (2009), ao compararem riachos dominados por gramíneas nas suas margens com outros com maior complexidade de habitat, verificaram que a riqueza de espécies, a abundância de espécies raras e a dominância divergiram entre os dois grupos de riachos, sendo que a riqueza e a abundância de espécies raras foram maiores nos trechos de riachos com maior complexidade de habitat.

As estratégias de forrageamento utilizadas pelos peixes possibilitam que eles façam uso dos mais diferentes recursos alimentares disponíveis nos ambientes aquáticos. O alimento consumido permite reconhecer na ictiofauna grupos tróficos distintos, inferir sobre a estrutura das populações e definir a importância dos diferentes níveis tróficos no ecossistema (ALVIM e PERET, 2004).

A principal rota de fluxo de energia e ciclagem orgânica em grandes bacias hidrográficas sul-americanas é o detrito (BOWEN, 1984). Assim, a presença da mata ciliar e as inundações sazonais são essenciais para a produção e transporte desse recurso alimentar para os peixes (AGOSTINHO e ZALEWSKI, 1995; GOMES e AGOSTINHO, 1997). O predomínio de grupos que se alimentam de sedimentos sugere que estes são um recurso valioso e abundante (BOWEN, 1984; FUGI, 1993; GERKING, 1994).

Nas cadeias tropicais, muitas espécies de peixes se utilizam de alimentos em níveis tróficos inferiores, tais como lodo orgânico e seus micro-organismos associados (LOWE-MCCONNELL, 1999), no entanto, em reservatórios o consumo de detrito por peixes é considerado uma tática alimentar fundamental, aumentando a eficiência energética e a produtividade da comunidade (ALVIM e PERET, 2004)

A estrutura trófica de uma comunidade biológica pode ser definida como um sistema adaptativo complexo, no qual diversos componentes (ex. produtores primários e consumidores) se conectam e interagem por meio das suas relações alimentares (LEVIN, 1999). A transferência de energia do alimento através de grupos de organismos que consomem e são consumidos é chamado de cadeia alimentar (ODUM, 2007; HAGY III e KEMP, 2012) e os níveis tróficos são grupos de organismos que possuem seus hábitos alimentares bastante similares, correspondendo a diferentes níveis na cadeia alimentar (HAGY III e KEMP, 2012). Portanto, os indivíduos de uma população podem ocupar um ou mais níveis tróficos de acordo com a fonte de energia assimilada. Os peixes, por exemplo, ocupam mais de um nível trófico na cadeia alimentar (WOOTON, 1990).

O estudo da alimentação natural de peixes e o estabelecimento da estrutura trófica fornecem informações relevantes sobre o funcionamento do ecossistema no qual estão inseridos, permitindo compreender a autoecologia das espécies e seu papel no ecossistema. O estudo da dieta também permite a identificação dos fatores que determinam o padrão de alimentação do peixe ao longo de seu ciclo vida, já que muitas espécies alteram seu hábito alimentar durante o crescimento, devido às variações morfológicas (HAHN *et al.*, 2000; LIMA-JUNIOR, 2003) ou pela disponibilidade do recurso (ABELHA *et al.*, 2001) o que pode levar indivíduos de uma mesma espécie a distinções espaciais e/ou temporais relacionadas à alimentação.

O efeito relativo nas redes alimentares fluviais também refletirá a posição e o número de represas presentes no sistema fluvial. Em certas circunstâncias, a criação de habitats lênticos acima das represas aumentará a produção de fitoplâncton, permitindo a exportação de uma nova fonte de carbono planctônica para redes alimentares a jusante (ANGRADI, 1994; DOI *et al.*, 2008). O padrão temporal de interações entre o canal principal e os habitats laterais também pode ter implicações significativas para a abundância e importância relativa das fontes de carbono e para as vias de fluxo de carbono na teia alimentar como um todo para os produtores primários, que são geralmente as fontes de carbono que sustentam as cadeias alimentares ribeirinhas (FISHER *et al.*, 2001).

Diferentes mecanismos podem regular a biomassa e as interações tróficas de comunidades aquáticas (GERKING, 1984; CARPENTER *et al.*, 1985). Alguns estudos

destacam a produtividade primária fitoplânctônica como o principal fator limitante à produção de peixes em lagos e reservatórios (MELACK, 1976; DOWNING *et al.* 1990; GOMES, *et al.* 2002). A relação positiva com a clorofila-a pode estar associada ao fato de que, em ambientes tropicais, a biomassa de peixes e o rendimento pesqueiro são mantidos principalmente pela cadeia de detritos, em especial aqueles provenientes da decomposição das comunidades fitoplânctônicas e perifíticas (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1986; BENEDITO-CECÍLIO *et al.*, 2000; GOMES *et al.*, 2002; GONZÁLEZ-BERGONZONI *et al.*, In Press).

Em reservatórios antigos, embora de pequeno porte, foi observado que os peixes ainda utilizam itens de origem alóctones em sua dieta (DIAS *et al.*, 2005). Por outro lado, em reservatórios com período de formação de médio a longo e com grande capacidade, a cadeia alimentar das espécies de peixes é mantida principalmente por itens autóctones (ABELHA *et al.*, 2005; BENNEMANN *et al.*, 2011).

Entender como as comunidades biológicas se organizam é um dos passos para compreender os processos que influenciam a estrutura e o funcionamento dos sistemas ecológicos (RICKLEFS, 2010). Uma alternativa metodológica quem vem sendo empregada nas últimas décadas para o estudo de teias alimentares é a análise de isótopos estáveis utilizada para investigar uma ampla gama de características e processos do ecossistema aquático, freqüentemente usando razões naturais de isótopos de carbono e nitrogênio mais pesados a mais leves (geralmente apresentados como $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente), para elucidar a posição trófica (VANDER ZANDEN e RASMUSSEN, 1999; POST, 2002), interações com redes alimentares (FISHER *et al.*, 2001), movimentos de peixes (RASMUSSEN *et al.*, 2009), uso de habitat de peixes (FRY, 2006), padrões alimentares sazonais (HERWIG *et al.*, 2007), efeitos de espécies introduzidas (MARTINEZ *et al.*, 2001), geoquímica de captação e uso da terra (CHANG *et al.*, 2002; JEPSEN e WINEMILLER, 2007; WINEMILLER *et al.*, 2011), e outros impactos humanos sobre ecossistemas aquáticos (KOHZU *et al.*, 2009).

Isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento químico que possuem o mesmo número de prótons, porém, diferentes números de nêutrons, ou seja, possuem massas diferentes, mas que não decaem ao longo do tempo. A ideia central da análise de isótopos estáveis se baseia no fato de que as composições de isótopos de

consumidores refletem as composições isotópicas dos produtores primários, os quais, por sua vez, refletem as características do ambiente em que ocorrem (REICH e WORTHY, 2006). Nas análises quando a razão entre os isótopos pesado e leve de uma amostra é maior do que a razão do padrão, o valor δ é positivo (composição enriquecida), e quando a razão entre os isótopos pesado e leve da amostra é menor do que a razão do padrão, o valor δ é negativo (composição empobrecida).

A análise de isótopos estáveis apresenta algumas vantagens sobre os métodos tradicionais de estudo de dieta, como, por exemplo, o registro da alimentação assimilada e não simplesmente ingerida pelo animal o (WALKER e MACKO, 1999). A técnica vem sendo utilizada em estudos de ecologia alimentar, e mais recentemente, para a identificação de estoques ecológicos (BARROS *et al.*, 2010; BOTTA, 2011).

A diferença no número de nêutrons não tem influência na reatividade química dos isótopos, porém, eles se comportam de formas distintas em reações cinéticas: o isótopo mais leve reage de maneira mais rápida do que o pesado, ou seja, a razão entre os isótopos pesado e leve ao final de uma reação (produto) é diferente da razão inicial entre eles (substrato). Este comportamento isotópico distinto, que leva à variação na proporção entre isótopos ao passar por um processo físico-químico, é conhecido como fracionamento isotópico. Em razão do fracionamento, consumidores apresentam composições isotópicas enriquecidas em relação a suas fontes alimentares. O enriquecimento de nitrogênio entre níveis tróficos varia, tipicamente, entre 2 e 5‰ (PETERSON e FRY, 1987), enquanto que, para carbono, varia entre 1 e 2‰ (DENIRO e ESPSTEIN, 1978). Assim, em virtude da diferença no enriquecimento trófico apresentado pelos elementos, usualmente isótopos de nitrogênio são usados para estimar a posição trófica de um indivíduo em uma cadeia alimentar, enquanto que isótopos de carbono são usados para caracterizar a dieta dos consumidores (PETERSON e FRY, 1987).

As diferenças nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre produtores ocorrem, principalmente, em razão do sistema fotossintético das plantas, onde espécies com ciclo C4 geralmente apresentam composições mais enriquecidas em ^{13}C do que plantas C3 (PETERSON e FRY, 1987). Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ entre plantas de água doce (-27‰), macroalgas (-18.5‰) e fanerógamas marinhas (-11‰), por exemplo, são

estatisticamente distintos, o que possibilita determinar a proporção de cada tipo na dieta dos consumidores (CLEMENTZ *et al.*, 2007).

3 RESULTADOS

Os resultados deste estudo estão apresentados como um artigo científico escrito em inglês na seção 3.1, cujo título é: “**Biomassa de peixes é subsidiada por recursos alóctones em um reservatório subtropical recém- formado: aumento da aloctonia para áreas ripárias preservadas**” e será submetido para avaliação do periódico “Hydrobiologia”.

3.1 ARTIGO 1: ALLOCHTHONOUS RESOURCES SUBSIDIZE FISH BIOMASS IN A RECENTLY FORMED SUBTROPICAL RESERVOIR: INCREASING ALLOCHTHONY TOWARDS PRESERVED RIPARIAN FOREST AREAS

ABSTRACT

Ecological quality and the functioning of rivers are strongly influenced by their riparian zones, which can directly affect the distribution of food resources and consequently the feeding relationships of biological communities living in aquatic environments. In this sense, the aim of this research was to identify the basal resources that originated the fish biomass in the Passo São João reservoir (Ijuí River-RS, Brazil) comparing littoral areas with riparian forests and of open canopy. Sampling was carried out in two seasons of the year (spring/2017 and summer/2018). A total of 177 muscle samples belonging to nine species of fish and 51 bulk samples of basal resources (benthic algae, fine particulate organic matter, terrestrial vegetation and debris) were collected in four areas for preserved riparian forest and four areas of open canopy. The carbon and nitrogen isotopic signatures of the fish generally reflected the importance of terrestrial vegetation as a basal energetic resource, however, differences were observed when isotopic signatures of fish coming from areas of riparian forest and open canopy were compared. The origin of the total biomass of fish showed clearly that there is an increasing allochthonous support to biomass towards the riparian forest, subsidizing around 70% of the total fish biomass in the riparian forest areas vs. around 57% of biomass in the open canopy areas. Most herbivorous-detritivorous fish increased their autochthonous supported biomass towards the open canopy areas. However, the omnivores-carnivorous showed a consistent pattern of allochthonous supported biomass for all species in both areas, but with a slightly higher contribution of allochthonous resources in riparian areas 83.4 (74.3-92.7) than in open canopy 70.5 (56.7-83.0), considering average values and a 95% credibility intervals. On the other hand, the results obtained from the volumes of stomach contents of the species studied did not present differences between the food items consumed in both areas. The present study shows that the riparian forest represents an important energetic subsidy for several fish species and its removal may cause a limitation in the supply of food items, affecting the trophic structure of the fish community.

Keywords: stable isotopes, riparian forest, allochthonous resources, autochthonous resources, terrestrial subsidies.

RESUMO

A qualidade ecológica e o funcionamento dos rios são fortemente influenciados pela sua região ribeirinha, o que pode afetar diretamente a distribuição dos recursos alimentares e, consequentemente, as relações de alimentação das comunidades biológicas que vivem em ambientes aquáticos. Nesse sentido, o objetivo desta pesquisa foi identificar os recursos basais que originaram a biomassa de peixes no reservatório de Passo São João (rio Ijuí-RS, Brasil) comparando áreas litorâneas com matas ciliares e de copa aberta. A amostragem foi realizada em duas estações do ano (primavera / 2017 e verão / 2018). Um total de 177 amostras musculares pertencentes a nove espécies de peixes e 51 amostras de recursos basais (algas bentônicas, matéria orgânica particulada fina, vegetação terrestre e detritos) foram coletadas em quatro áreas de mata ciliar preservada e quatro áreas de copa aberta. As assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio do peixe geralmente refletiram a importância da vegetação terrestre como recurso energético basal, entretanto, diferenças foram observadas quando se compararam assinaturas isotópicas de peixes provenientes de áreas de mata ciliar e copa aberta. A origem da biomassa total de peixes mostrou claramente que há um crescente apoio alóctone à biomassa em direção à mata ciliar, subsidiando cerca de 70% da biomassa total de peixes nas áreas de mata ciliar versus cerca de 57% da biomassa nas áreas de copa aberta. A maioria dos peixes herbívoros-detritívoros aumentou sua biomassa autóctone apoiada em direção às áreas de copa aberta. No entanto, os onívoros-carnívoros apresentaram um padrão consistente de biomassa alóctone suportada para todas as espécies em ambas as áreas, mas com uma contribuição ligeiramente maior de recursos alóctones nas áreas de mata ciliar 83,4 (74,3-92,7) e menor no dossel aberto 70,5 (56,7-83,0), considerando valores médios e um intervalo de credibilidade de 95%. Já os resultados obtidos a partir de volumes de itens do conteúdo estomacal das espécies estudadas, a maioria não apresentou diferenças entre os itens alimentares consumidos em ambas as áreas. O presente estudo mostra que a mata ciliar representa um importante subsídio energético para diversas espécies de peixes e sua remoção pode causar uma limitação no suprimento de alimentos, afetando a estrutura trófica da comunidade de peixes.

Palavras-chave: isótopos estáveis, mata ciliar, recursos alóctones, recursos autóctones, subsídios terrestres.

3.1.1 Introduction

Deciphering the dominant carbon sources and energy pathways in riverine food chains is essential to understand the ecosystem functioning, with implications in river management and conservation (DENG *et al.*, 2018). Particularly, the transformation of organic matter into primary and secondary production is an essential process that promotes biodiversity patterns and associated ecosystem services (HUMPHRIES *et al.*, 2014). Within this context, the investigation of energy pathways that support the production of biomass of metazoan organisms has become one of the most important focuses of study aquatic food web ecology in recent decades where it has been emphasized the importance of the organic matter coming from autochthonous and/or allochthonous sources subsidizing biomass in food webs (PINGRAM *et al.*, 2012).

The higher importance of allochthonous sources in small-forested streams may reflect the intimate contact between the water and the riparian surroundings, representing a high cross-ecosystem resource exchange (GREGORY *et al.*, 1991; MOLDENKE and VER LINDEN, 2007; SULLIVAN 2013). On the other hand, towards larger open-canopy sites (e.g. grassland riparian area) this contact is reduced and an increase in light irradiation produces an increase of instream productivity, probably favouring the use of autochthonous resources (VANNOTE *et al.*, 1980; SULLIVAN, 2013; COLLINS *et al.*, 2016). Recent evidence comparing small forested and larger grassland reaches in both tropical and temperate streams suggest that the role of riparian forest in increasing allochthonous contribution to biomass is consistent across climate regions (COLLINS *et al.*, 2016).

However, anthropogenic influences, such as removal of riparian forest and damming that interrupt the normal conditions of a river continuum, can lead to changes in the main sources of carbon that sustain the riverine food chains, depending on the characteristics of the development (JOHNSON e RICHARDSON, 1995, HERWIG *et al.* 2007, POOLE 2010, PINGRAM *et al.*, 2012).

The interruption of the river continuum was described by the Serial Discontinuity Concept (SDC, WARD and STANFORD, 1983, 1995b; STANFORD e WARD, 2001), evidencing the role of damming as an invasive disturbing agent, which interrupts the

continuum and causes upstream and downstream changes in the abiotic and biotic parameters and processes.

When a watershed is dammed, the river flow changes, affecting the dynamics of sediment transport (BRANDT, 2000) and the supply of allochthonous and autochthonous resources (SHANNON *et al.*, 2001; SHELDON and THOMS, 2006), limiting the access to basal resources across the riverside landscape and reducing the range of resources available to support the food chain (DELONG *et al.*, 2011). Furthermore, the removal of riparian forest in areas to be flooded is common in the formation of the reservoir (AGOSTINHO *et al.*, 2007) and may result in a further limitation of the food supply for the newly formed ecosystem (ZENI and CASATTI, 2014), affecting directly the ichthyofauna regarding to vital processes, such as feeding and reproduction (DIAS and TEJERINA-GARRO, 2010). On the other hand, there may be an increase in the importance of algae production due to the increased light irradiation and water residence time that can enhance the assimilation of autochthonous carbon into food webs (HOEINGHAUS *et al.*, 2007, KAYMAK *et al.*, 2015). However, few studies have assessed the impact of the allochthonous carbon reduction in fish biomass when the riparian forest is removed in reservoirs.

In order to evaluate the effects of damming and suggest potential restoration measures in large river ecosystems, it is essential to have an understanding of the function and structure of riverside food chains and carbon sources that support all trophic levels (JOHNSON and RICHARDSON, 1995). One of the ways to evaluate nutrient uptake by primary producers and the trophic interactions present in aquatic ecosystems is through the analysis of carbon and nitrogen stable isotope ratios (WEST *et al.*, 2006). This analysis is able to quantify the contribution of different potential sources to the biomass of consumers. Therefore, the stable isotope analysis has been increasingly used, in ecological studies of fresh waters (POST, 2002; XU *et al.* 2004), as a tool to determine the energy basis of food webs.

In this study we combined diet with N and C stable isotopes analysis to identify the basal resources that subsidize the biomass of fish in a newly formed reservoir in the Ijuí River-RS, Brazil (Uruguay River basin). For this purpose, we compare the origin of the resources fuelling fish biomass of littoral habitats with preserved riparian forest with littorals of open canopy (where the forest was suppressed some years ago) located in

the opposite bank of the reservoir. Expecting a higher food intake of terrestrial resources (debris, seeds, fruits and terrestrial invertebrates) in the littorals with riparian forest, we hypothesized that the terrestrial vegetation produces a higher proportion of fish biomass than in the littorals surrounded by open canopy.

3.1.2 Methods

Study Area

The research was carried out in a newly formed reservoir (2011), in the Ijuí River, northwest region of Rio Grande do Sul State. The Passo São João reservoir (lat - 28.135625°, lon -55.036828°) has its damming structures and powerhouse installed in the municipalities of Roque Gonzales and Dezesseis de Novembro, approximately 600 km west from Porto Alegre (RS). The reservoir also reaches the municipalities of São Luiz Gonzaga, São Pedro do Butiá and Rolador. It is an impoundment plant, which means, its reservoir has the only function of maintaining the necessary water level difference for energy generation. The plant is composed of a dam that uses an abduction channel to conduct water to the powerhouse, with an installed power of 77 MW, using a reservoir of 20.6 km² with water residence time of 10 days (ELETROSUL, 2011). Regarding the use of the soil in the surroundings, the basin is classified in forest, pasture and agricultural areas (SILVA *et al.*, 2011). The riverine vegetation areas belong to the Atlantic Forest biome. In a few areas the riparian forest was preserved, while most of it was suppressed before filling the reservoir.

The sampling sites were located in the lentic zone of the reservoir, on opposite sides of the river, in four “pairs” of areas with similar physical conditions, including two “pairs” with riparian forest in the littorals and two “pairs” with open canopy (Figure 1). The samplings were performed in two consecutive seasons of the year (spring/2017 and summer/2018). The collection of fish was performed with two sets of gillnets with mesh sizes from 14 to 40 mm between adjacent nodes, totalizing an area of 140 m² of net/sampling station at each collection. The nets were installed at the end of the day and collected at dawn the next day, totalizing a 12-hours period. Following, the individuals captured were counted, measured, weighed, identified, and then a muscle

sample and their stomachs were removed. Muscle samples were immediately frozen (-20°C) and guts were preserved in 4 % formalin for stomach content analysis in the lab.

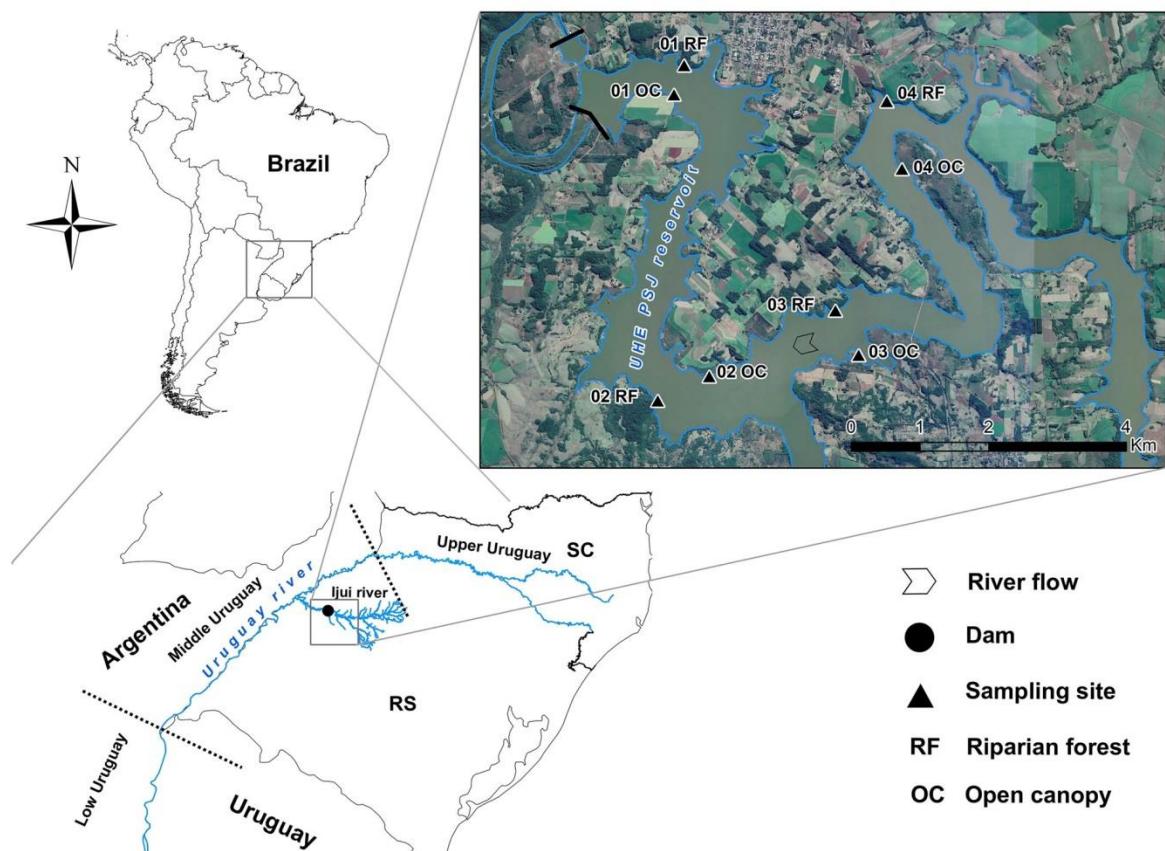


Figure 1 - Map locating the sampling sites in riparian forest littorals (RF) and open canopy (OC) in the lentic compartment of the reservoir of Passo São João HPP (Ijuí River-RS, Brazil).

The environmental variables were measured in the two seasons, in four sites of the lentic compartment of the reservoir, using a multi-parameter AK 88 to determine pH, electric conductivity, temperature and dissolved oxygen. A Secchi disk was used to verify the water transparency. The results are presented in Table 1.

Table 1 - Average of the environmental variables observed in four sites in the lentic compartment of the reservoir of the Passo São João HPP (Ijuí River-RS, Brazil).

Season	pH	Dissolved oxygen (mg/l)	Temperature (°C)	Conductivity (µS/cm)	Transparency (cm)
Spring	7.8(7.7-8.2)	9.2(7.9-10.3)	23.3(22.3-25.8)	56.2(55.2-58.9)	45.7(27.0-53.0)
Summer	7.6(7.4-7.8)	8.8(8.6-9.0)	28.3(26.5-30.0)	47.4(45.9-48.5)	20.6(18.5-23.0)

Analysis of stomach contents

During the biological analysis, around 20 stomachs / species were removed (in each area) to verify the food content of the nine most abundant species of the reservoir, which were: *Apareiodon affinis*, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris*, *Cyphocharax voga*, *Galeocharax humeralis*, *Iheringichthys labrosus*, *Pachyurus bonariensis*, *Parapimelodus valenciennis* and *Steindachnerina brevipinna*. The stomach contents were exposed in petri dishes under a stereoscope microscope for analysis and identification of the consumed food items. Each identified item was quantified in terms of volume (mm^3) using graph paper with a fixed height of one millimeter following standardized procedures (HYSLOP, 1980).

Analysis of stable Isotopes

For analysis of stable isotopes of carbon and nitrogen, we collected muscle samples from 5-17 individuals per species in sites of each type, depending on availability, covering the full range of lengths obtained (Table 2). Additionally we collected samples of the main potential basal food resources in each sampling site, following similar procedures as described in González-Bergonzoni *et al.*, (In press). Benthic algae samples were collected with a brush by scraping rocks. Terrestrial tree leaves were collected from the riparian zones, and as leaves in process of decomposition in the littoral riverbed. Additionally, fine particulate organic matter (<68 μm particulate fraction) was collected by filtering water (pre-filtered through a 68 μm mesh size net to remove zooplankton) throw a glass fiber filter and fine benthic organic matter was collected from the first 3 cm of river sediments. Then, we collected seston (20- 68 μm particulate fraction) by filtering water (also pre-filtered throw a 68 μm net) through a 20 μm net.

Table 2 - Taxonomic identity of fish obtained for stable isotope analysis in the two study sites (open canopy littorals and littorals of riparian forest) of the Passo São João reservoir (Ijuí River-RS, Brazil). Number of samples (n), minimum and maximum standard length (min SL- max SL), and the species abbreviations used in Figure 2 are presented.

Order	Family	Species(n)	Species abbreviation	Sampling site, n and size mean (min SL- max SL in mm):	
				Open canopy	Riparian forest
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i> (5)	Afa	125.8(83-139)	97.2(73-130)
		<i>Astyanax lacustres</i> (13)	Alac	84.7(65-116)	87.8(69-142)
		<i>Galeocharax humeralis</i> (6)	Ghu	175.8(135-215)	161.3(117-229)
	Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i> (9)	Cvoga	151.2(138-171)	154.0(138-165)
		<i>Steindachnerina brevipinna</i> (13)	Sbrev	124.4(111-136)	125.3(110-133)
	Parodontidae	<i>Apareiodon affinis</i> (9)	Aaf	97.9(65-136)	74.0(68-80)
Perciformes	Sciaenidae	<i>Pachyurus bonariensis</i> (14)	Pbon	147.3(108-230)	169.5(139-207)
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Iheringichthys labrosus</i> (17)	Ilab	166.0(113-201)	202.0(143-223)
		<i>Parapimelodus valenciennis</i> (13)	Pval	174.1(135-229)	180.7(155-222)

All stable isotope samples were transported to the lab where they were cleaned and prepared according to standardized procedures (e.g. LEVIN and CURRIN 2012). Samples were oven-dried, (for 48 hs at 60°C), weighed (0.5-1.5 mg for animal tissues and 2-5 mg for organic matter and algae) and sent for analysis in a continuous flow isotope ratio mass spectrometer (IRMS) at the Center for Stable Isotopes, University of New Mexico, New Mexico, USA. The natural abundance of heavy and light C and N stable isotopes ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$), relative to standards, (Pee Dee Belemnite rock and N of air, respectively) are given as delta values ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in ‰). As the C:N ratio in several samples surpassed the 3.5 value (suggesting that mathematical lipid correction of samples was necessary), samples were lipid corrected using the equation 3 developed by Post *et al.* (2007).

Data analysis

Stomach contents

According to the diets found, trophic levels were classified as herbivorous, omnivorous and carnivorous, as proposed by Agostinho *et al.* (1997).

We estimated the Frequency of Occurrence (FO%) (HYSLOP, 1980) by calculating the frequency of stomachs in which a given food item occurs in relation to the total number of stomachs evaluated that contained some type of food. The Volumetric method (V%) (HYNES, 1950) was also applied by expressing the percentage of volume of a given item considering the total volume occupied by the total volume of all items present in the stomach. The Frequency of Occurrence and Volumetric methods were integrated for the dietary analysis by using the IA (Feeding Index), expressed in percentage, as proposed by Kawakami and Vazzoler (1980). The IA is estimated using the following equation:

$$IA_i = F_i * V_i / \sum_{n=1}^n (F_i * V_i)$$

Where:

IA_i = feeding index

$i = 1,2,\dots$

n = food item

F_i = frequency of occurrence (%) for each item

V_i = volume (%) of each item

Using the IA values for each item type a Multi-Response Permutation Procedure (MRPP) analysis was applied on the food content data matrix of the specimens, captured in open canopy littorals and riparian forest littorals, in order to verify if there is a difference in diet consumption considering all item types between these two areas (ZIMMERMAN *et al.*, 1985).

Modelling basal resource contribution to fish biomass

To determine the origin of resources fuelling fish biomass Bayesian mixing models that use $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of food sources and consumers and their fractionation factors to estimate the most probable proportion of the biomass generated by each food item for an individual consumer (PARNELL *et al.*, 2010; PARNELL *et al.*, 2013; PHILLIPS, 2012). The use of multiple different basal resources can be problematic because this favours the under-determination of contributions of each resource in mixing models (FRY, 2013), thus, the isotopic signatures of the potential resources were aggregated into two key resource groups of interest as suggested by Fry (2013). The three groups of resources analysed were: i) allochthonous resources (C3 plant leaves, conditioned and unconditioned from the river); ii) autochthonous resources (benthic filamentous algae and epilithic periphyton) and iii) fine organic matter (FOM), consisting in suspended and benthic fine particulate organic matter, which is likely a mixture of unknown proportions of autochthonous and allochthonous resources.

We built separate models for Open Canopy and riparian forest littorals (pooling data from the four sites samples within each vegetation type), based on mean and SD of isotopic signature of autochthonous, allochthonous and FOM resources, and muscle samples of individuals of each fish species. The fish species were coarsely classified as herbivorous-detritivorous (those consuming algae, plants and detritus), omnivorous (consumers of plant and animals from different trophic levels) and carnivorous fishes (animal consumers) following gut content analysis, and published trophic classifications of those species in Rio Uruguay (LÓPEZ-RODRÍGUEZ *et al.*, *In Rev*). We then built one model per trophic group per site (including all species within each trophic group) using the mean fractionation values and their standard deviations from basal resources to each trophic group extracted from meta-analysis (BUNN *et al.*, 2013; POST, 2002).

This fractionation values were of 3.9 ± 1.4 (mean \pm SD) from basal resources to herbivorous-detritivorous fish, 4.3 ± 1.5 from basal resources to omnivores and 5.7 ± 1.6 from basal resources to carnivores (BUNN *et al.*, 2013). The stable isotope modelling was made using the SIAR package (PARNELL *et al.*, 2013a) in R software (R core team 2016).

The contribution of autochthonous, allochthonous and FOM resources to the generation of fish biomass in each site was estimated using the following three approaches:

- i) Analysing basal resource support to each fish species in littorals with open canopy vs. littorals with riparian forest. Three models were built per littoral riparian type, one for the herbivorous-detritivorous, one for the omnivorous and one for the carnivorous species. This is one of the most common approaches used in the determination of supporting resources for riverine biomass (e.g. BUNN *et al.*, 2003; HOEINGHAUS *et al.*, 2007; PINGRAM *et al.*, 2014; ROACH and WINEMILLER, 2015; GONZÁLEZ-BERGONZONI *et al.*, 2014, 2018).
- ii) Analysing basal resource support to each fish trophic group in littorals with open canopy vs. littorals with riparian forest. Three models were built per littoral riparian type, one grouping all species classified as herbivorous-detritivorous, one for omnivorous and one last for carnivorous species. In this way we simplify models (but including the corresponding different isotopic fractionation from basal resources to each group) allowing comparison of basal energetic resources per site for each trophic group in a Bayesian framework.
- iii) Estimating assemblage-weighted contribution of basal resources to fish biomass. In this procedure, the mean autochthonous, allochthonous and FOM contribution value per species (estimated in approach i) were up-scaled to the total fish community biomass in each site. These were calculated using the equation:

$$BM_X = BM_a * (X_a) + BM_b * (X_b) + BM_c * (X_c)$$

Where:

“ BM_x ” is total fish biomass generated by the resource x; “ BM_a ” represents the biomass of the “species a”; “ X_a ” refers to the mean calculated contribution of resource X for the “species a”. In this example equation the community contains three species: a, b and c, and we estimate the total biomass (in grams of fresh weight) generated by the resource “X”. As a final step in this estimation, the proportion of total fish assemblage biomass generated by each resource type for each site was estimated simply by dividing the biomass generated by a given source over the total biomass at each sampling site.

3.1.3 Results

Stomach contents

The analysis of stomach contents showed that the species *Steindachnerina brevipina*, *Apareiodon affinis* and *Cyphocharax voga* fed mainly on algae and detritus, whereas the species *Pachyurus bonariensis* and *Parapimelodus valenciennis* fed on both autochthonous and allochthonous insects and other small invertebrates. The species *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustris* and *Iheringichthys labrosus* consumed divers diet items of both animal and plant origin. *Galeocharax humeralis* was piscivorous feeding exclusively on fish (unidentified fish remains on stomachs) (Supplementary Appendix S1).

The MRPP result showed that most of the studied species do not present differences between the consumed food items in littorals of open canopy and littorals with riparian forest ($P>0.05$). Only the species *Iheringichthys labrosus* showed differences in the consumed items between the two areas ($P<0.05$; Table 3), for which a higher proportion of allochthonous insects in diet was found in the open canopy littorals, while a larger volume of bivalves and terrestrial vegetation was found in the riparian forest littorals.

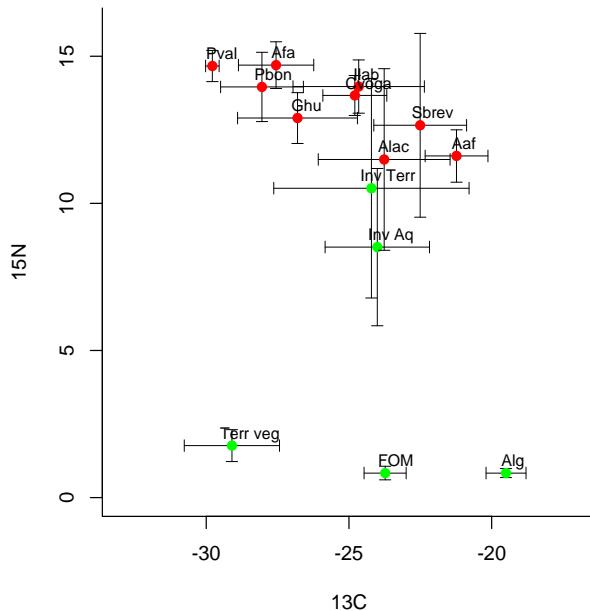
Table 3 - Result of the Multi-Response Permutation Procedures (MRPP) applied to the data of items volume obtained from the stomach contents of fish caught in open canopy and in riparian forest littorals of the Passo São João HPP (Ijuí River-RS, Brazil), in spring and summer seasons. *Bold result denotes statistical difference ($P<0.05$).

Order	Family	Species	A	T	P*
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i>	-0.005	0.297	0.512
		<i>Astyanax lacustris</i>	-0.009	0.325	0.512
		<i>Galeocharax humeralis</i>	-0.070	0.962	0.894
	Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i>	-0.093	0.990	0.956
		<i>Steindachnerina brevipinna</i>	-0.094	0.991	0.941
	Parodontidae	<i>Apareiodon affinis</i>	-0.008	0.370	0.550
Perciformes	Sciaenidae	<i>Pachyurus bonariensis</i>	0.009	-0.764	0.167
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Iheringichthys labrosus</i>	0.039	-1.150	0.020
		<i>Parapimelodus valenciennis</i>	0.009	-0.764	0.167

Stable Isotopes

In total 177 samples of fish muscle and 51 samples of basal resources (11 of benthic algae, 7 of FOM, and 13 of terrestrial vegetation and debris) were analysed from open canopy and riparian forest littorals of the reservoir (Table 2, Figure 1). The stable isotope bi-plot shows that basal resource types have contrasting C and N isotopic signatures, except for FOM and algal sources, somehow overlapping in the riparian forest littoral (Figure 2). Many fish isotopic fingerprints seem to differ between open canopy and riparian forest littorals, indicating a different assimilation of basal resources (Figure 2). Particularly more fish species lie near to the terrestrial vegetation isotopic signature in the riparian forest area assemblage (Figure 2).

Open Canopy



Riparian Forest

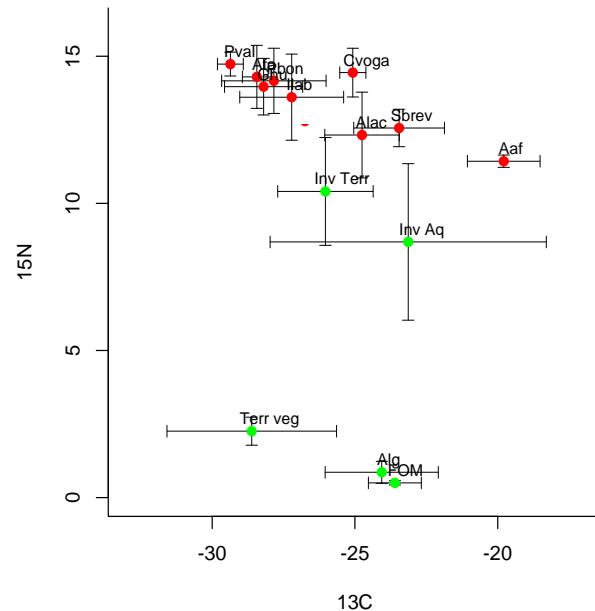


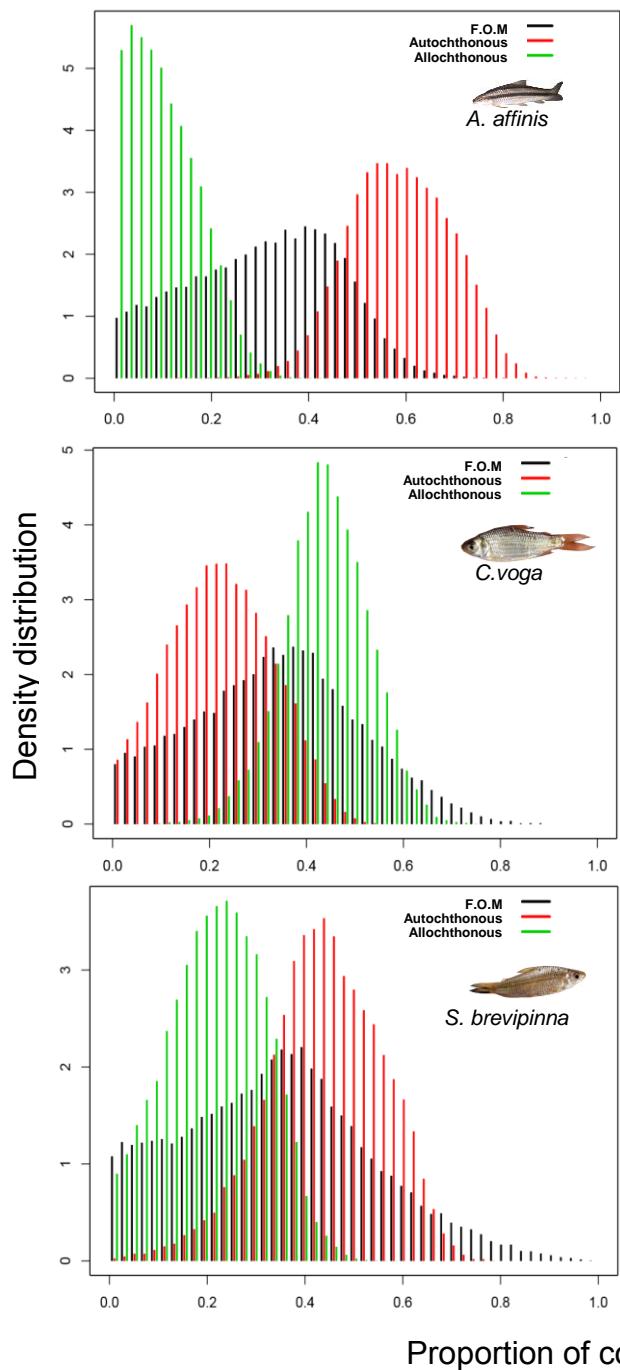
Figure 2 - Carbon and Nitrogen Stable isotope biplot showing isotopic fingerprints of main basal resources for food webs and primary consumer invertebrates (in green) and each fish species (in red). Left panel shows open canopy sites and right panels the areas of riparian forest. Data is shown as means and SD of individuals of each type of resources and fish species.

The Bayesian mixing model results for contribution of autochthonous, F.O.M and allochthonous resources to fish biomass for each species show a general pattern where species increase their autochthonous support in open canopy littorals and their allochthonous support towards the littorals with riparian forest (Table 4, Figure 3 and 4).

Table 4- Contribution of basal resources to the generation of fish biomass of Open Canopy and Riparian Forest littorals of the Passo São João HPP (Ijuí River-RS, Brazil). Siar modelling results for each species and each trophic group in open and forest areas are showed (as model means and credibility intervals) using all individuals regardless of their relative biomass in the assemblage. The final row shows the results for total fish biomass considering both mean resource contribution to biomass of each species and its total biomass (assemblage –weighted estimation).

Species	Open canopy			Riparian forest		
	Autochthonous (%)	Fine Particulate Organic Matter (%)	Allochthonous (%)	Autochthonous (%)	Fine Particulate Organic Matter (%)	Allochthonous (%)
<i>Astyanax fasciatus</i>	10.1(0.0-26.5)	20.6(0.0-45.1)	69.2(41.2-94.0)	15.4(0.0-38.2)	13.3(0.0-34.6)	71.3(42.0-96.2)
<i>Astyanax lacustris</i>	33.0(7.8-54.7)	32.0(0.0-66.2)	35.1(13.4-55.2)	35.3(1.3-66.4)	35.3(1.3-66.4)	35.3(1.3-66.4)
<i>Galeocharax humeralis</i>	13.5(0-33.3)	25.4(0.0-51.6)	61.0(33.4-88.1)	12.5(0.0-30.5)	11.0(0.0-27.2)	76.5(56.5-96.3)
<i>Cyphocharax voga</i>	22.2(1.7-41.1)	34.1(1.1-64.1)	43.7(26.5-60.7)	36.1(7.0-64.0)	31.8(4.1-56.1)	31.9(18.3-45.8)
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	43.8(21.0-66.6)	34.6(0.0-68.3)	21.6(1.8-39.0)	41.5(0.8-79.4)	44.7(3.3-82.1)	13.6(0.0-34.6)
<i>Apareiodon affinis</i>	58.7(39.5-78.8)	30.9(1.2-55.5)	10.27(0.0-22.9)	35.1(0.0-67.6)	35.8(0.13-68.9)	29.2(0.0-59.7)
<i>Pachyurus bonariensis</i>	5.3(0.0-12.8)	10.5(0.0-23.6)	84.1(71.7-96.0)	11.3(0.0-27.3)	9.6(0.0-23.6)	79.0(62.4-95.7)
<i>Iheringichthys labrosus</i>	25.4(2.8-45.5)	31.3(0.0-61.4)	43.5(24.3-62.7)	17.6(0.0-39.5)	15(0.0-35.3)	67.3(44.3-90.0)
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	2.2(0.0-6.1)	4.1(0.0-11.0)	93.6(86.4-99.7)	8.5(0.0-22.8)	7.3(0.0-19.7)	84.1(66.1-99.1)
All herbivorous-detritivorous	43.0(21.7-63.4)	31.2(0.0-65.2)	25.7(7.4-42.4)	43.4(2.1-81.3)	43.1(3.3-79.4)	13.4(0.0-30.0)
All omnivorous-carnivorous	12.2(0.1-23.1)	17.2(0.0-37.7)	70.5(56.7-83.0)	9.4(0.0-19.5)	7.1(0.0-16.5)	83.4(74.3-92.7)
Assemblage- weighted						
contribution to total biomass	19.9	23.2	56.8	16.3	15.0	68.5

Open canopy



Riparian Forest

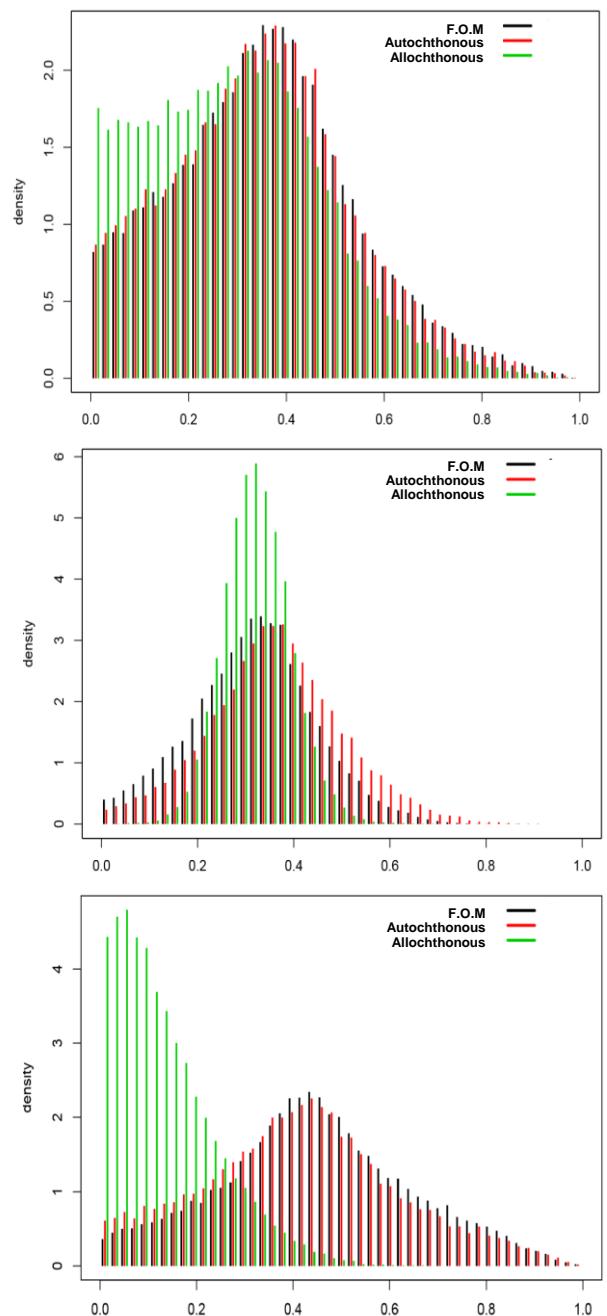


Figure 3 - Results of SIAR Bayesian mixing models for the estimation of fine articulate organic matter, autochthonous and allochthonous resource contribution to biomass of herbivorous-detritivorous fish consumers in littorals with open canopy (left panel) and riparian forest cover (right panel).

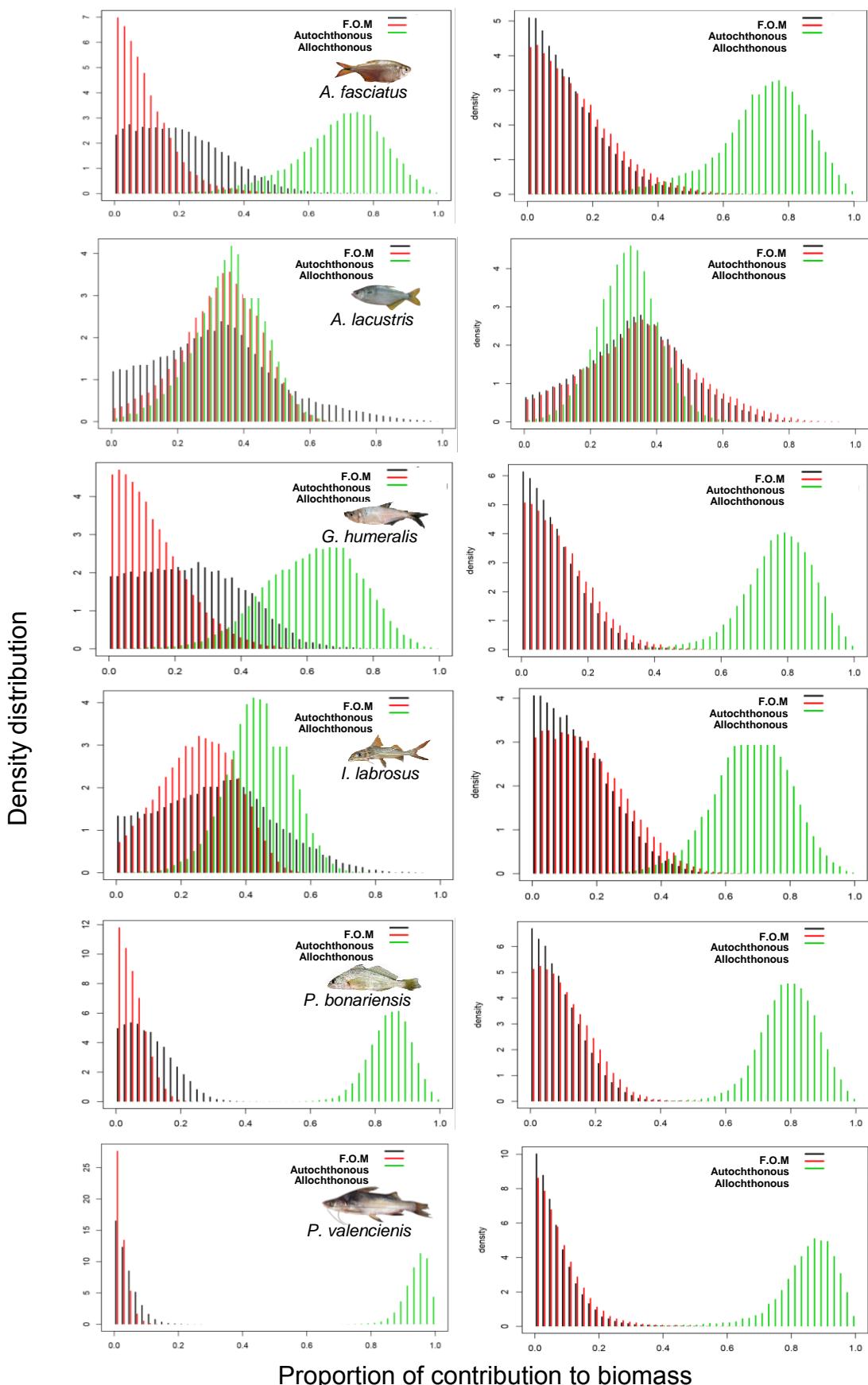


Figure 4 - Results of SIAR Bayesian mixing models for the estimation of fine articulate organic matter, autochthonous and allochthonous resource contribution to biomass of omnivorous-carnivorous fish consumers in littorals with open canopy (left panel) and riparian forest cover (right panel).

Figure 5 shows the results of SIAR Bayesian mix models for the estimation of the contribution of fine particulate organic matter, autochthonous and allochthonous resource to the herbivorous-detritivorous and omnivorous-carnivorous fish biomass (95, 75 and 50% credibility intervals respectively). Differences in the support of basal resources between open crowns and areas of riparian forest can be observed in all trophic groups, with the contribution of autochthonous resources to herbivorous-detritivores being higher in the open canopy than in the riparian forest and the contribution of higher allochthonous resources to the omnivores-carnivorous of riparian forest areas. The detailed mean and credibility interval values are reported in Table 4.

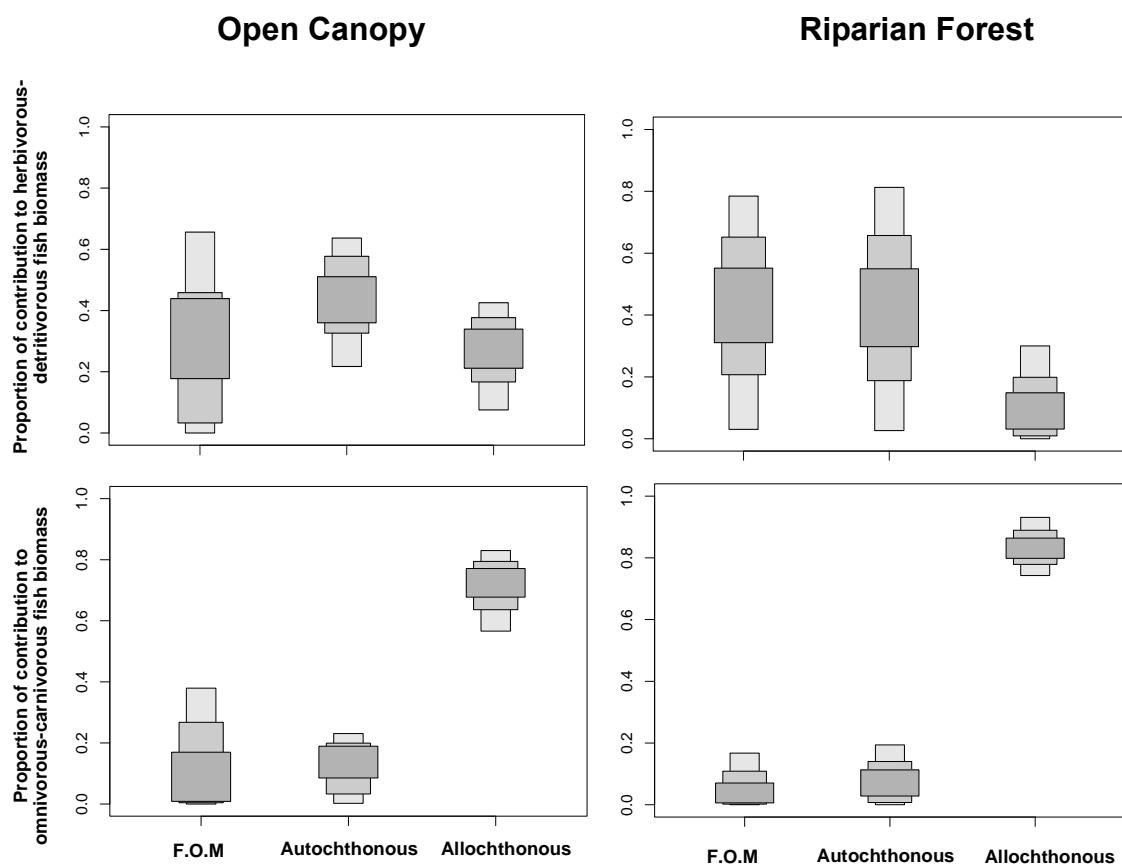


Figure 5 - Results of SIAR Bayesian mixing models for the estimation of fine particulate organic matter, autochthonous and allochthonous resource contribution to biomass of herbivorous-detritivorous and omnivorous-carnivorous fish consumers in littoral with open canopy (left panel) and riparian forest cover (right panel).

The patterns of food sources fuelling fish biomass seem to differ between trophic groups. Most herbivorous-detritivorous fish increase their autochthonous-supported biomass towards open canopy sites, but a mixture of resources, with consistent high importance of FOM (fuelling c.a. 40% of biomass) is found at all sites (Table 4, Figure 3). However, for omnivorous-carnivorous fish there is a consistent pattern of high allochthonous support for all species and sites and an increasing allochthonous support towards the littorals with riparian forest in half of the species (Table 4, Figure 3).

When the species were pooled into trophic groups in a single analysis herbivorous-detritivorous seems similarity supported by FOM, autochthonous and allochthonous resources, perhaps with a higher importance of FOM and autochthonous resources than direct allochthonous resources (Figure 4). However, the allochthonous resource contribution to omnivorous-carnivorous fish is higher in the riparian vegetation than in the open canopy littorals (83.4 (74.3-92.7) vs. 70.5 (56.7-83.0 mean and 95% CI, for each site respectively). This increase in allochthonic support to biomass in the forested areas occur associated with a decrease in both autochthonous and FOM resource contribution towards littorals with riparian vegetation (Table 4, Figure 4).

Finally when considering assemblage biomass-weighted estimations we observed that the differences in origin of resource support to total fish biomass become clearer and showing a consistent increase in allochthonous support to total fish biomass towards littorals with riparian forest (increasing from supporting c.a. 57% of total biomass in the open canopy to c.a. 70% of total biomass in the riparian forest littorals) (Table 4). This increase encompassed a decrease in the support of autochthonous resources from c.a. 20 % of total biomass in open canopy to c.a. 16% of total biomass in riparian forest littorals, and an apparently stronger decrease in importance of FOM, supporting >20% of total biomass in open canopy and only 15 % of the total biomass in the riparian forest littorals.

3.1.4 Discussion

Our results showed clearly that the total biomass of fish in this newly formed reservoir was mainly subsidized from allochthonous resources, both in open canopy littorals and in littorals with riparian forest. In the latter, the contribution of allochthonous

resources to biomass significantly increased with respect to open canopy sites for the species with omnivorous-carnivorous feeding behavior.

Similar general results were found in studies conducted in large reservoirs such as the Three Gorges Dam reservoir, in China, found that the allochthonous material was the dominant carbon source for the consumers (DENG *et al.*, 2018). The same was observed in other reservoirs in Brazil, such as the Medium and Lower Tietê River(SP) (PEREIRA *et al.*, 2002; SMITH, 2003b), Lajes reservoir (RJ) (DIAS *et al.*, 2005) and Itupararanga reservoir (SP) (RIBEIRO *et al.*, 2014).

In contrast, in the Paraná River basin, it was found that the autochthonous resources were the main source of energy for food webs in the reservoirs (HOEINGHAUS *et al.*, 2007). Similar results were found by Freedman *et al.*, (2014) in the impoundments of the Allegheny River, United States, where the dependence of fish on nutrients from autochthonous sources was evident. Furthermore, a more balanced contribution of both autochthonous and allochthonous resources is sometimes found, as it was verified by an investigation using stable isotopes to study the trophic structure of communities of the Upper Mississippi River (HERWIG *et al.*, 2007). Despite these similarities and general disparities with several studies, it is important to note that these reservoirs are large and have low turbidity, a condition different from that found in our study. Still, none of them analyzed in detail the differences between the coastal areas of contrasting riparian forest within the same reservoir.

In this study, most of the fish biomass was fuelled, on a larger scale, by the allochthonous material, mainly in the region that presented riparian forest at the banks of the reservoir, which confirms our initial hypothesis. Differences in the basal supporting resources between open canopy and preserved riparian forest littorals were observed for all trophic groups. For the herbivorous-detritivores found in our study, the contribution of autochthonous resources was higher in the open canopy littorals, probably due to the increased primary production influenced by the higher light irradiation. This can be explained by the fact that periphyton might be important energy sources for organisms that feed on the bottom (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1986; BENEDITO-CECILIO *et al.*, 2000), as was evidenced mainly in the species *Apareiodon affinis* and *Steindachnerina brevipinna*.

For *A. affinis* the proportion of biomass fuelled by autochthonous resources was greater than 50% in the areas of open canopy littorals. The importance of this resource may be related to the behavior of the species of exploring and grazing in the bottom of shallow habitats, near to the riverine area (CASATTI *et al.*, 2003). However, allochthonous FOM resources were also important subsidies to *A. affinis* biomass, since it was higher than 30% both in open canopy and in riparian forest littorals. As for the herbivorous-detritivorous species *S. brevipinna*, that may present high dietary specialization by diatoms (GIORA and FIALHO, 2003), the consumption of autochthonous resources prevailed in open canopy littorals, representing 43.8% of the biomass. In contrast, in riparian forest littorals, the FOM allochthonous resources accounted for 44.7% of the biomass of this species. Among the autochthonous items, the consumption of benthic algae by these two species of fish may have been an important food source.

The species *Iheringichthys labrosus*, *Pachyurus bonariensis*, *Galeocharax humeralis* and *Parapimelodus valenciennes*, that are second and third order consumers, assimilated carbon mainly from allochthonous resources in both open canopy and riparian forest littorals. The analysis of the stomach content of the fish collected in this study revealed that the species *I. labrosus* is omnivorous, with a varied consumption of items, prevailing insects, bivalves and terrestrial vegetation. The species *P. bonariensis* and *P. valenciennis* present as carnivorous with preference for insects, with a relevant presence of immature insects of the Ephemeroptera order in the stomach of *P. bonariensis*, which is in accordance with the studies of Fugi *et al.* (2007) and Lima and Behr (2010).

There are few studies on the feeding behavior of the species *P. valenciennis*. In reservoirs at the upper Paraná River, rich in nutrients and with high water transparency, this species is planktivore with a clear tendency to consume zooplankton (AGOSTINHO *et al.*, 1999; GOMES and MIRANDA, 2001). In this reservoir, where plankton has difficulty growing due to the high turbidity (≤ 55 cms), the species showed a tendency to insectivore and the allochthonous resources represented more than 80% of its biomass in both littorals. For the insectivorous species the allochthonous contribution may be associated with the insect feeding, which in many cases is related to the ingestion of biofilm colonies, in addition to debris, including allochthonous plant material. *G.*

humeralis has shown to be a carnivorous species, feeding mainly of Siluriformes fishes that possibly assimilate allochthonous carbon thus transporting allochthonous carbon to the top of food webs.

Nevertheless, when comparing the food content of species captured in open canopy and riparian forest, most of the species studied did not present differences between the food items consumed in open canopy and littoral coasts with riparian forest, unlike that observed when using stable isotopes. This is probably because the input of allochthonous carbon to foodwebs occurs mostly via detritus feeding primary consumers and not so much on a direct pathway (e.g. higher feeding on terrestrial insects or vegetation by fish). The only exception to this seems to be the species *I. labrosus* which consumed higher proportions of terrestrial vegetation in their diets in open canopy sites.

It seems reasonable to speculate that allochthonous originated organic matter (e.g. detritus) might be available in greater quantities in the coastal areas with forest due to the constant input and decomposition of terrestrial vegetation. Furthermore light limitation in littorals with riparian forest may cause a lower standing stock of benthic algae. These two non-mutually excluding mechanisms might well be the main drivers behind the observed ecological pattern, similarly as postulated before for stream ecosystems (e.g. GONZÁLEZ-BERGONZONI *et al.*, 2018).

Stable isotopes are especially useful as tracers of animal movement between habitats because $\delta^{13}\text{C}$ can trace energy and carbon sources and $\delta^{15}\text{N}$ can identify feeding relationships and trophic position (VINAGRE *et al.*, 2008) and the conclusions about movement patterns depend on the foraging and assimilation of isotopically distinct foods (HOBSON, 1999). The isotopic differences found in some species of our research suggest that these species feed in the areas where they were collected, at least during the time that stable isotopes are representative in the muscles (two weeks or more). The species that did not present isotopic differences may be members of several habitats, that move in all environments. Thus, the isotopes suggest that the species *G. humeralis* and *I. labrosus* are more local and the other species may be integrating other environments. The reason why *I. labrosus* was the only species that presented different isotopic signal and different alimentary content between the two areas can be related to the spatial segregation by size that presents this species, where smaller individuals are found in the open canopy feeding mainly of autochthonous

resources and the largest in the riparian forest fed primarily from allochthonous resources. The occupation of different habitats represents an exposure to different conditions of availability of resources, determining the items to be consumed, avoiding competition between species (WINEMILLER and KELSO-WINEMILLER, 1994).

The mechanisms by which terrestrial carbon is assimilated in the food webs are through direct feeding of debris, such as leaves, fruits, seeds, flowers and terrestrial invertebrates, or through aquatic invertebrates that feed on terrestrial debris coming from riparian forest. The allochthonous nutrients can be passively transported between ecosystems and act as an upward force, increasing the productivity of the receptor ecosystem and spreading throughout the food chain (RECALDE *et al.*, 2016). The carbon sources that support the riverine food chains may vary, depending on the temporal and spatial patterns of all types of environmental conditions (PINGRAM *et al.*, 2012), and be altered in response to anthropogenic disturbances and variations in the hydrogeomorphic complexity (DELONG and THOMS, 2016).

In our research, we considered the FOM and as a separate source, because several species use this resource (e.g. the detritivorous). The high availability of FOM seems to be the most plausible cause of its greater uptake in fish biomass, since higher amounts of FOM are deposited on the bottom of the reservoir in lentic environments, making it more available for the consumers. We also observed that the contributions of FOM were greater in open canopy than in riparian forest littorals (23% - 15%), probably due to erosion processes that carry the organic matter into the reservoir. In the present study, by visual inspection using a microscope, we observed that the FOM was composed mainly by particles of terrestrial organic matter and not by algae. Similar results were found in other rivers (BUNN *et al.*, 2003; LI and DUDGEON, 2008; WANG *et al.*, 2014; ROACH and WINEMILLER, 2015). Within the Uruguay River basin, the Ijuí River is characterized as being one of the most turbid. The turbidity of this river is associated to erosion and runoff processes that occur throughout its course, caused by inadequate use of the soil for crops in addition to the reduction of riparian vegetation (DIDONÉ, *et al.*, 2014, DIDONÉ *et al.*, 2017). Due to high turbidity, values of water transparency lower than 50 cm are common, such as those recorded in our study when using the Secchi disk. These values probably have negatively interfered in the formation

of the planktonic community, and consequently, in the low energy supply of the autochthonous sources to the food webs.

3.1.5 Conclusion

The total fish biomass of the Passo São João reservoir was generated mainly from allochthonous resources, both in open canopy and in preserved riparian forest littorals, especially for species of omnivore and carnivorous feeding behavior, showing that these resources are essential to the food sustain of the fish community.

In this sense, the preservation and reforestation of riverine areas are fundamental for the conservation of the diversity of aquatic organisms. In the current scenario in which deforestation is affecting several watersheds with high loss of vegetation would already be due to the expansion of agriculture, mining, livestock or urban development (PELICICE *et al.* 2017), this study shows that this impact transcends the terrestrial environment, since this vegetation is important as a supplier of allochthonous resources for the fish community of rivers. Thus, the withdrawal of forests tends to impoverish the rivers, particularly those that have high turbidity and that show little autochthonous production. This research provides relevant information on the sources that supply the biomass of the fish community and on the functioning of the ecosystem in the Passo São João reservoir as well as its trophic interactions. This information can be used as a management tool, not only the in the area of influence of the reservoir, but along the whole channel of the Ijuí River. It can be understood that the preservation and increase of riparian forest of the river is one of the most important needs, since the largest source of energy comes from outside the river, mainly from riverside vegetation. This occurs due to the reduced autochthonous production, that may even be indirectly benefited by the containment of erosive processes through the reforestation of the riverine areas (DIDONÉ *et al.*, 2017). Future studies should investigate how the presence of riparian forest influences the composition and population structure of fish in the reservoirs, as well as verify if the other reservoirs of the Uruguay River have the same tendency in the Ijuí River regarding to the importance of the allochthonous material.

References

- AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. Estrutura trófica. In VAZZOLER, A.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (eds), **Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Eduem, Maringá. pp. 229-248, 1997.
- AGOSTINHO, A. A., L. C. GOMES & F. M. PELICICE. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. **Maringá, Eduem**, 501p, 2007.
- AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M. and SUZUKI, H. I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J.G. and STRASKRABA, M. eds. **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. São Carlos, International Institute osEcology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. p.227-265, 1999.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; Forsberg, B. R.; Victoria, R. and Martinelli, L. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon, **Science**, 234, 1256–1258, 1986.
- BENEDITO-CECILIO, E. ET AL. Carbon sources of amazonian fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 7, p. 305-315, 2000.
- BRANDT, A. S. Classification of geomorphological effects downstream of dams. **Catena** 40, 375–401, 2000.
- BUNN S.E., DAVIES P.M., WINNING M. Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. **Freshwater Biology** 49: 619-635, 2003.
- BUNN, S. E., LEIGH C. & JARDINE T. D. Diet-tissue fractionation of d15N by consumers from streams and rivers. **Limnology and Oceanography** 58: 765–773, 2013.
- CASATTI, L.; MENDES, H.F.; FERREIRA, K.M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. **Braz. J. Biol** 63:213–222, 2003.
- COLLINS, S. M.; KOHLER T. J.; THOMAS S. A.; FETZER W. W. and FLECKER A. S. The importance of terrestrial subsidies in stream food webs varies along a stream size gradient. **Oikos** 125(5): 674–685, 2016.
- DELONG, M. D., J. H. Thorp, M. C. Thoms, and L. M. McIntosh. Trophic niche dimensions of fish communities as a function of historical hydrological conditions in a Plains river, **River Syst.**, 19, 177–187, 2011.
- DELONG, M.D. and THOMS, M.C. Changes in the trophic status of fish feeding guilds in response to flow modification. **J. Geophys. Res. Biogeosci.** 121, 949–964, 2016.
- DENG, H.; LI, Y.; LIU, M.; DUAN, X.; LIU, S.; CHEN, D. Stable Isotope Analysis Reveals the Importance of Riparian Resources as Carbon Subsidies for Fish Species in

the Daning River, a Tributary of the Three Gorges Reservoir, China. **Water**, 10, 1233, 2018.

DIAS, A. C. M. I.; BRANCO, C. W. C. & LOPES, V. G. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Scientiarum, Biological Sciences** 27(4):355-364, 2005.

DIAS, A.M. & F.L. TEJERINA-GARRO. 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.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; REICHERT, J. M.; MERTEN, G. H.; DALBIANCO, L.; BARRROS, C. A. P.; RAMON, R. Impact of no-tillage agricultural systems on sediment yield in two large catchments in Southern Brazil. **J Soils Sediments** 14:1287–1297, 2014.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J.P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. **Soil & Tillage Research** 174: 24–33, 2017.

ELETROSUL, 2011. Available at <<http://www.eletrosul.gov.br/sala-de-imprensa/noticias/eletrosul-inicia-enchimento-de-reservatorio-da-usina-passosao-joao-no-noroeste-gaucho/>> Access on 11 Nov., 2018.

FREEDMAN, J.A.; LORSON, B.D.; TAYLOR, R.B.; CARLINE, R.F.; STAUFFER, J.R. River of the dammed: Longitudinal changes in fish assemblages in response to dams. **Hydrobiologia**, 727: 19–33, 2014.

FRY, B. Alternative approaches for solving underdetermined isotope mixing problems. **Marine Ecology Progress Series** 472: 1–13, 2013.

FUGI, R., HAHN, N.S., NOVAKOWSKI, G.C. AND BALASSA, G.C. Ecologia alimentar da corvina, *Pachyurus bonariensis* (Perciformes, Sciaenidae) em duas baías do Pantanal, Mato Grosso, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, vol. 97, no. 3, p. 343-347, 2007.

GIORA, J. and FIALHO, C. B. Biologia alimentar de *Steindachnerina brevipinna* (characiformes, curimatidae) do rio Ibicuí-mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool., Porto Alegre**, 93(3):277-281, 2003.

GOMES, L. C. and MIRANDA, L. E. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná river basin. **Rivers Res. Manag., Chichester**, v.17, n.1, p. 67-76, 2001.

GONZÁLEZ-BERGONZONI I, D'ANATRO A, VIDAL N, STEBNIKI S, TESITORE G, SILVA I, TEIXIRA DE MELLO F. Origin of fish biomass in a diverse subtropical river: allochthonic-supported biomass increase following flood pulses. **Ecosystems In Press**

GONZÁLEZ-BERGONZONI I, KRISTENSEN PB, BAATTRUP-PEDERSEN A, KRISTENSEN EA, ALNOEE AB, RIIS T. Riparian forest modifies fuelling sources for

stream food webs but not food-chain length in lowland streams of Denmark. **Hydrobiologia** 805: 291-310, 2018.

GONZÁLEZ-BERGONZONI, I.; LANDKILDEHUS, F.; MEERHOFF, M.; LAURIDSEN, T.L; OZKAN K.; DAVIDSON, T. A.; MAZZEO, N. and JEPPESEN, E. Fish determine macroinvertebrate food webs and assemblage structure in Greenland subarctic streams. **Freshwater Biology** 59: 1830–1842, 2014.

GREGORY, S. V.; SWANSON F. J.; MCKEE W. A. and CUMMINS K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience** 41: 540–551, 1991.

HERWIG, B.R.; WAHL, D.H.; DETTERS, J.M.; SOLUK, D.A. Spatial and temporal patterns in the food web structure of a large floodplain river assessed using stable isotopes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 64, 495–508, 2007.

HOBSON, K. A., L. I. WASSENAAR and O. R. TAYLOR. Stable isotopes (δD and δ13C) are geographic indicators of natal origins of monarch butterflies in eastern North America. **Oecologia** 120: 397–404, 1999.

HOEINGHAUS, D.J.; WINEMILLER, K.O.; AGOSTINHO, A.A. Landscape-scale hydrologic characteristics differentiate patterns of carbon flow in large-river food webs. **Ecosystems** 10: 1019–1033, 2007.

HUMPHRIES, P.; KECKEIS, H.; FINLAYSON, B. The river wave concept: Integrating river ecosystem models. **BioScience**, 64: 870–882, 2014.

HYNES, H. B. N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **Journal of Animal Ecology**, 19: 36-58, 1950.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, 17: 411-429, 1980.

JOHNSON, B.L. and RICHARDSON, W.B. Past, Present, and Future Concepts in Large River Ecology. **Bioscience**, 45: 134-142, 1995.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto oceanográfico**, v. 29, n. 2, p. 205-207, 1980.

KAYMAK, N.; WINEMILLER, K.O.; AKIN, S.; ALTUNER, Z.; POLAT, F.; DAL, T. Stable isotope analysis reveals relative influences of seasonal hydrologic variation and impoundment on assimilation of primary production sources by fish in the Upper Yesilirmak River, Turkey. **Hydrobiologia**, 753: 131–147, 2015.

LEVIN, L. A. and CURRIN C. Stable isotope protocols: sampling and sample processing Scripps Institution of Oceanography Technical Report. **eScholarship, University of California**, 2012.

LI, A. O. Y. and DUDGEON D. Food resources of shredders and other benthic macroinvertebrates in relation to shading conditions in tropical Hong Kong streams. **Freshwater Biology** 53: 2011–2025, 2008.

LIMA, D.O. and BEHR, E.R. Feeding ecology of *Pachyurus bonariensis* Steindachner, 1879 (Sciaenidae: Perciformes) in the Ibicuí River, Southern Brazil: ontogenetic, seasonal and spatial variations. **Braz. J. Biol.**, vol. 70, no. 3, p. 503-509, 2010.

LÓPEZ-RODRÍGUEZ A, SILVA I, ÁVILA-SIMAS S, STEBNIKI S, BASTIAN R, PAIS J, TESITORE G., TEIXEIRA DE MELLO F, D'ANATRO A, VIDAL N, MEERHOFF M, REYNALTE-TATAJE DA, ZANIBONI-FILHO E, GONZÁLEZ-BERGONZONI I. Diets and trophic structure of fish assemblages in a large and unexplored subtropical river: the Uruguay River. Water. In rev.

MOLDENKE, A. R. and VER LINDEN C.; 2007. Effects of clearcutting and riparian buffers on the yield of adult aquatic macroinvertebrates from headwater streams. **Forest Science** 53: 308–319.

PARNELL, A., R. INGER & S. BEARHOP. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. **PLoS ONE** 5(3): e9672, 2010.

PARNELL, A., R. INGER, S. BEARHOP & A. L. JACKSON. **SIAR: Stable isotope analysis in R**, 2013a.

PELICICE, F.M., AZEVEDO-SANTOS, V, M., VITULE, J.R.S., ORSI, M.L., JUNIOR, D.P.L., MAGALHÃES, A.L.B., POMPEU, P.S., PETRERE JR, M. and AGOSTINHO, A.A. Neotropical freshwater fishes imperiled by unsustainable policies. **Fish and Fisheries**. 1-15, 2017.

PEREIRA, C.G.F.; SMITH, W.S. and ESPÍNDOLA, E.L.G. Alterações tróficas nas espécies de peixes em decorrência da construção de reservatórios em cascata do Médio e Baixo Tietê. In: PPG-CEA, ed. *Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado*. São Carlos: RiMa, pp. 29-42. **Série Ciências da Engenharia Ambiental**, vol. 1, 2002.

PHILLIPS, D. L. Converting isotope values to diet composition: the use of mixing models. **Journal of Mammalogy** 93: 342–352, 2012.

PINGRAM, M. A.; KEVIN, J.; COLLIER, K. J.; HAMILTON D. P.; DAVID, B. O. AND HICKS, B. J. Carbon sources supporting large river food webs: a review of ecological theories and evidence from stable isotopes. **Freshwater Reviews**, 5, pp. 73-91, 2012.

PINGRAM, M.A.; COLLIER, K.J.; HAMILTON, D.P.; HICKS, B.J.; DAVID, B.O. Spatial and temporal patterns of carbon flow in a large river food web. **Hydrobiologia** 729:107–131, 2014.

POOLE, G.C. Stream hydrogeomorphology as a physical science basis for advances in stream ecology. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 29, 12–25, 2010.

POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, 83:703–718, 2002.

POST, D. M., LAYMAN C. A.; ARRINGTON, D. A.; TAKIMOTO G.; QUATTROCHI J. and MONTAÑA, C. G. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. **Oecologia**, 152: 179-189, 2007.

RECALDE, F.C.; POSTALI, T. C. AND ROMERO, G. Q. Unravelling the role of allochthonous aquatic resources to food web structure in a tropical riparian forest. **Journal of Animal Ecology** 85, 525–536, 2016.

RIBEIRO, A. R.; BIAGIONI, R. C. e SMITH, W. S. Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre**, 104(4):404-412, 2014.

ROACH, K.A. and WINEMILLER, K. O. Hydrologic regime and turbidity influence entrance of terrestrial material into river food webs. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 72: 1–14, 2015.

SHANNON, J. P.; BLINN, D.W; MCKINNEY, T.; BENENATI, E. P.; WILSON, K. P. and O'BRIEN, C. Aquatic food base response to the 1996 test flood below Glen Canyon Dan, Colorado River, Arizona, **Ecol. Appl.**, 11, 672–685, 2001.

SHELDON, F. and THOMS, M. C. Relationships between flow variability and macroinvertebrate assemblage composition: data from four australian dryland rivers. **River Res. Applic.** 22: 219–238, 2006.

SILVA, R. L. L.; PICCILLI, D. G. A.; SILVEIRA, G. L.; PADILHA, D. G.; HORN, J. F. C.; Incremento da variável uso do solo na análise relativa à erosão da metodologia MMA. In: **XIX Simpósio brasileiro de recursos hídricos**, Maceió, 2011.

SMITH, W.S., PEREIRA, C.C.G.F. AND ESPINDOLA, E.L.G. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. In: R. HENRY, ed. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, pp. 233-248, 2003b.

STANFORD, J. A., and WARD, J.V. Revisiting the serial discontinuity concept. **Regul. Rivers: Res. Mgmt.** 17: 303–310, 2001.

SULLIVAN, S. M. P. Stream foodweb $\delta^{13}\text{C}$ and geomorphology are tightly coupled in mountain drainages of northern Idaho. **Freshwater Science** 32(2): 606–621, 2013.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J.R. AND CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 37:130–137, 1980.

VINAGRE, C.; SALGADO, J.; COSTA, M. J.; CABRAL, H.N. Nursery fidelity, food web interactions and primary sources of nutrition of the juveniles of *Solea solea* and

S.senegalensis in the Tagus estuary (Portugal): a stable isotope approach. **Estuar Coast Shelf Sci** 76:255–264, 2008.

WANG, J.; GU, B.; HUANG, J.; HAN, X.; LIN, G.; ZHENG, F.; LI, Y. Terrestrial contributions to the aquatic food web in the middle Yangtze River. **PLoS ONE** 9, e102473, 2014.

WARD, J. V; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept in lotic ecosystems.In: Fontaine, T.D. & Barthell, S. M., eds. Dynamics of Lotic Ecosystems. **Ann Arbor Scien. Publ.**, Ann Arbor. Michigan, 347-356, 1983.

WARD, J. V; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers, **Regulated Rivers** 10, 159- 168, 1995.

WEST, J. B.;BOWEN, G. J.; CERLING, T. E.; EHLERINGER, J. R. Stable isotopes as one of nature's ecological recorders. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.21, p. 408-414, 2006.

WINEMILLER, K.O. and KELSO-WINEMILLER, L.C. Comparative ecology of the African pike, Hepsetus odoe, and tigerfish, Hydrocynus forskahlii, in the Zambezi River floodplain. **J. Fish Biol.** 45:211-225, 1994.

XU, J. and XIE, P. Studies on the food web structure of Lake Donghu using stable carbon and nitrogen isotope ratios, **Journal Freshwather Ecology**, 2004.

ZENI, J. O. and CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia** 726:259–270, 2014.

ZIMMERMAN, G. M.; GOETZ, H. and MIELKE, P. W. Jr. Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. **Ecology** 66: 606-611, 1985.

REFERÊNCIAS

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v.23, n.2: p. 425-434, 2001.
- ABELHA, M. C. F.; GOULART, E. & PERETTI, D. Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembleia de peixes do reservatório de Capivari, Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. and GOMES, L. C. eds. **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos, RIMA, p. 243- 252, 2005.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES L. C. & PELICICE F. M. **Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil**. Maringá, Eduem, 501p, 2007.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F.; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. **Revista UNIMAR**, Maringá, 14: 89-107, 1992.
- AGOSTINHO, A.A. Pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidrelétricos. In: ELETROBRÁS. **Seminário sobre Fauna Aquática e o setor Elétrico Brasileiro**. Foz do Iguaçu, p. 38-59, 1994.
- ALLAN, J. D. Landscapes and river scapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, 35, 257-284, 2004.
- ALVARENGA, A. P. Avaliação inicial da recuperação de matas ciliares em nascentes, 194f. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) UFL**, 2004.
- ALVIM, M.C.C and PERET A.C. Food resources sustaininig the fish fauna in a section of de upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(2):195-202, 2004.
- ANGRADI, T.R. Trophic linkages in the lower Colorado River - multiple stable-isotope evidence. **Journal of the North American Benthological Society** 13, 479-495, 1994.
- ARAÚJO, E. L., et al., (Org.). **Diagnóstico da Biodiversidade do Estado de Pernambuco**. Recife: Massagana, 2002.
- ARAÚJO, F.G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia** 58: 547-558, 1998.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; VICTORIA, R. and MARTINELLI, L. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon, **Science**, 234,1256–1258, 1986.
- BARRELA, W.; PETRERE, M.; WELBER, S.S. and MONTAG, L.A. As relações entre as Matas ciliares, os rios e os peixes. In **Matas ciliares: Conservação e**

recuperação (RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. eds). EDUSP/FAPESP, São Paulo, p. 187-208, 2000.

BARROS, N. B., P. H. OSTROM, C. A. STRICKER AND R. S. WELLS. Stable isotope differentiate bottlenose dolphins off west-central Florida. **Marine Mammal Science** 26:324-336, 2010.

BENEDITO-CECILIO, E. ET AL. Carbon sources of amazonian fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 7, p. 305-315, 2000.

BENNEMANN, S. T.; GALVES, W. & CAPRA, L. G. Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema). **Biota Neotropica** 11(1):63-71, 2011.

BENNEMANN, S.T., SHIBATTA, O.A. & GARAVELLO, J.C. **Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica**. Eduel, Londrina, 2000.

BLEVINS, Z. W., EFFERT, E. L., WAHL, D. H. and SUSKI, C. D. Land use drives the physiological properties of a stream fish. **Ecological Indicators**, 24, 224-235, 2013.

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

BOTTA, S. Uso do habitat e identificação de unidades populacionais de pequenos cetáceos do Atlântico sul-ocidental através de isótopos estáveis e elementos traço. **Ph.D. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande, RS, Brazil.** 233p, 2011.

BOWEN, S.H. Detritivory in neotropical fish communities. In: Zaret, T. M. (ed). **Evolutionary Ecology of Neotropical freshwater fishes**. The Netherlands: Dr. W. Junk, 173p, 1984.

BRITTAIN, J. F. and SALTVEIT, S. J. A review of the effects of river regulation on Mayflies (Ephemeroptera). **Regulated Rivers** 3: 191-204, 1989.

BROADMEADOW, S.; NIBEST, T. R. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. **Hidrology and Earth System Scienc**, v. 8, n. 3, p. 286-305, 2004.

BUNN, S. E. and ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management** 30: 492-507, 2002.

CARPENTER, S.R. et al. Cascading trophic interactions and lake ecosystem productivity. **Bioscience**, v. 35, p. 635-639, 1985.

CASATTI, L.; FERREIRA C. P. and LANGEANI F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia** 623: 173-189, 2009.

CASTRO, R., CASATTI, L., SANTOS, H. F., FERREIRA, K. M., RIBEIRO, A. C., BENINE, R. C. & LIMA, F. C.T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 3(1), 1-31, 2003.

CAVALCANTI, G.G. and LOCKABY, B.G. Effects of sediment deposition on aboveground net primary productivity, vegetation composition, and structure in riparian forests. **Wetlands**, 26:400- 409, 2006.

CHANG, C.C.Y., KENDALL, C., SILVA, S.R., BATTAGLIN, W.A. & CAMPBELL, D.H. Nitrate stable isotopes: tools for determining nitrate sources among different land uses in the Mississippi River Basin. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 59, 1874-1885, 2002.

CLEMENTZ, M. T., KOCH, P. L AND BECK. C. A. Diet induced differences in carbon isotope fractionation between sirenians and terrestrial ungulates. **Marine Biology** 151:1773-1784, 2007.

COLLINS, A.L.; WALLING, D.E.; McMILLIN, G.K.; ZHANG, Y.; GRAY, J.; MCGONIGLE, D. & CHERRINGTON, R. A preliminary investigation of the efficacy of riparian fencing schemes for reducing contributions from eroding channel banks to the siltation of salmonid spawning gravels across the south west UK. **J. Environ. Manag.**, 91:1341-1349, 2010.

COLLINS, S. M., T. J. KOHLER, S. A. THOMAS, W. W. FETZER & A. S. FLECKER. The importance of terrestrial subsidies in stream food webs varies along a stream size gradient. **Oikos** 125(5): 674–685, 2016.

CORRELL, D.L. Buffer zones and water quality protection: General principles. In: HAYCOCK, N.E.; BURT, T.P.; GOULDING, K.W.T. & PINAY, G., ed. Buffer zones: Their processes and potential in water protection. Edgewater, Smithsonian. **Environmental Research Center**, p.7-20, 2001.

CROSS, W. F.; BAXTER, C. V.; DONNER, K. C.; ROSI –MARSHALL, E. J.; KENNEDY, T. A.; HALL R. O.; KELLY H. A. AND ROGERS, R. S. Ecosystem ecology meets adaptive management: food web response to a controlled flood on the Colorado River, Glen Canyon. **Ecological Applications**, 21(6), pp. 2016–2033, 2011.

DALA-CORTE, R. B., FRANZ, I., BARROS, M. P. & OTT, P. H. Levantamento da ictiofauna da Floresta Nacional de Canela, na região superior da bacia hidrográfica do Rio Caí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, 9(2), 1, 2009.

DENIRO, M. J. and EPSTEIN S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Vol. 42, pp 495-506, 1978.

DIAS, A. C. M. I.; BRANCO, C. W. C. & LOPES, V. G. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Scientiarum, Biological Sciences** 27(4):355-364, 2005.

DIAS, A.M. & F.L. TEJERINA-GARRO. Changes in the structure of fish assemblages in streams along a undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology** 8 (3): 587-598, 2010.

DOI, H.; CHANG, K.H.; ANDO, T.; IMAI, H.; NAKANO, S.; KAJIMOTO, A. and KATANO, I. Drifting plankton from a reservoir subsidize downstream food webs and alter community structure. **Oecologia** 156, 363-371, 2008.

DOWNING, J.A. et al. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. Can. J. **Fish. Aquat. Sci.**, v. 47, p. 1929-1936, 1990.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R. Recomposição de mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP. **Scientia Florestalis**, São Paulo, n. 56, p. 135-144, 1999.

FERREIRA, A., GERHARD, P. & CYRINO, J. E. Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, 102(1), 80-87, 2012.

FISHER, S.J., BROWN, M.L. and WILLIS, D.W. Temporal food web variability in an upper Missouri River backwater: energy origination points and transfer mechanisms. **Ecology of Freshwater Fish** 10, 154-167, 2001.

FRY, B. Stable Isotope Ecology, **Springer**, New York, 2006.

FUGI, R. Estratégias alimentares utilizadas por cinco espécies de peixes comedoras de fundo do alto rio Paraná/ PR_MS.Universidade Federal de São Carlos (**Dissertação de mestrado**), 142p, 1993.

GERKING, S.D. Feeding ecology of fish. **New York: Academic Press**, 1984.

GERKING, S.D. Feeding ecology of fish. **San Diego: Academic Press**, 416p, 1994.

GOMES, L.C. and AGOSTINHO, A.A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná River, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, 4: 263-274, 1997.

GOMES, L.C. et al. Fisheries yield relative to chlorophyll a in reservoirs of the upper Paraná river, Brazil. **Fisheries Research**, v. 55, n.1, p.335-340, 2002.

GONÇALVES JÚNIOR, J. F.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.49, n.6, p.967-973, 2006.

GOOLEY, F.B., MACGINNIS, J.T., CLEMENTES, R.G., CHILD, G.I. & DUEVER, M.J. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. **EDUSP**, São Paulo, 1978.

GREGORY, S. V., F. J. SWANSON, W. A. MCKEE & K. W. CUMMINS. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience** 41: 540-551, 1991.

HAGY III, J. D. and KEMP, M. W. Estuarine food webs. In Day JW, Crum, B C, Kemp, M W and Yáñez - Aramcibia A. **Estuarine Ecology**, 2a ed., 2013.

HAHN, N. S.; PAVANELLI, C. S.; OKADA, E. K. Dental development and ontogenetic diet shifts of *Roeboides paranensis* Pignalberi (Osteichthyes, Characinae) in pools of the upper rio Paraná floodplain (State of Paraná, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, Maringá, v.60, n.1, p. 93-99, 2000.

HERWIG, B.R.; WAHL, D.H.; DETTERS, J.M.; SOLUK, D.A. Spatial and temporal patterns in the food web structure of a large floodplain river assessed using stable isotopes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 64, 495–508, 2007.

HOEINGHAUS, D.J.; WINEMILLER, K.O.; AGOSTINHO, A.A. Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length in diverse Neotropical food webs. **Oikos**, 117: 984-995, 2008.

HOEINGHAUS, D.J.; WINEMILLER, K.O.; AGOSTINHO, A.A. Landscape-scale hydrologic characteristics differentiate patterns of carbon flow in large-river food webs. **Ecosystems**, 10, 1019–1033, 2007.

JEPSEN, D.B. & WINEMILLER, K.O. Basin geochemistry and isotopic ratios of fishes and basal production sources in four neotropical rivers. **Ecology of Freshwater Fish** 16, 267-281, 2007.

JOHNSON, B.L. and RICHARDSON, W.B. Past, Present, and Future Concepts in Large River Ecology. **Bioscience**, 45: 134-142, 1995.

JUNK, W.J. BAYLEY, P.B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In.: Dodge, D.P. ed. Proceedings of International Large River Symposium. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.** (106). 110-127, 1989.

KAYMAK, N.; WINEMILLER, K.O.; AKIN, S.; ALTUNER, Z.; POLAT, F.; DAL, T. Stable isotope analysis reveals relative influences of seasonal hydrologic variation and impoundment on assimilation of primary production sources by fish in the Upper Yesilirmak River, Turkey. **Hydrobiologia**, 753, 131–147, 2015.

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T. & PAULSON, L. J. Reservoir Primary Production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L. & E., P. F. (Ed.). **Reservoir Limnology – Ecological Perspectives**. New York: John Wiley & Sons, Inc, p.133-193, 1990.

KOHZU, A., TAYASU, I., YOSHIMIZU, C., MARUYAMA, A., KOHMATSU, Y., HYODO, F., ONODA, Y., IGETA, A., MATSUI, K., NAKANO, T., WADA, E., NAGATA, T. and TAKEMON, Y. Nitrogen-stable isotopic signatures of basal food items, primary consumers and omnivores in rivers with different levels of human impact. **Ecological Research** 24, 127-136, 2009.

LAU, D. C. P., K. M. Y. LEUNG & D. DUDGEON. Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams? **Journal of the North American Benthological Society** 28: 426–439, 2009b.

- LEVIN, S. A. **Fragile Dominion**. Helix Books, Reading, 1999.
- LIMA P. W. Função hidrológica da mata ciliar. In. BARBOSA, L.M., coord. In: Simpósio sobre Mata Ciliar, Campinas, 1998. **Anais Campinas, Fundação Cargil**, 1998. p.25-42, 1998.
- LIMA, P.W. Relações hidrológicas em matas ciliares. In **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos** (R. Henry ed). Editora RiMa, São Carlos, p. 293-300, 2003.
- LIMA-JUNIOR, S. D.; GOITEN, R. Ontogenetic diet shifts of a Neotropical catfish, *Pimelodusmaculatus*(Siluriformes, Pimelodidae): An ecomorphological approach. **Environmental Biology of Fishes**, São Paulo, v. 68, p.73-79, 2003.
- LINDEMAN, R. L. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology** 23:399-418, 1942.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 534p,1999.
- MARCARELLI, A. M., C. V. BAXTER, M. M. MINEAU & R. O. HALL. Quantity and quality: unifying food web and ecosystem perspectives on the role of resource subsidies in freshwaters. **Ecology** 92: 1215–1225, 2011.
- MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega,1010 p., 1983.
- MARTINEZ, P.J., JOHNSON, B.M. and HOBGOOD, J.D. Stable isotope signatures of native and nonnative fishes in Upper Colorado River backwaters and ponds. **Southwestern Naturalist**, 46, 311-322, 2001.
- MARTINS, S.V. Recuperação de matas ciliares. **Aprenda Fácil**, Viçosa, 2001.
- MELACK, J.M. Primary productivity and fish yields in tropical lakes. Transactions of the **American Fisheries Society**, v. 105, n. 5, p. 575-580, 1976.
- MOLDENKE, A. R. & C. VER LINDEN. Effects of clearcutting and riparian buffers on the yield of adult aquatic macroinvertebrates from headwater streams. **Forest Science** 53: 308–319, 2007.
- NAIMAN, R.J., DÉCamps, H. & MCCLAIN, M.E. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. **Elsevier Academic Press**, Burlington, 2005.
- NOGUEIRA, M.; HENRY, R.; JORCIN, A. Reservatório em Cascata e os Efeitos na Limnologia e Organização das Comunidades Bióticas (Fitoplâncton, Zooplâncton e Zoobentos) – Um Estudo de Caso no Rio Paranapanema (SP/PR). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas de cataratas**. São Carlos: RIMA, p. 83-125, 2006.

- ODUM, E. P. E BARRET. Fundamentos da ecologia. Cengage 5 edição, 2007.
- ODUM, H.T. Primary production in flowing waters. **Limnol. and Oceanogr.** 1, 102–117, 1956.
- ODUM, H.T. Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida. **Ecol. Monogr.** 27, 55–112, 1957.
- ODUM, W. E. & E . J . HEALD. Trophic analyses of an estuarine mangrove community. **Bull . Mar. Sci .** 22: 671-738, 1972.
- PETERSON, B. J., AND FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics** 18: 293-320, 1987.
- POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, 83:703–718, 2002.
- RASMUSSEN, J.B., TRUDEAU, V. & MORINVILLE, G. Estimating the scale of fish feeding movements in rivers using delta C-13 signature gradients. **Journal of Animal Ecology** 78, 674-685, 2009.
- REICH, K. J., AND WORTHY, G. A. J. An Isotopic Assessment of the Feeding Habits of Free-ranging Manatees. **Marine Ecology Progress Series** 322: 303-309, 2006.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Guanabara Koogan 6^a Ed, 2010.
- SCHILLING, K.E.; JACOBSON, P. Effectiveness of natural riparian buffers to reduce subsurface nutrient losses to incised streams. **Catena**, v.114, p. 140-148, mar., 2014.
- STRAŠKRABA, M., TUNDISI, J.G. and DUNCAN, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In STRAŠKRABA, M., TUNDISI, J.G. and WARD, J.V. and STANFORD, JA. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Fontaine III, TDI. and Bartell, S.M., ed. *Dynamics of lotic ecosystems*. Michigan: **Ann Arbor Science**. p. 29-42, 1993.
- SULLIVAN, S. M. P. Stream foodweb d13C and geomorphology are tightly coupled in mountain drainages of northern Idaho. **Freshwater Science** 32(2): 606–621, 2013.
- TA FANG, W.E.I. River-Continuum and Flood-Pulse: Exploring Ecological and Hydrologic Concepts in Riparian-wetland. **National Taiwan Museum Special Publication**, n^o. 14: 101-111, 2010.
- TABACCHI, E.; CORRELL, D. L.; HAUER, R.; PINAY, G.; PLANTY - TABACCHI, A. M.; WISSMAR, R. C. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. **Freshwater Biology**, v.40, n.3, p.497-516, 1998.
- TEAL, J . M. Energy flow in the salt marsh ecosystem of Georgia. **Ecology** 43 : 614-624, 1962.

- THORP, J. H. and M. D. DELONG. Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. **Oikos** 96: 543–550, 2002.
- THORP, J. H. and M. D. DELONG. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems, vol 70. **Blackwell, Oxford, ROYAUME-UNI**, 1994.
- THORP, J. H.; THOMS, M. C. and DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. **River Res. Appl.** 22, 123-147, 2006.
- THORP, J. H.; THOMS, M. C. and DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis. **Academic Press**, Boston, MA, USA, 208 pp, 2008.
- TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicação e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu, FAPESP/FUNDIBIO, p. 19-38, 1999.
- VANDER ZANDEN, M. J., CHANDRA, S., ALLEN, B. C., REUTER, J. E. AND GOLDMAN, C. R. Historical food web structure and restoration of native aquatic communities in the Lake Tahoe (California–Nevada) Basin. **Ecosystems** 6:274–288, 2003.
- VANDER ZANDEN, M. J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Primary Consumer $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ the trophic position of aquatic consumers. **Ecology**, 80(4): 395 – 1404, 1999.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J.R. AND CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 37:130–137, 1980.
- WALKER, J. L., AND MACKO, S. A. Dietary studies of marine mammals using stable carbon and nitrogen isotopic ratios of teeth. **Marine Mammal Science** 15: 314-334, 1999.
- WARD, J. V; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept in lotic ecosystems.In: FONTAINE, T.D. and BARTHELL, S. M., eds. Dynamics of Lotic Ecosystems. **Ann Arbor Scien**. Publ., Ann Arbor. Michigan, 347-356, 1983.
- WINEMILLER, K.O., HOEINGHAUS, D.J., PEASE, A.A., ESSELMAN, P.C., HONEYCUTT, R.L., GBANAADOR, D., CARRERA, E. & PAYNE, J. Stable isotope analysis reveals food web structure and watershed impacts along the fluvial gradient of a Mesoamerican coastal river. **River Research and Applications** 803, 791-803, 2011.
- WOOTON, R. J. **Ecology of teleost fishes**. Chapman and Hall, England. 404p, 1990.

WOYNAROVICH, E. The Hydroelectric power plants and the fish fauna. Verhandlungen Der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 24:2531-2536, 1991.

ZAMORA-ARROYO, F.; NAGLER P. L., BRIGGS; RADTKE, M. D., RODRIQUEZ, H.; GARCIA,J.; VALDES, C.;HUETE, A. AND GLENN E. P. Regeneration of Native Trees in Response to Flood Releases from the United States into the Delta of the Colorado River, Mexico. **Journal of Arid Environments**, 49: 49-64, 2001.

Supplementary Appendix S1 – ANALYSIS OF THE STOMATIC CONTENT OF EACH SPECIMEN ESPRESSED THROUGH THE VOLUME (MM³)

Apareiodon affinis

Food item	Open Canopy (mm ³)	Riparian Forest (mm ³)
Terrestrial vegetation	90	130
Algae	17	9
Debris	404	255

Astyanax fasciatus

Food item	Open Canopy (mm ³)	Riparian Forest (mm ³)
Diptera pupa	1	
Ephemeroptera	798	588
Trichoptera	12	
Coleoptera	99	
Hymenoptera	32	2
Odonata	4	
Insects aquatic	66	22
Insects terrestrial	76	168
Terrestrial vegetation	297	533
Seed	6	
Algae	16	
Debris	342	245
Egg		3

Astyanax lacustres

Food item	Open Canopy (mm ³)	Riparian Forest (mm ³)
Chironomidae		6
Ephemeroptera	75	46
Aracnidea	82	33
Hymenoptera	235	346
Orthopera		23
Insects aquatic		27
Insects terrestrial	113	280
Terrestrial vegetation	55	1310
Seed	765	118
Algae	690	225
Debris	129	151
Acari		1
Irudinea		1

Cyphocharax voga

Food item	Open Canopy (mm ³)	Riparian Forest (mm ³)
Debris	1.185	1.110

Galeocharax humeralis

Food item	Open Canopy (mm ³)	Riparian Forest (mm ³)
Siluriforme	11.800	22.700
Characiforme		2.600

Iheringichthys labrosus

Food item	Open Canopy (mm ³)	Riparian Forest (mm ³)
Chironomidae	419	128
Chironomidae pupa	12	6
Diptera pupa	1	6
Ephemeroptera	273	124
Coleoptera	3	
Hymenoptera	2	21
Trichoptera	3	17
Insects aquatic	28	29
Insects terrestrial	3	6
Terrestrial vegetation	95	69
Seed	37	16
Debris	942	1507
Acari	5	1
Bivalve	153	237
Gastrópode	5	11
Crustacea	1	16
Tecameba	3	3
Egg	11	8
Scales	7	289

Pachyurus bonariensis

Food item	Open Canopy (mm ³)	Riparian Forest (mm ³)
Chironomidae	254	243
Chironomidae pupa	21	
Diptera pupa	3	
Ephemeroptera	2158	2814
Trichoptera	14	10
Insects aquatic	60	24
Terrestrial vegetation	55	
Debris	271	361
Bivalve		17
Egg	20	461

Parapimelodus valencienensis

Food item	Open Canopy (mm³)	Riparian Forest (mm³)
Chironomidae	78	24
Chironomidae pupa	40	2
Diptera pupa	4	1
Ephemeroptera	329	193
Coleoptera	3	
Hemiptera	6	
Odonata	33	
Trichoptera	1	
Insects aquatic	2	26
Insects terrestrial	10	6
Terrestrial vegetation	117	54
Seed	2	
Debris	783	689
Acari	6	1
Bivalve	2	
Egg	2	

Steindachnerina brevipinna

Food item	Open Canopy (mm³)	Riparian Forest (mm³)
Debris	218	291