



Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

**Ictiofauna de um córrego na Serra da Bodoquena:
Estrutura, Variações Longitudinal e Temporal e
Efeitos sobre Comunidades Bentônicas**

Autor: Otávio Froehlich

Orientador: Kennedy Francis Roche

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação, na área de concentração Ecologia

Novembro/2010

Ictiofauna de um córrego na Serra da Bodoquena: Estrutura, Variações Longitudinal e Temporal e Efeitos sobre Comunidades Bentônicas

Autor: Otávio Froehlich

Orientador: Kennedy Francis Roche

Froehlich, Otávio

Ictiofauna de um córrego na Serra da Bodoquena: Estrutura, Variações Longitudinal e Temporal e Efeitos sobre Comunidades Bentônicas

ix+92 p.+4 ap.

Tese (Doutorado) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

1. Peixes de Riacho 2. Estrutura de Comunidades 3. Variação Temporal 4. Variação Longitudinal 5. Influência sobre Perifíton 6. Influência sobre Macroinvertebrados

Banca:

Érica Pellegrini Caramaschi (UFRJ)

Carla Simone Pavanelli (UEM)

José Sabino (Anhanguera / Uniderp)

Fábio Edir dos Santos Costa (UEMS / Fundect)

Yzel Rondon Suárez (UEMS)

Agradecimentos

A Kennedy Francis Roche, que aceitou "me herdar", assumindo minha orientação quando Marcel Okamoto Tanaka teve que se desligar do programa. Esteve sempre pronto a me ajudar, mas eu nem sempre estive presente; os problemas do trabalho devem ser creditados a mim. Marcel Okamoto Tanaka, junto com Luiz Onofre Irineu de Souza (quanta saudade!), foi parceiro em projeto do qual este trabalho foi parte; ambos foram importantes de várias maneiras. Andréia Teixeira de Souza generosamente doou ideias preciosas que auxiliaram na idealização e execução do projeto. Ana Lígia Cereali, Emanuele Pomini, Francisco de Paula Severo da Costa Neto, Jânio de Souza, André Restel Camilo, Cássio Araújo Lupinetti, Fabiano Carneiro Nassin, Luiz Fernando Tencatt, Mara Cristina Teixeira, Marcel Rodrigo Cavallaro, Micheli Beccari, Milke Jasmine Arminini Morales, Natasha Costa Penatti, Pedro Henrique Pomini Beloli, Raul Costa Pereira, Roberto Lopes dos Santos, Ronaldo Haruki Okita, Sandra dos Santos Cereali, Thiago Tesini Molina Taveira e Valdir Cereali auxiliaram nos trabalhos de campo. Francisco de Paula Severo da Costa Neto, Jânio de Souza, Thiago Tesini Molina Taveira ajudaram, em laboratório, no processamento do material coletado. Maria Fátima de Paula e Jânio de Souza prestaram grande ajuda na elaboração e confecção das gaiolas. Marcel Okamoto Tanaka e Josué Raizer foram fundamentais para a análise estatística. Acomodações no campo

foram gentilmente proporcionadas, em diferentes fases, por Lourival Ramão de Lacerda, gerente da fazenda Canaã, e "seu" Alberto, no Acampamento da Associação dos Jovens Adventistas de Aquidauana. A eles agradeço pela hospitalidade sempre generosa e amigável. A José Carlos Nunes Nascimento agradecemos pela autorização para trabalhar dentro da área da fazenda Rancho Branco, além do uso eventual de facilidades da sede e por bons momentos compartilhados. O projeto foi financiado com recursos do CNPq (Processo 472113/2004-6, em parte) e CAPES (PROAP).

Resumo

Riachos usualmente apresentam padrões longitudinais de estrutura das comunidades de peixes. Diferenças se tornam bastante evidentes quando se compara comunidades de trechos altos, com gradiente mais inclinado, com aquelas de trechos baixos, com gradiente menor. Além desses fatores, o substrato e vegetação ripária também exercem papel importante na estruturação das ictiocenoses. Os peixes, por sua vez, podem influenciar de forma significativa o acúmulo de matriz perifítica (perifíton, detritos e sedimento) sobre superfícies de substratos duros e as comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Neste trabalho investigamos essas influências e a variação espacial e temporal da estrutura das comunidades de peixes no córrego Salobrinha, um tributário da bacia do rio Miranda, que corta a região cárstica do planalto da Bodoquena (Bodoquena, Mato Grosso do Sul). Parâmetros físicos do ambiente (variáveis de tamanho dos trechos, substrato e cobertura vegetal) foram levantados para que pudéssemos proceder a uma descrição comparativa das estruturas físicas dos trechos amostrais. Fizemos uma comparação das ictiocenoses presentes nos trechos alto e baixo do córrego, por meio de coletas nas estações seca e chuvosa. Para tal, selecionamos seis trechos amostrais para realização de pesca elétrica. Três trechos estavam na parte alta do córrego, dentro do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, flanqueados por vegetação

preservada; os outros três, na parte baixa do córrego, cortavam regiões onde a vegetação ao longo de uma ou das duas margens (com exceção de uma faixa muito estreita) foi substituída por pastagens. Quanto à parte física, o córrego apresentou tendência de diminuição de tamanho de grão do substrato, aumento de largura e conseqüente diminuição da cobertura vegetal na parte baixa. Foram registradas 42 espécies de peixes no córrego, com quatro delas (*Astyanax lineatus*, *Hypostomus* sp., *Ancistrus* sp., *Hypostomus cochliodon*) representando mais de 60% da biomassa de peixes coletados na parte baixa do córrego e mais de 80% na parte alta. As comunidades de peixes apresentaram menores variações espacial e temporal na parte alta, quando comparadas com o trecho baixo. A riqueza de espécies foi maior na parte baixa, com 23 espécies que apareceram apenas neste trecho, doze delas apenas na época de chuvas. Em experimento com gaiolas de inclusão/exclusão, incluindo *Astyanax lineatus*, *Characidium* cf. *zebra* e *Ancistrus* sp., a última espécie teve grande impacto sobre a quantidade de matriz perifítica, sugerindo que esta espécie, e as outras pertencentes ao grupo funcional de raspadores de perifíton, podem ser consideradas engenheiras ambientais no córrego estudado. *Ancistrus* sp. também influenciou de forma significativa a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos por meio de grande diminuição da abundância relativa de Chironomidae. *Astyanax lineatus* não exerceu influência sobre os macroinvertebrados e matriz perifítica, enquanto

que a espécie de *Characidium* teve exercido influência significativa sobre aqueles componentes, mas mais discreta que no caso de *Ancistrus* sp.

Palavras-chave: Peixes de Riacho, Estrutura de Comunidades, Variação Temporal, Variação Longitudinal, Influência sobre Perifíton, Influência sobre Macroinvertebrados

Abstract

Streams usually show longitudinal patterns of variation of the fish communities. The differences become evident when higher, steeper, stretches are compared to lower ones. Besides factors related to steepness, substrate composition and riparian vegetation also are influential on the structuring of the fish assemblages. The fishes, in their turn, may significantly impact the accrual of periphytic matrix (periphyton, detritus and sediment) on the surfaces of hard substrates and the abundance and composition of benthic macroinvertebrates. We investigated those influences and the spatial and temporal variation of the structure of fish assemblages of the Salobrinha Stream, a Miranda River tributary which flows through the karstic Bodoquena Plateau (Bodoquena, Mato Grosso do Sul). To comparatively describe the physical environment of the study stretches, variables related to size, substrate and shading by riparian vegetation were measured. We did a comparison of the fish assemblages present in higher and lower stretches with sampling during rainy and dry seasons. Six study stretches were selected for electrofishing, three in the higher portion of the stream, flowing through preserved forests in the Serra da Bodoquena National Park; the other three stretches, in the lower portion, flowed through areas where most of the natural vegetation was substituted for pastures. The physical environment showed a tendency for smaller grained

substrates, increase in stream width and decrease in shading in the lower stretches. Forty-two fish species were registered, with four of them comprising 60% of the fish biomass collected at the lower sites and 80% at the higher sites. Lower spatial and temporal variation of the fish communities was observed in the upstream stretches when compared with the downstream ones. Species richness was higher at the lower portion of the stream, with 23 species having been recorded only there, twelve of which only during the rainy season. In an experiment with inclusion/exclusion cages, including *Astyanax lineatus*, *Characidium* cf. *zebra* and *Ancistrus* sp., the last species impacted strongly the amount of periphytic matrix inside cages, suggesting that this species, and others forming the periphyton grazers functional group, can be regarded as ecological engineers in the study stream. *Ancistrus* sp. also had a significant influence on benthic macroinvertebrate community structure through a pronounced decrease in the relative abundance of Chironomidae. *Astyanax lineatus* impacted neither periphytic matrix amount nor macroinvertebrates, whereas the species of *Characidium* showed a statistically significant but much more subtle effect than in the case of *Ancistrus* sp.

Keywords: Stream Fishes, Community Structure, Temporal Variation, Longitudinal Variation, Influence on Periphyton, Influence on Macroinvertebrates.

Ictiofauna de um córrego na Serra da Bodoquena: Estrutura,
Variações Longitudinal e Temporal e Efeitos sobre Comunidades
Bentônicas

Otávio Froehlich

Introdução

Riachos são ambientes dinâmicos, que apresentam alta heterogeneidade espacial ao longo de múltiplas escalas (Schlosser 1991). Também se apresentam heterogêneos numa escala temporal, com alta variabilidade de tamanho do hábitat e da conectividade entre os mesohábitats que o compõem como poções e corredeiras, podendo mudar rapidamente em função de enchentes ou secas. Nesses ecossistemas, o clima, geologia e topografia compõem um contexto para os processos geomorfológicos que criam e mantêm a diversidade de meso- e micro-hábitats em escalas menores (Frissell *et al.* 1986, Montgomery 1999). Em córregos de menor porte, entre 1ª e 3ª ordens (sistema de Strahler, Hauer & Lamberti 2006) essa variabilidade é ainda maior. O fluxo é pequeno na maior parte do tempo, mas são muito sensíveis a chuvas fortes, que causam enxurradas durante as quais o nível da água pode subir vários metros. A falta de chuvas também tem efeitos drásticos, causando

grande diminuição de espaço e desaparecimento temporário de muitos micro- ou mesmo meso-habitats.

As espécies de peixes que habitam riachos pequenos vivem, portanto, face a um ambiente muito variável e com alto grau de incerteza, formando um conjunto de espécies muito diversificado na região Neotropical. Esses ambientes parecem ter exercido forte pressão seletiva sobre o tamanho das espécies, de modo que essas faunas são formadas principalmente por espécies de pequeno porte, com até 150 mm (Castro 1999). Ainda segundo o mesmo autor, o tamanho facilita a coexistência de espécies em ambientes com dimensões restritas, pois permite a exploração de micro-habitats específicos. Outra consequência desse padrão de tamanho é uma capacidade limitada de deslocamento, de modo que as espécies tendem a passar todo o ciclo de vida dentro de áreas relativamente restritas, o que facilitou a ocorrência de eventos de vicariância e especiação alopátrica, levando a altas taxas de endemismo em faunas de peixes de riachos (Menezes 1994, Castro & Menezes 1998, Castro 1999).

As comunidades de peixes de riachos são fortemente influenciadas por uma série de fatores. Vários autores têm verificado que a estrutura física do ambiente tem importância fundamental na determinação tanto da abundância quanto da composição das comunidades de peixes, seja a representada por aquela sucessão de habitats, seja a estruturação interna dentro de cada um deles

(Gorman & Karr 1978, Rose & Echelle 1981, Finger 1982, Levêque 1997). Aspectos importantes são a composição do substrato (Rose & Echelle 1981, Vadas & Orth 2000), disponibilidade de refúgios (Rakocinski 1988), a velocidade da corrente (Schlosser 1985, Schlosser & Ebel 1989, Vadas & Orth 2000) e a profundidade (Baker & Ross 1981, Meffe & Sheldon 1988, Vadas & Orth 2000).

Outro fator que é de grande importância para a estruturação das comunidades de peixes é a área de ecótono entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente. A vegetação ripária presente nessa área influencia aspectos hidrológicos, limnológicos e bióticos dos riachos. As matas ciliares protegem esses ecossistemas, funcionando como filtros que capturam sedimentos carreados por fluxo superficial de água e evitam erosão canalizada nas áreas marginais (ver revisão em Naiman & Décamps 1997), sendo, portanto, fundamentais para a integridade dos sistemas aquáticos (Silva *et al.* 2005).

Como, em riachos de baixa ordem, essa vegetação sombreia todo ou parte do leito, a produção primária autóctone é muito reduzida (Mosisch *et al.* 2001) e, portanto, a vegetação marginal se torna a principal fonte de energia para as comunidades aquáticas. Os peixes de riachos dependem de alimentos provenientes do ambiente terrestre, sob a forma de frutos, sementes e invertebrados (Knöppel 1970, Saul 1975, Angermeier & Karr 1984, Lowe-McConnell 1999, Sabino & Castro 1990, Sabino & Zuanon, 1998, Barrela *et al.* 2001,

Bojsen & Barriga 2002). Por outro lado, alguns trabalhos registraram importância maior de itens autóctones, como invertebrados aquáticos e algas (e.g. Moyle & Senanayake 1984, Uieda *et al.* 1997, Casatti 2002), mas mesmo esses alimentos são indiretamente advindos da vegetação ripícola, pois base das teias tróficas de riachos é a matéria orgânica carregada dali (Gregory *et al.* 1991).

A vegetação ripária também é uma importante fonte de refúgios para os peixes. A própria sombra projetada pela vegetação pode ser um refúgio contra predadores (Helfman 1981), mas outras formas mais importantes de refúgios fornecidos pela mata marginal são vegetação mergulhada, os acúmulos de folheto no fundo do riacho e os troncos submersos. Os troncos submersos também representam refúgio contra a correnteza, proporcionando isolamento visual que pode permitir densidades maiores para peixes territoriais (ver revisão em Rincón 1999). Além disso, os troncos submersos apresentam uma variedade de funções nos ambientes de riachos (Morris *et al.* 2006). Eles dissipam energia e retêm materiais, fornecem alimentos sob a forma de perifíton e invertebrados e podem redirecionar água, criando mosaicos de manchas erosivas e deposicionais, aumentando a heterogeneidade ambiental (Everett & Ruiz 1993, Naiman & Décamps 1997, Gurnell *et al.* 2002, Wright & Flecker, 2004, Morris *et al.* 2006).

Ecossistemas de riachos são fortemente influenciados pelas ações de desenvolvimento humano, devido aos efeitos de fontes

pontuais e não pontuais de perturbação (Harding *et al.* 1998). Dentre as fontes não pontuais, as diferenças no uso da terra levam a alterações na composição e funcionamento dos ecossistemas, sendo os efeitos detectados em diversas escalas espaciais e temporais (Bunn *et al.* 1999, Ometo *et al.* 2000, Brosse *et al.* 2003), mesmo após a recuperação das áreas terrestres impactadas (Harding *et al.* 1998, mas veja Storey & Cowley 1997). Em particular, a alteração da zona ripária devido ao desmatamento das matas ciliares resulta em fortes modificações nas condições, níveis de diferentes recursos e estrutura das comunidades, levando a alterações nos processos dos ecossistemas (Hawkins *et al.* 1982, Décamps 1993, Zalewski *et al.* 1998, Sabino & Silva 2004).

De modo geral, a retirada das matas ciliares reduz a base de recursos alóctones para as comunidades e muda as relações tróficas entre os sistemas aquático e terrestre mas, ao aumentar a incidência de radiação solar, leva a um aumento de recursos autóctones na forma de produção primária (Henry *et al.* 1994, Sabater *et al.* 1998, Nakano & Murakami 2001). Esse aumento pode provocar alteração da estrutura das comunidades de peixes ao, por exemplo, favorecer espécies herbívoras, como os cascudos (*e.g.* Buck & Sazima, Sabino & Silva 2004). Entretanto, os processos envolvidos nestas respostas são pouco conhecidos devido 1) à escassez de estudos comparando direta e simultaneamente a estrutura e funcionamento de ecossistemas de riachos submetidos a estas perturbações (Norris &

Thoms 1999, Gessner & Chauvet 2002), e 2) às grandes escalas espaciais geralmente usadas para descrever alterações na estrutura das comunidades, em detrimento da compreensão dos mecanismos de mudanças locais e da dinâmica temporal das populações (Wootton & Gee 2001).

Diversas teorias relacionam os componentes estruturais e funcionais de ambientes lóticos, possibilitando prever os efeitos do desmatamento nestes ecossistemas, como o conceito de contínuo fluvial (RCC – Vannote *et al.* 1980), o conceito do pulso de inundação (Junk *et al.* 1989) e a influência da perturbação e dinâmica de manchas (Townsend 1989). Apesar das teorias explicarem diversos padrões em sistemas fluviais, nem todas as previsões constituem padrões gerais (Naiman *et al.* 1987), com maiores discrepâncias quando aplicadas a sistemas tropicais (Wootton & Oemke 1992, Melo & Froehlich 2001a, Dobson *et al.* 2002; mas veja Junk & Silva 1999, Baptista *et al.* 2001). Por exemplo, de acordo com o RCC, a retirada das matas ciliares influencia negativamente tanto as comunidades em riachos de ordem inferior, mais dependentes de material alóctone na forma de matéria orgânica particulada grossa (CPOM), como em riachos de tamanho intermediário, que dependem da matéria orgânica particulada fina (FPOM) produzida a partir da fragmentação da CPOM nos seus afluentes (Vannote *et al.* 1980). As diferenças nas taxas de sedimentação e perturbação devido ao desmatamento também podem influenciar os ciclos de enchentes e retenção da

matéria orgânica, alterando a disponibilidade de nutrientes para as comunidades aquáticas e seus padrões de diversidade (Vannote *et al.* 1980, Junk *et al.* 1989, Townsend *et al.* 1998).

Claramente, são necessários mais estudos em sistemas tropicais para formular generalizações sobre seu funcionamento e propor modelos de previsão de respostas das comunidades biológicas às atividades antrópicas. Bojsen & Barriga (2002) salientam que apesar do extensivo desmatamento que vem ocorrendo em regiões tropicais, pouca informação existe acerca de como impactam comunidades de peixes de riachos ou mesmo os processos que estruturam essas comunidades.

Ecosistemas de riachos são fortemente influenciados por efeitos de base de recursos (bottom-up) e consumidores (top-down), com importantes consequências para a estrutura das comunidades presentes e para processos de transferência de energia (Power 1992). Diversos estudos mostraram fortes efeitos da alteração da base de recursos autóctone e alóctones para os ecossistemas de riachos, especialmente em termos de variação longitudinal (Vannote *et al.* 1980, Cummins *et al.* 1989). De fato, um dos principais efeitos da degradação de riachos de baixa ordem devido a alterações do habitat como mudanças no uso da terra e desmatamento das matas ciliares, refere-se ao aumento da produção primária e redução do aporte de recursos autóctones. Isso causa alterações na base de recursos alimentares, influenciando a estrutura das comunidades

ligadas à herbivoria e decomposição (Bunn *et al.* 1999, Gessner & Chauvet 2002). Estas alterações podem levar a mudanças complexas ao nível da paisagem, com efeitos também na estrutura de comunidades terrestres e nas taxas de decomposição de material terrestre (Polis *et al.* 2004). De fato, as comunidades de riachos e da mata ciliar podem apresentar fortes subsídios, ao fornecer presas e outros recursos para os consumidores (Nakano & Murakami 2001).

Consumidores desempenham papel importante em comunidades de riachos, sendo muitas vezes considerados como elementos-chave nestes ecossistemas (Power 1990, Flecker 1992, 1996, Williams *et al.* 2003, Inoue & Miyayoshi 2006). Estes efeitos podem ocorrer pelo consumo direto de presas, reduzindo diretamente a abundância de macroinvertebrados (Williams *et al.* 2003, Ruetz *et al.* 2006). Por outro lado, a influência nestas comunidades pode ocorrer por efeitos indiretos, como pela competição por exploração ao consumir recursos importantes para os macroinvertebrados como perifíton, ou devido à perturbação imposta pelas suas atividades de forrageamento, inibindo a atividade dos macroinvertebrados (Flecker 1992, Inoue & Miyayoshi 2006).

Desta forma, nem todos os consumidores vertebrados de um riacho têm o mesmo efeito sobre as comunidades de macroinvertebrados. Dependendo do grupo funcional de consumidores presentes, podem ocorrer fortes efeitos diretos ou indiretos nestas comunidades (Flecker 1992, 1996, Inoue *et al.*

2005). Por exemplo, Flecker (1992) encontrou efeitos mais fortes de cascudos herbívoros em relação a caracídeos na redução da abundância de diferentes táxons de macroinvertebrados em um riacho tropical. Resultados similares foram encontrados por Inoue & Miyayoshi (2006), ao confinar peixes predadores bentônicos, de meia-água e herbívoros. Eles encontraram fortes efeitos de peixes raspadores herbívoros nas comunidades de macroinvertebrados, enquanto o efeito dos predadores foi muito baixo (Inoue & Miyayoshi 2006). Por outro lado, peixes predadores influenciaram fortemente a abundância de mexilhões num rio nos EUA, reduzindo a abundância em até 64% em relação aos controles (Bartsch *et al.* 2005), enquanto Power (1990) demonstrou a existência de uma cascata trófica imposta por peixes predadores ao consumirem macroinvertebrados herbívoros.

Portanto, são necessários mais estudos para avaliar o papel de peixes consumidores na estrutura das comunidades de riachos, especialmente em regiões tropicais. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o efeito de três diferentes grupos de peixes consumidores (predador de fundo, predador de meia-água/superfície, herbívoro raspador) na estrutura das comunidades de macroinvertebrados de um riacho tropical.

Os seguintes objetivos específicos foram propostos:

1. Determinar as condições ambientais do riacho no trecho alto, que atravessa áreas preservadas, e no trecho baixo, em cujo entorno a maior parte da vegetação natural foi substituída por pasto;
2. Examinar a variação da estrutura das ictiocenoses ao longo daqueles trechos;
3. Determinar como a variação sazonal das condições ambientais influencia as comunidades de peixes de um riacho tropical;
4. Comparar os efeitos de diferentes grupos funcionais de peixes sobre o acúmulo de matriz perifítica e a abundância de macroinvertebrados

Material e Métodos

Área do Estudo

O córrego Salobrinha situa-se no planalto da Bodoquena, no município de Bodoquena, cerca de 20 km a sudeste da área urbana. O clima regional apresenta duas estações bem marcadas, com uma época chuvosa que se estende de novembro a março e a estação seca de abril a outubro, com totais anuais de precipitação ao redor de 1500 mm.

Segundo carta topográfica em escala 1:50.000, o córrego nasce no interior do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB), próximo à borda do planalto que delimita a planície do Pantanal a leste, a 500 m de altitude e corre por cerca de 15 km e deságua no rio Salobra, a cerca de 150 m de altitude. Isso difere do que foi apresentado por Froehlich (2003), que se baseou em carta 1:100.000 (Figura 1, detalhe B), que mostra o córrego Salobrinha nascendo vários quilômetros a oeste. Associando dados obtidos no campo e cartas 1:50.000 (a maior escala disponível para a região), foi elaborado o mapa principal da figura 1, que mostra uma drenagem diferente, onde os tributários que nascem na parte esquerda do mapa (a oeste do PNSB), apresentam trechos intermitentes, representados por linhas com círculos brancos (com exceção do córrego Sempre Verde, na parte noroeste do mapa), que terminam em sumidouros

(asteriscos). Em dois casos não foram plotados sumidouros por que não foi possível visitar os locais ou obter informações de moradores. A parte da drenagem representada com linhas pontilhadas são cursos d'água que constam de cartas e estariam correndo dentro de cânions profundos que cortam a área do PNSB. No entanto, dados obtidos diretamente no campo ou indiretamente, como informações de moradores antigos da região, permitem afirmar que esses trechos só apresentam água por pouco tempo após chuvas mais fortes, sendo a drenagem principal hipógea. Um tributário aparece pontilhado desde as nascentes, porque não obtivemos dados sobre ele. Após esses trechos de cânions onde a drenagem é muito efêmera, aparecem trechos intermitentes, que podem apresentar água durante ao menos parte do período de chuvas (novembro a março). Fluxo permanente existe nos sete quilômetros finais do córrego Salobrinha e em dois trechos de seu último afluente (um deles, os 50 metros antes da confluência, não aparece na escala da Figura 1).

Como não se conhecem os caminhos da água dentro da matriz de calcário, não se pode precisar a origem da água que sai das surgências na parte leste da bacia do córrego Salobrinha. Não se sabendo o caminho seguido pelas águas, não é possível estabelecer de que ordem, exatamente, é o trecho estudado aqui. Considerando apenas os trechos intermitentes e perenes a leste (Figura 1), teríamos um córrego de 1ª ordem em P1, 2ª ordem para P2 e P3 e 3ª ordem no trecho baixo. Se levarmos em conta os trechos

considerados de fluxo efêmero (linhas pontilhadas na Figura 1), todo o trecho alto passa a 2ª ordem. Froehlich (2003) considerou um trecho (incluído totalmente no trecho explorado aqui) que começava como de terceira ordem e passava a quarta (Figura 1 B). De qualquer modo, no caso do córrego Salobrinha, o sistema de ordens de Strahler (e.g. Hauer & Lamberti 2006), não é um bom estimador do volume real do córrego.

O trecho final do córrego Salobrinha, onde este estudo foi desenvolvido, corta inicialmente a área do PNSB, onde a vegetação encontra-se preservada. A vegetação é uma mata semidecídua que chega praticamente até as margens do rio, com espécies típicas de mata de galeria ocorrendo junto às margens (Damasceno Jr. *et al.*, 2000). A partir de um pouco a montante de onde recebe o último tributário, passa a fluir por área de fazendas (Figura 2), em um canal bem definido, com margens abruptas de até cerca de seis metros. Nessas margens a vegetação natural foi deixada, formando uma faixa estreita delimitada por pastagens, que vem sendo invadida e, gradualmente, substituída por bambus nativos (G. A. Damasceno Júnior, informação pessoal).

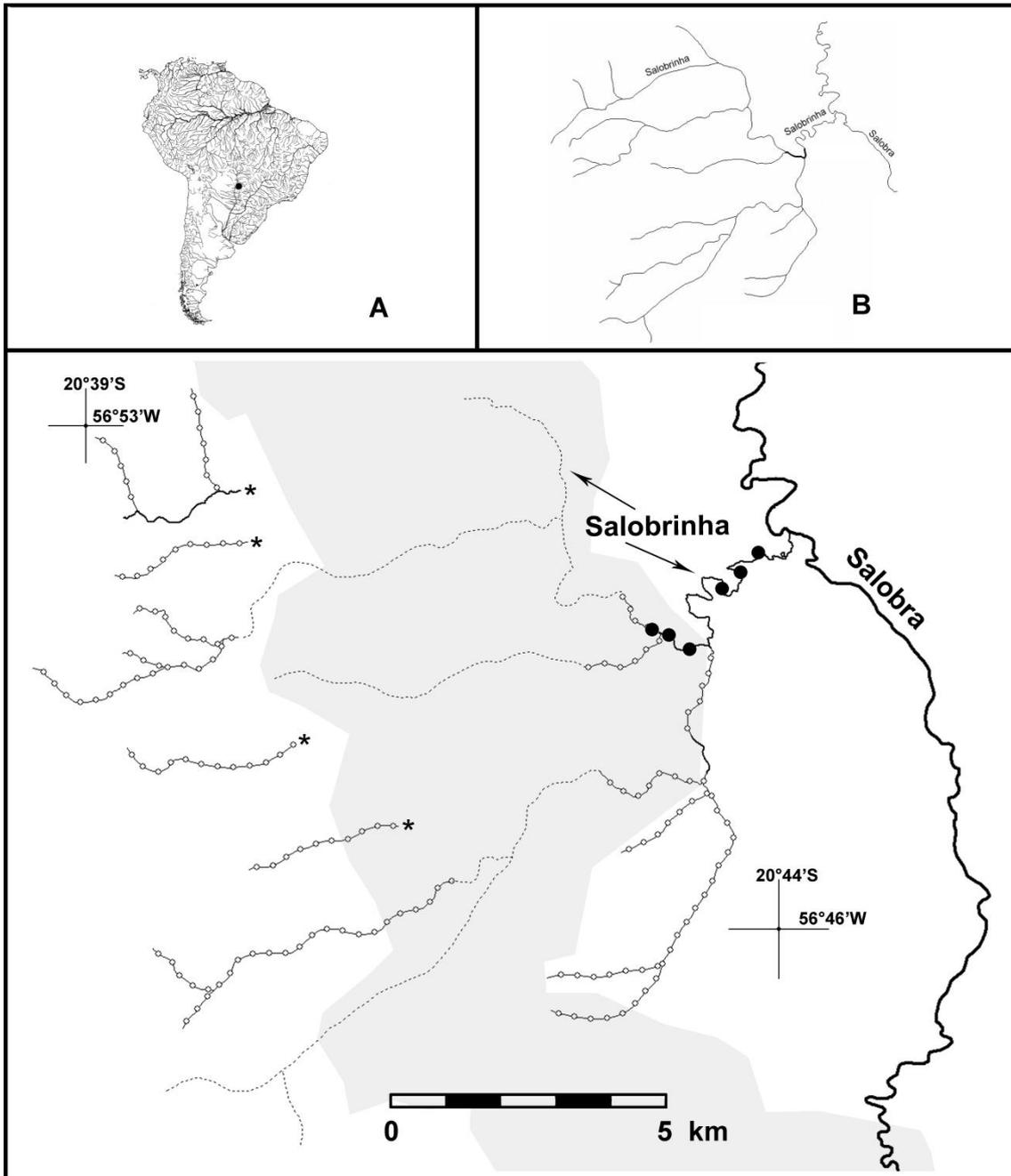


Figura 1 - Mapas mostrando a localização da área estudada (Bodoquena, Mato Grosso do Sul). No mapa principal, inferior, linhas com círculos brancos representam trechos intermitentes, linhas pontilhadas representam trechos com fluxo muito efêmero, apenas de escoamento de chuva (a drenagem é basicamente hipógea) e linhas contínuas mostram os trechos perenes. Asteriscos são sumidouros conhecidos. Os círculos pretos, cheios, são os trechos amostrados, 1 a 6 a partir da esquerda. A área em cinza é a parte do Parque Nacional da Serra da Bodoquena drenada pelo córrego Salobrinha. No detalhe B, mapa modificado de Froehlich (2003), elaborado a partir de cartas em escala menor.



Figura 2 - Imagem do Google Earth, evidenciando mudança de vegetação quando o córrego Salobrinha (Bodoquena, MS) passa a correr entre fazendas. Círculos vermelhos são os trechos amostrados (1 a 6, a partir da esquerda) e a seta indica onde o córrego recebe o último afluente.

A água apresenta-se muito clara, com visibilidade horizontal estimada em algumas dezenas de metros, turvando-se apenas quando chuvas muito fortes causam enxurradas, durante as quais o nível do riacho pode subir alguns metros (Froehlich 2003). Por fluir através de rochas calcárias, o córrego Salobrinha apresenta águas alcalinas e existem abundantes tufas calcárias ao longo de seu curso. Estas formam cachoeiras e barram o córrego, fazendo com que aumentem a profundidade e a largura do canal. Profundidades de até 3,5 metros foram registradas, com pontos mais fundos apresentando mais de dois metros com frequência (Cavallaro 2005).

Foram selecionados seis trechos do córrego Salobrinha, três na área com vegetação preservada, dentro do PNSB, e três na área com pastagens. Inicialmente se pretendia que os trechos tivessem cerca de 100 metros de extensão, como nos trabalhos de Castro *et al.* (2003, 2004, 2005). O primeiro trecho, com 80 metros, precisou de um dia e meio para ser completamente amostrado, devido às complexidades introduzidas pela necessidade do uso das redes auxiliares. Então, para os outros locais, foram delimitados trechos com extensão variando de 55 a 60 metros.



Figura 3 - Fotografias dos trechos amostrados no córrego Salobrinha (Bodoquena, MS). Trechos 1 a 6, em sentido horário, iniciando na linha superior, à esquerda.

Coleta de dados

Os trabalhos de campo foram realizados durante visitas ao córrego Salobrinha (e áreas de suas cabeceiras) em julho de 2006 e janeiro, março, junho e agosto de 2007.

Dados Abióticos

A área de cada trecho amostral foi calculada com base no comprimento, ao longo do talvegue, e na largura média, calculada com base em dez transectos transversais. Cada transecto subdividido em 10 partes iguais, de modo que cada trecho teve as características de substrato e cobertura vegetal avaliadas em cem pontos distintos. Em cada ponto foram registradas inicialmente a profundidade e a ocorrência ou não de cobertura vegetal acima do ponto, dada pela vegetação ribeirinha. A porcentagem de cobertura vegetal do trecho foi obtida diretamente como o número de registros de sua presença. Dos valores de profundidade medidos, foi registrada a profundidade máxima e média de cada trecho. O substrato foi avaliado, sob cada ponto, registrando-se os tipos de substrato — tronco, galho, folheto e várias classes de tamanho de partículas inorgânicas — presentes dentro de um quadrado de 0, 25 m² e atribuindo-lhes valores categóricos (0, 1, 2 ou 3) em função da proporção de cada uma dentro da área do quadrado. A partir desses pontos atribuídos, a

importância de um dado tipo de substrato foi calculada como uma porcentagem do total de pontos atribuídos a todas as classes dentro do trecho amostral. As classes de tamanho de grão utilizadas foram: argila, areia (< 0,5 mm - 2mm), cascalho (2 - 4 mm), seixos (4 - 64 mm), blocos (64 - 256 mm), matacões (> 256 mm) e laje.

Como uma medida da heterogeneidade do substrato em cada trecho amostral, a diversidade de substratos foi estimada de acordo com o índice de Shannon-Weaver, usando a fórmula: $H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$, onde p_i é a proporção do substrato i no trecho, para um total de S tipos de substrato.

Comunidades de Peixes

Para amostrar as comunidades de peixes presentes nos trechos escolhidos, foi usada a técnica de eletropesca, de acordo com Mazzoni *et al.* (2000). Cada trecho foi delimitado por redes com malha de 5 mm, sendo usadas três passagens pelo trecho usando um aparelho de eletropesca consistindo de um gerador portátil (900 W, 220 V, corrente nominal 3,9 A) e dois eletrodos, um com um puçá e outro com uma grelha metálica (ver descrição e fotos em Castro *et al.* (2003). Dois auxiliares seguiam atrás dos portadores dos eletrodos.

Devido à largura do córrego, maior que a encontrada usualmente em riachos de ordem comparável em regiões não

cársticas (e.g. Castro *et al.*, 2003, 2004, 2005), foi necessário introduzir uma modificação no método comumente descrito na literatura. Além das redes de bloqueio a montante e a jusante, nos trechos com larguras superiores a cinco metros, outras três redes de mesma malha foram utilizadas como bloqueios móveis, delimitando duas áreas de largura menor (Figura 4). Após três passagens de eletropesca em cada subárea, as duas redes mais a jusante eram passadas para montante, formando duas novas subáreas. Isso se repetia até o final do trecho, a montante, ou até acabar o trecho mais largo, caso em que a última rede auxiliar utilizada era deixada no lugar para impedir acesso dos peixes à área já amostrada.



Figura 4 - Redes de bloqueio auxiliares, delimitando subáreas menores dentro de trecho amostrado no córrego Salobrinha (Bodoquena, MS). As redes de bloqueio, que delimitavam o trecho não aparecem na foto.

Todos os peixes coletados foram fixados em formalina a 10% e transportados para o laboratório para identificação, contagem e

pesagem. Parte do material foi reservado para análise de conteúdos estomacais e o restante está sendo tombado na Coleção Zoológica de Referência da UFMS (ZUFMS).

Experimento de inclusão/exclusão

Para avaliar o efeito dos peixes sobre as comunidades de macroinvertebrados e o acúmulo de sedimento e perifíton, foram usadas gaiolas de exclusão e inclusão (Figura 5). Perifíton, neste trabalho, representa os seres vivos presentes (perifíton propriamente dito) e detritos orgânicos que se depositam sobre o substrato, já que esses dois componentes orgânicos não foram separados. Cada gaiola foi construída usando-se uma armação feita de cantoneira de ferro (1 cm de largura), sendo que cada gaiola media 1,0 m x 0,5 m x 0,5 m. Posteriormente, cada gaiola foi envolta num saco de nylon, com malha de 5 mm (Figura 5 A). No total foram confeccionadas 20 gaiolas, para serem usadas em cinco níveis de tratamento: 1) inclusão de predadores de fundo, 2) inclusão de predadores de meia-água/superfície, 3) inclusão de herbívoros raspadores, 4) exclusão de todos os peixes, 5) inclusão de todos os peixes. Para o nível 4 foi usada uma gaiola fechada igual à usada nas gaiolas de inclusão de peixes, enquanto para o nível 5 foi usada uma gaiola que tinha um dos lados (de 0,5 m x 0,5 m) aberto, voltado para jusante para que qualquer peixe pudesse entrar na gaiola (Figura 5 B).

Para avaliar o efeito de diferentes grupos funcionais de peixes, foram selecionados para o experimento três espécies de peixe, cada uma pertencendo a um grupo: *Characidium zebra* (predador de fundo, Crenuchidae), *Astyanax lineatus* (predador de meia-água/superfície, Characidae) e *Ancistrus* sp. (herbívoro raspador, Loricariidae). Cada espécie de peixe foi confinada em uma gaiola, com cinco indivíduos por gaiola, totalizando uma densidade de 10 indivíduos por metro quadrado de fundo, similar à densidade encontrada naturalmente no córrego (ver resultados). Como são diferentes gêneros, cada tratamento de inclusão fica designado apenas por *Ancistrus*, *Astyanax* e *Characidium*.

Em cada gaiola, foram colocadas três bandejas feitas de grade de ferro com malha de 2 cm, cada bandeja medindo 20 x 20 x 5 cm. Sobre as bandejas e em volta delas, foram colocados blocos com cerca de 22 cm de diâmetro e seixos, obtidos do fundo do córrego próximo às gaiolas (Figura 5 B, D). Após 13 dias, foram retirados um bloco de cada gaiola, e cada bloco foi cuidadosamente envolto num saco plástico, ainda submerso. Posteriormente, o saco foi retirado da água e o bloco foi cuidadosamente lavado no interior de cada saco, para retirada dos macroinvertebrados. Os sacos foram etiquetados e transportados para o laboratório para serem processados (veja abaixo).



Figura 5. - Desenho experimental usado no experimento para avaliar o efeito de diferentes grupos funcionais de peixes sobre as comunidades de macroinvertebrados e o perífiton do córrego Salobrinha (Bodoquena, MS). (A) Gaiola pronta, de armação de ferro, já com a malha de 5 mm. (B) note a abertura de um dos lados da gaiola à esquerda, usada como controle (para mais detalhes, veja o texto). (C) Gaiolas dispostas em blocos dentro do riacho. (D) detalhe do interior de uma gaiola, com a bandeja contendo os blocos; note a presença de *Astyanax lineatus* confinado na gaiola (setas).

O experimento foi realizado na região preservada do Córrego Salobrinha, dentro do PNSB, usando-se um desenho experimental aleatorizado em blocos (Figura 5 C). O trecho media cerca de 100 m de extensão, e foi subdividido em segmentos de cerca de 10 m de extensão. Foram então sorteados três segmentos trechos para serem usados como blocos. Em cada bloco (mini-trecho de 10 m), foram colocadas aleatoriamente cinco gaiolas, cada gaiola contendo um nível do tratamento.

No laboratório, o conteúdo de cada saco plástico foi peneirado

usando-se uma peneira de 250 μm , sendo o material retido colocado num vidro e fixado com etanol 70%. Posteriormente, cada amostra foi analisada em estereomicroscópio óptico, e os macroinvertebrados foram identificados, para este trabalho, até o nível de ordem.

Para avaliar acúmulo de sedimento e a quantidade de perifíton, foram selecionados três blocos de cada gaiola e também três blocos próximos, na região de cada bloco experimental. Em cada bloco, foi usado um gabarito para raspar um quadrado de 2 x 2 cm (área de 4 cm^2), usando-se uma escova de dentes de cerdas duras, seguindo-se Hauer & Lamberti (2007). O conteúdo de cada quadrado foi armazenado num vidro com água do local e os processos bióticos foram interrompidos adicionando-se azida sódica, para transporte até o laboratório. No laboratório, as três amostras de cada gaiola foram reunidas e filtradas numa membrana de fibra de vidro de 0,45 μm usando-se uma bomba à vácuo. Cada membrana havia sido previamente calcinada a 550°C por 2h em mufla, tendo sua massa determinada em balança analítica (precisão = 0,1 mg). As membranas foram então secas em estufa a 60° C por 24 h, sua massa foi novamente determinada e a massa seca de perifíton obtida pela diferença entre os valores finais e iniciais de cada membrana. Após este procedimento, as membranas foram calcinadas na mufla a 550° C por duas horas, esfriadas num dessecador e novamente pesadas para determinar a massa seca livre de cinzas, um indicador da matéria orgânica presente na amostra (Hauer & Lamberti 2006).

Análise de dados

Para analisar como os trechos estudados caracterizaram-se em termos de características físicas do hábitat, as médias dos valores de atributos físicos entre os trechos alto e baixo do córrego Salobrinha foram comparadas por meio de teste T. Já os dados de cada um dos trechos amostrais foram analisados por meio de Análise de Componentes Principais (PCA), sobre dados centrados e padronizados.

Estimamos a riqueza total esperada do córrego Salobrinha pelo método de *bootstrap* (Efron 1979) e o desvio padrão com o software EstimateS (Colwell 2009), com 50 permutações.

Para comparar a estrutura das comunidades de peixes foram utilizados como estimativa de diversidade a riqueza de espécies (S), o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e a equitatividade (E), definida como $E = \left[\frac{1}{\sum P_i^2} \right] \left(\frac{1}{S} \right)$, onde P_i é a proporção da espécie i na amostra considerada. Os dados de abundância relativa (g/m^2) foram estudados por meio de uma análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS). A consistência dos resultados dessa análise foi aferida através de um modelo de regressão linear entre os dados obtidos e a matriz de diferenças entre as amostras, calculadas por meio do coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis.

Para o experimento com gaiolas de inclusão/exclusão, a abundância total e das famílias foram calculadas por gaiola,

somando-se as amostras das bandejas. Foram usados os índices de diversidade e equitatividade de Shannon-Weaver, além da riqueza de táxons como estimadores da diversidade de macroinvertebrados por gaiola. Estas variáveis foram analisadas usando-se Análise de Variância (ANOVA) de dois fatores, Blocos (efeito aleatório) e Efeito de predação (efeito fixo), seguindo-se Underwood (1999). As abundâncias foram transformadas para logaritmo ($\ln + 1$) para se obter homogeneidade de variâncias. As diferenças entre níveis de tratamento foram determinadas usando-se o teste HSD de Tukey. A mesma análise foi usada para se verificar o efeito dos diferentes tratamentos na biomassa de perifíton e de matéria orgânica. Para comparar a composição das comunidades de macroinvertebrados foi usada Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS), sobre a matriz de similaridades calculada usando-se o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke 1993). As diferenças entre níveis do tratamento foram avaliadas usando-se Análise de Similaridades (ANOSIM), sendo os táxons responsáveis por tais diferenças determinados usando-se o procedimento SIMPER do software Primer 5.0 (Clarke & Warwick 2001).

Resultados

Características Ambientais

Os atributos de tamanho, altitude e distâncias da foz e da surgência, de cada trecho amostral estão na Tabela 1, enquanto a Tabela 2 apresenta os dados de substrato e cobertura vegetal.

Tabela 1 - Atributos de tamanho, altitude e distâncias da surgência e da foz para trechos amostrais do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul).

	Distância da foz (km)	Distância da surgência (km)	Altitude (m) (SRTM)	Extensão (m)	Largura média (m)	Prof. média (m)	Prof. máxima (m)	Área (m ²)	Volume (m ³)
P1	7,1	0,1	190-200	60	6,5	0,13	0,49	392	49
P2	6,9	0,3	190-200	60	4,8	0,14	0,62	290	42
P3	6,3	0,9	190-200	55	8,3	0,36	0,74	454	164
P4	3,2	4,0	155-165	60	11,9	0,51	0,88	712	363
P5	2,3	4,9	155-165	60	7,5	0,21	0,80	449	94
P6	1,5	5,7	155-165	80	8,4	0,29	0,82	674	197

Tabela 2 - Atributos do substrato e de cobertura vegetal para trechos amostrais do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul) (valores em porcentagem).

	cobertura	laje	matacão	bloco	seixo	cascalho	areia	argila	folhiço	galho	tronco
P1	97	3.5	44.1	19.6	10.4	6.3	1.9	0.3	13.9		
P2	83		38.5	26.1	2.9	2.2	16.8		13.5		
P3	70	18.2	17.8	19.2	1.8	0.1	23.1		19.8		
P4	65	2.4	0.4	20.3	15.1	2.8	35.9		20.6	1.3	1.2
P5	46	3.0	3.3	22.5	30.3	5.5	19.2		16.2		
P6	57	10.6		2.4	39.4		36.8		10.6	0.2	

Dentre as variáveis de tamanho do rio, a profundidade máxima foi significativamente maior no trecho inferior degradadas ($t = 2,848$,

$P = 0,047$). Largura e profundidade médias tenderam a apresentar valores maiores na parte baixa do córrego ($t = 1,641$, $P = 0,176$) (Fig. 6). Como o córrego tende a ser mais largo no trecho inferior, a cobertura vegetal mostrou tendência a ser maior na parte alta, mas não de forma significativa ($t = -2,538$, $P = 0,064$).

Com relação ao substrato, a diversidade estimada pelo índice de Shannon-Weaver não diferiu significativamente entre os trechos amostrais ($t = 0,328$, $P = 0,759$). Matacões quase não aparecem no trecho baixo ($t = -14,885$, $P = 0,008$), representando 33,5 % do substrato no trecho superior e 1,2% no trecho inferior. Tronco e galho foram registrados em apenas um e dois trechos amostrais, respectivamente, na parte baixa do córrego, enquanto argila só foi registrada no trecho alto (P1). Areia também não diferiu significativamente entre os trechos superior e inferior ($t = 1,934$, $P = 0,125$) (ver Fig. 7). Não obstante a falta de diferenças significativas entre a maioria dos componentes do substrato, a Figura 8 mostra um padrão, que basicamente separa os dois trechos mais altos dos dois mais a jusante, com os trechos 3 e 4 fazendo uma transição entre trechos com mais matacões, a montante, e segmentos com tendência a apresentar maiores proporções de seixos e areia grossa na parte baixa. Folhedo aparentou valores maiores nos trechos 3 e 4, um na parte alta e outro já na parte baixa do córrego. Com exceção de matacões, não foi observada, portanto, uma mudança inequívoca entre os substratos das partes alta e baixa do córrego.

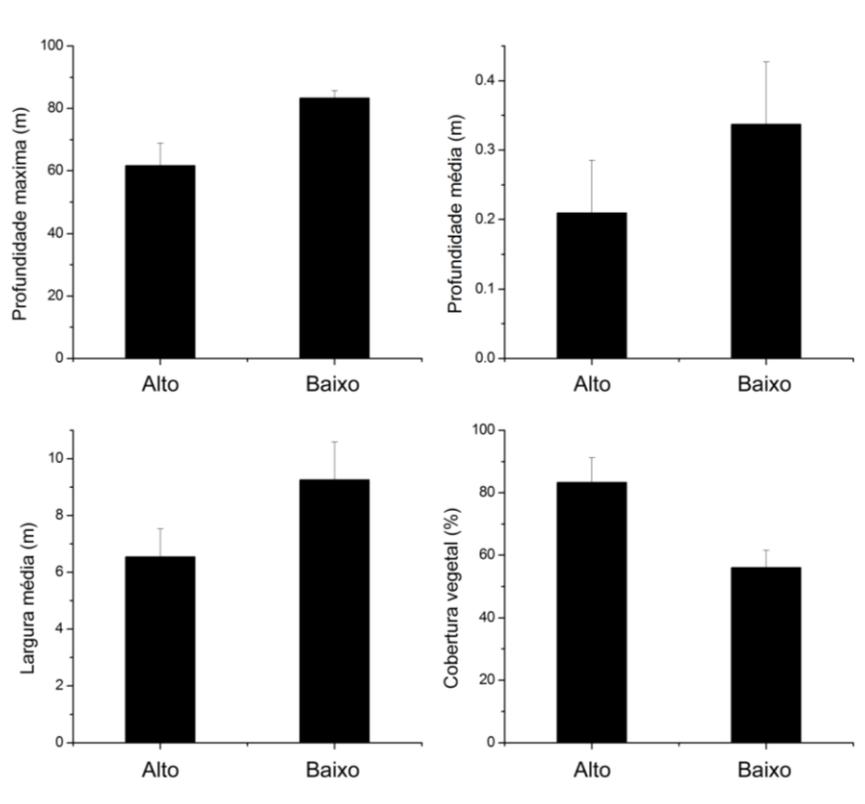


Figura 6 - Valores médios (+ erro padrão) de largura, profundidades média e máxima e cobertura vegetal, nas partes alta e baixa do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul).

O PCA, considerando todas as características físicas observadas, reforçou a tendência mostrada na Figura 8, mostrando forte separação entre os trechos amostrais P1 e P2, de um lado, e P5 e P6 de outro, com P3 e P4 mais semelhantes entre si e apresentando valores médios para a maioria das características, fazendo uma transição (Figura 9). O primeiro eixo explicou 62% da variação, caracterizando regiões preservadas com muitos matacões e maior cobertura vegetal (Tabela 3). Por outro lado, os trechos de regiões degradadas tinham mais areia, troncos e galhos, além de serem mais profundos e largos que os trechos de regiões preservadas (Tabela 3).

O segundo eixo do PCA explicou 21% da variação, separando trechos com maior quantidade de folhiço e maior diversidade de substratos (em regiões preservadas) daqueles com menores valores destas variáveis (em regiões degradadas). A Figura 9 também sugere que os trechos da parte alta são mais parecidos entre si que os trechos de jusante.

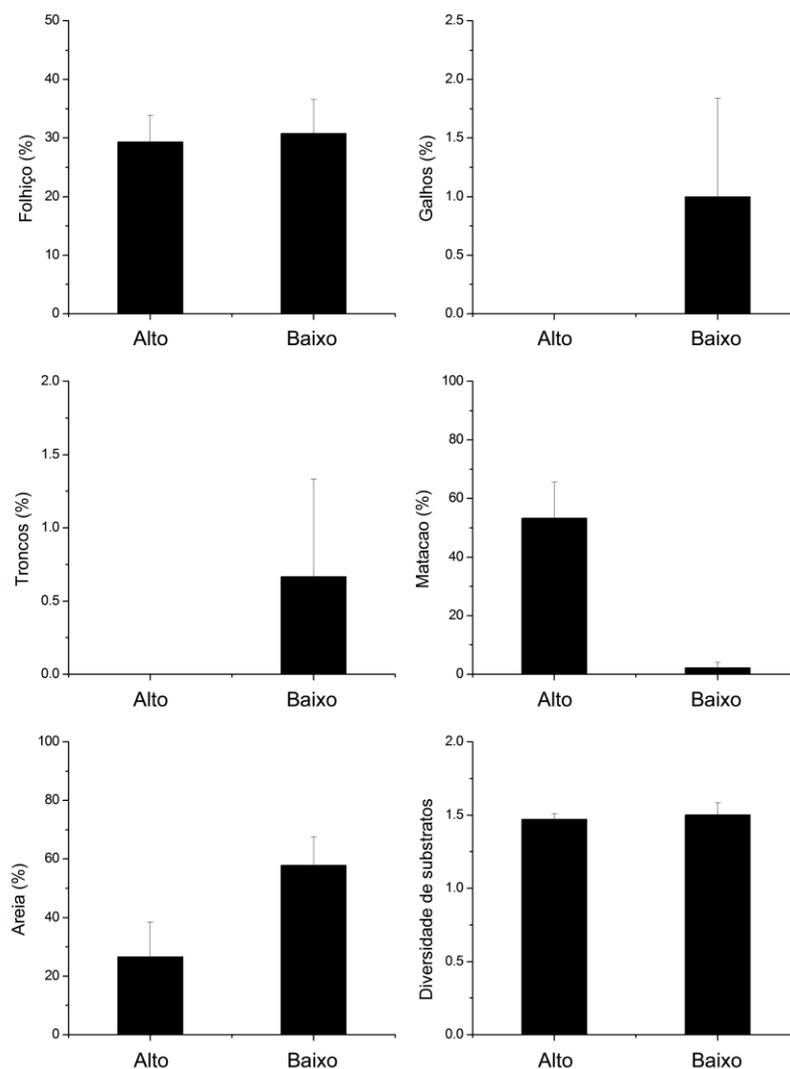


Figura 7 - Valores médios (+ erro padrão) de características do habitat dos trechos estudados em regiões preservadas e degradadas do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul).

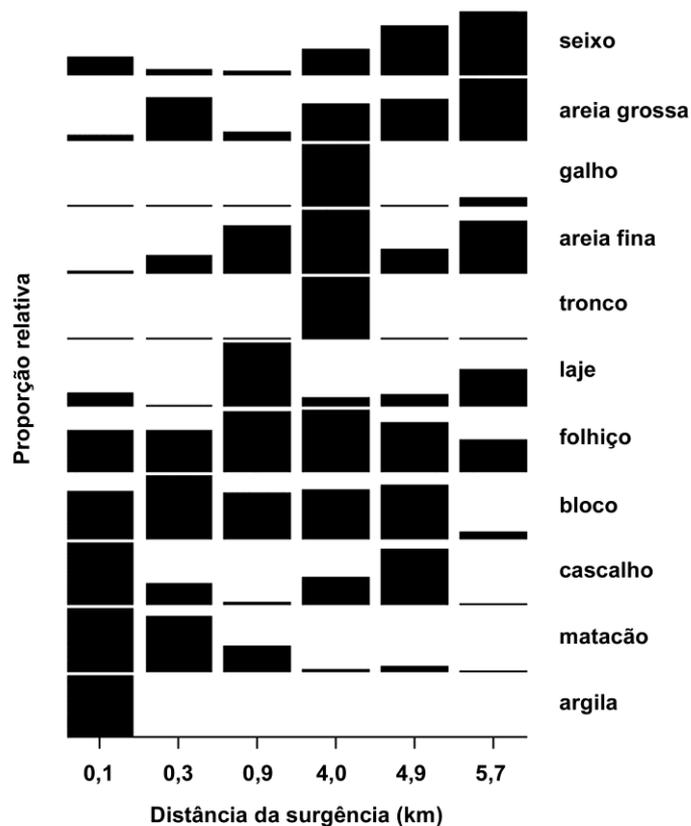


Figura 8 - Diagrama das características do substrato ao longo dos trechos amostrais, construído a partir das médias das abundâncias de cada componente ponderadas pelo gradiente ao longo do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul). Cada barra mostra a abundância do componente no trecho amostral em relação ao córrego como um todo.

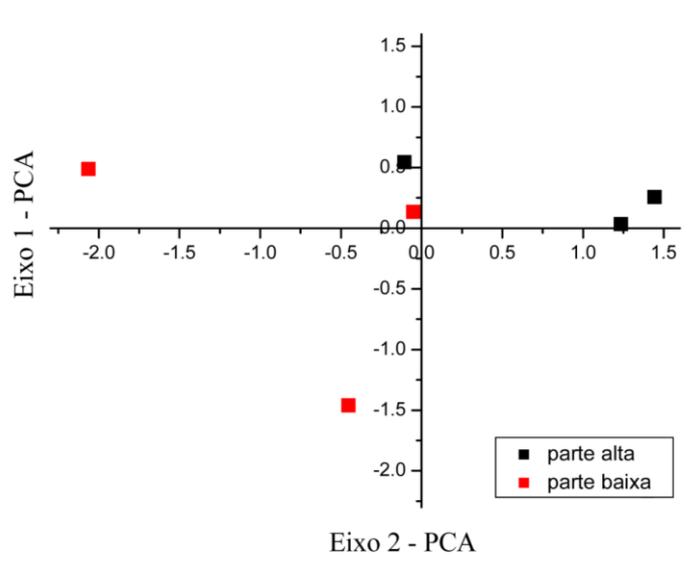


Figura 9 - Ordenação das amostras de acordo com Análise de Componentes Principais (PCA), usando-se dados da estrutura física do hábitat de cada trecho estudado do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul).

Tabela 3 - Resultados da Análise de Componentes Principais: correlação das variáveis com os eixos e proporção da variância explicada por cada autovalor.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
% matacões	0.303	0.194	0.299
% folhiço	-0.210	0.461	-0.127
% galhos	-0.292	0.124	0.352
% troncos	-0.280	0.194	0.341
% areia	-0.314	-0.196	-0.062
Índice de diversidade de Shannon-Weaver	-0.127	0.453	-0.415
Profundidade média	-0.332	0.093	0.098
Profundidade máxima	-0.319	-0.122	-0.268
Cobertura vegetal	0.219	0.183	0.554
Largura média	-0.335	0.059	0.134
Extensão do trecho	-0.054	-0.589	0.090
Área do trecho	-0.310	-0.215	0.155
Volume médio do trecho	-0.339	0.008	0.200
Autovalores	8.086	2.755	1.627
Porcentagem	62.200	21.189	12.516
Porcentagem cumulativa	62.200	83.390	95.906

Comunidades de peixes

Foram coletados um total de 14.998 peixes, pertencentes a 42 espécies distribuídas por 37 gêneros, 17 famílias e seis ordens (Tabela 4 e Apêndice 1). Somados, os peixes registrados perfizeram uma biomassa de 56,1 quilos. Seis ordens foram representadas, sendo Characiformes e Siluriformes as mais importantes (em conjunto, 99,3% dos indivíduos e 95,2% da biomassa). Characiformes foi muito mais representativa em número de indivíduos (70% contra 29,3%), mas em biomassa suas importâncias se assemelham (52,5% para Characiformes contra 43,2%). As outras ordens (Beloniformes, Gymnotiformes, Perciformes e Synbranchiformes) somaram apenas 0,7% dos indivíduos, mas representaram 4,3% da biomassa. Dezessete famílias agrupam as espécies coletadas. Characidae e Loricariidae foram as mais representativas em número (52,7% e 25,7%, respectivamente) e biomassa (42,7% e 39,1%). Em termos numéricos, Crenuchidae, Heptapteridae, Curimatidae e Parodontidae (em ordem decrescente de importância) perfizeram ao menos 1%. Em biomassa, esse limiar de participação foi alcançado por estas e outras quatro famílias — Synbranchidae, Prochilodontidae, Erythrinidae e Cichlidae.

Tabela 4 - Participação das espécies de peixes, em porcentagem de peso e número, nas coletas, somadas, feitas no córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul). Asteriscos denotam valores menores que 0,1%

espécie	código	Peso (%)	Número (%)
<i>Ancistrus</i> sp.	Anci	8.5	18.1
<i>Astyanax asuncionensis</i>	Aasu	8.6	7.9
<i>Astyanax lineatus</i>	Alin	27.3	30.1
<i>Brycon hilarii</i>	Bhil	3.8	0.1
<i>Characidium borellii</i>	Cbor	0.5	3.6
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	Czeb	1.5	9.6
<i>Hypostomus cochliodon</i>	Hyco	13.5	1.2
<i>Hypostomus</i> sp.	Hysp	15.5	4.0
<i>Imparfinis schubarti</i>	Impa	0.5	1.0
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	Jupi	0.9	4.9
<i>Moenkhausia bonita</i>	Mbon	0.5	3.3
<i>Odontostilbe pequirá</i>	Opeq	1.0	6.3
<i>Parodon nasus</i>	Paro	0.8	1.1
<i>Pimelodella taenioptera</i>	Pisp	3.3	4.1
<i>Prochilodus lineatus</i>	Proc	2.1	*
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>	Snig	2.8	1.6
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Synb	2.5	0.2
Espécies que não atingiram 1% em número ou biomassa			
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Aces	0.1	*
<i>Aphyocharax dentatus</i>	Aphy	*	*
<i>Apteronotus caudimaculosus</i>	Apte	0.2	*
<i>Brachygalaxias retrospina</i>	Brac	0.1	0.1
<i>Bryconamericus stramineus</i>	Bstr	0.1	0.5
<i>Bujurquina vittata</i>	Bvit	0.5	0.2
<i>Crenicichla lepidota</i>	Clep	0.7	0.2
<i>Cyphocharax gillii</i>	Cgil	*	*
<i>Farlowella paraguayensis</i>	Farl	0.2	0.3
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hopl	0.9	*
<i>Leporinus friderici</i>	Lfri	0.5	*
<i>Loricaria</i> sp.	Lori	0.6	0.4
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Msan	0.2	0.3
<i>Otocinclus vittatus</i>	Ovit	*	*
<i>Phenacorhamdia hoehnei</i>	Phen	*	0.1
<i>Piabarchus analis</i>	Pana	*	*
<i>Poptella paraguayensis</i>	Popt	*	0.1
<i>Potamorrhaphis eigenmanni</i>	Peig	*	*
<i>Pseudopimelodus</i> cf. <i>mangurus</i>	Pseu	0.2	*
<i>Rhamdia quelen</i>	Rham	0.8	0.1
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	Rine	*	0.1
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Sbre	0.5	0.3
<i>Sternopygus macrurus</i>	Ster	0.5	*
<i>Tatia neivai</i>	Tati	*	*
<i>Xenobrycon macropus</i>	Xenu	*	0.1

Em termos gerais, *A. lineatus* foi a espécie mais abundante no córrego Salobrinha em número (30,1%) e biomassa (27,3%). *Ancistrus* sp. foi a segunda espécie mais coletada em número (18,1%), mas em biomassa (representou 8,5%) foi suplantada por *Hypostomus* sp. (15,5%, mas 4% em número), *H. cochliodon* (13,5%; 1,2% em número) e *A. asuncionensis* (8,6%; 7,9 % dos indivíduos). Outras três espécies (*Characidium* cf. *zebra*, *P. taenioptera* e *O. pequirá*) representaram mais de 1% em número e biomassa, enquanto outras oito atingiram 1% em número ou biomassa (Tabela 4).

Catorze espécies foram coletadas nos trechos alto e baixo do córrego e nas duas épocas (*Ancistrus* sp., *A. asuncionensis*, *A. lineatus*, *C. borellii*, *Characidium* cf. *zebra*, *H. cochliodon*, *Hypostomus* sp., *I. schubarti*, *J. acanthogaster*, *O. pequirá*, *P. nasus*, *P. taenioptera*, *R. quelen* e *S. marmoratus*). Outras três foram coletadas também nos dois trechos, mas ocorreram na parte alta só no período chuvoso (*P. hoehnei*, *F. paraguayensis* e *C. lepidota*), enquanto *B. hilarii* só foi coletada na época chuvosa, nos dois trechos. Das 24 espécies restantes, *Pseudopimelodus* cf. *mangurus* só apareceu no trecho alto, no período de chuvas, enquanto que as outras 23 foram exclusivas da parte baixa do córrego. Nove delas ocorreram nas duas épocas (*R. lanceolata*, *S. brevipinna*, *S. nigrotaenia*, *X. macropus*, *Loricaria* sp., *M. bonita*, *H. malabaricus*, *B. stramineus* e *B. vittata*), duas só na seca (*A. caudimaculosus* e *C.*

gillii) e as 12 restantes apenas na chuvosa (*A. pantaneiro*, *A. dentatus*, *B. retrospina*, *L. friderici*, *M. sanctaefilomenae*, *O. vittatus*, *P. analis*, *P. paraguayensis*, *P. eigenmanni*, *P. lineatus*, *S. macrurus* e *T. neivai*) Em resumo, na parte alta do córrego foram registradas 19 espécies, apenas uma exclusiva desse trecho, enquanto que no segmento mais próximo à foz, de um total de 41 espécies, 23 foram exclusivas do segmento.

Foram coletados 6.947 indivíduos na estação seca e 8.051 na estação chuvosa, mas como não há dados para o trecho P3 na época seca, essa diferença é enganosa. Em termos de indivíduos/m², temos 2,8 para a estação seca e 2,7 para a chuvosa, portanto não havendo diferença. Em termos de peso, entretanto, registramos valor maior na época de chuva que na de seca (11,3 e 8,9 g/m²), respectivamente. Na estação seca, foram coletados 2.790 exemplares no alto córrego Salobrinha e 4.157 na parte baixa, mas a densidade (g/m²) foi 83% maior na parte alta, apesar da falta de dados para um trecho (Tabela 5 e Apêndices 2 e 3). Para a época de chuvas, os valores equivalentes foram 3.028 e 5.023, mas agora a densidade foi 35% maior no trecho baixo.

A composição em famílias (em g/m²) se manteve relativamente constante entre os dois períodos estudados, para cada uma das regiões (Figura 10). Loricariidae e Characidae foram as famílias dominantes, com Loricariidae apresentando maior contribuição, exceto no trecho baixo, durante as chuvas. No entanto, variaram de

forma diferente: Characidae apresentou-se em proporções muito semelhantes nos trechos alto e baixo, com pequeno aumento na época de chuva (39,7% e 35,0 %, nos trechos alto e baixo, respectivamente, na seca, e 43,7% e 48,1% na época chuvosa). Já os Loricariidae, mostraram pequena diminuição na época chuvosa e menor representatividade no trecho baixo do córrego (no trecho alto, 47,7% e 45,1% nas épocas seca e chuvosa, respectivamente, contra 36,6 e 32,6 no trecho baixo). Heptapteridae foi também relativamente importante na parte alta do córrego, mas sua importância diminuiu no trecho baixo, especialmente na época chuvosa. Outras três famílias (Crenuchidae, Parodontidae e Synbranchidae) ocorreram nos dois trechos nas duas épocas, com valores entre 0,6% e 3,9% da biomassa. Três famílias foram registradas apenas no baixo córrego Salobrinha: Erythrinidae, Prochilodontidae e Curimatidae. As duas últimas contribuíram de forma significativa para a biomassa da comunidade de peixes dessa parte do córrego, com 7,3% e 10 % nas épocas chuvosa e seca, respectivamente.

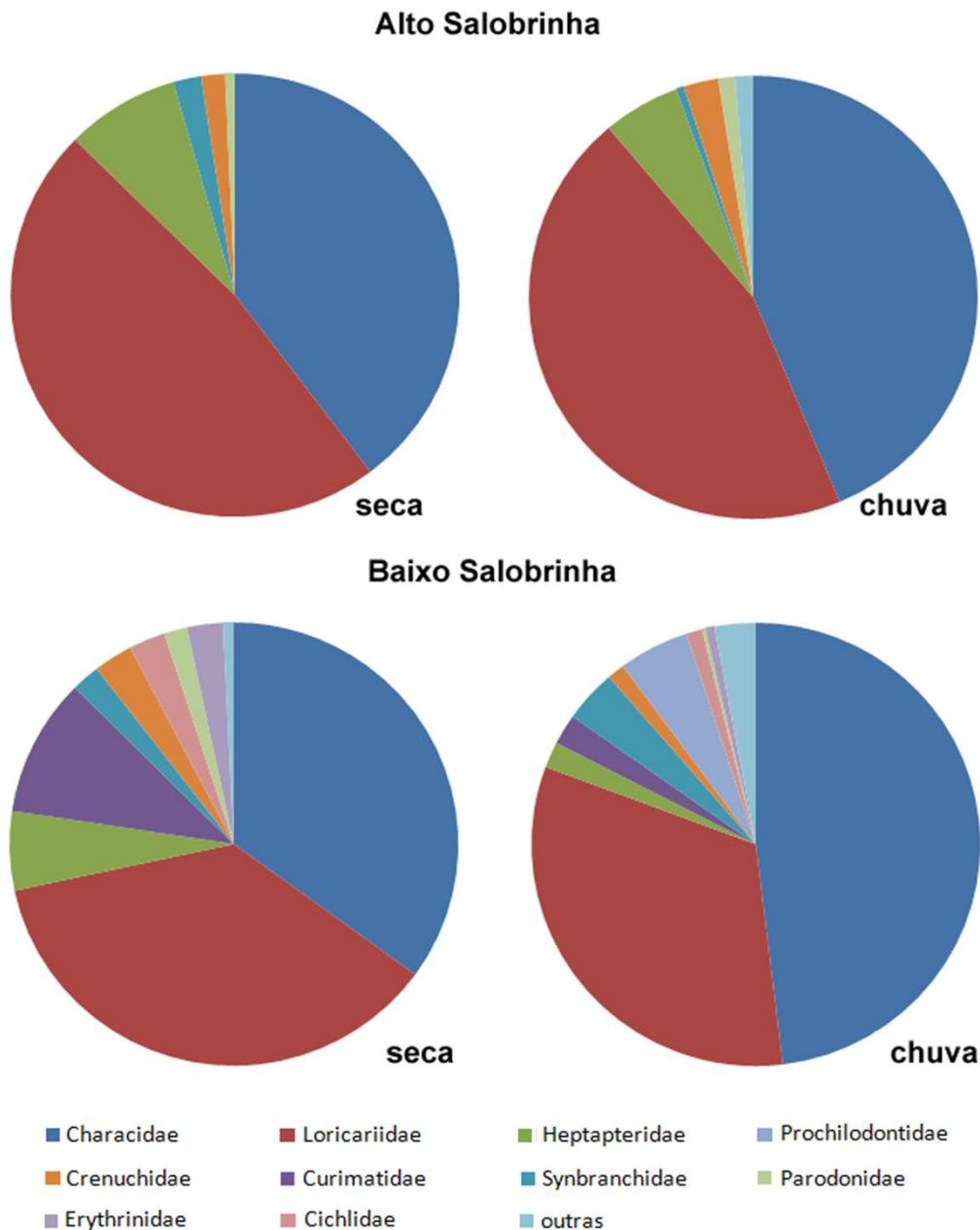


Figura 10 - Composição das ictiocenoses (em famílias) amostradas nos trechos alto e baixo do córrego Salobrinha, Bodoquena (Mato Grosso do Sul), nas estações seca e chuvosa (densidade relativa, g/m²).

A análise da ocorrência das espécies indicou que poucas espécies em cada família foram responsáveis por estes padrões (Tabela 5). Entre os Characidae, *A. lineatus* dominou as comunidades da parte alta do córrego nas duas épocas, contribuindo com cerca de

38% da biomassa. No trecho baixo, essa espécie diminui de importância, com 26,7% na época seca e 17,9 % na chuvosa, com *A. asuncionensis* passando a apresentar contribuição significativa. Para os Loricariidae, as três espécies de Hypostominae foram as importantes. *Hypostomus* sp. foi a mais abundante na parte alta, nas duas épocas, seguida por *Ancistrus* sp. e *H. cochliodon*, em ordem decrescente. Na parte baixa diminuem as contribuições de *Ancistrus* sp. e *Hypostomus* sp., aumentando a parcela representada por *H. cochliodon*, especialmente na época chuvosa. Entre os Heptapteridae, a espécie mais representada foi *P. taenioptera*, com *R. quelen* tendo apresentado certa contribuição apenas no trecho alto, durante a época seca (Tabela 5).

Em média, a riqueza de espécies foi significativamente maior no baixo córrego Salobrinha (Figura 11), independentemente da estação do ano (Tabela 6). A maior riqueza de espécies possivelmente levou a maiores valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver (Figura 11) nestas áreas, com valores significativamente maiores em ambas as estações do ano (Tabela 6). Por outro lado, os padrões de dominância foram similares nas duas estações do ano e nas regiões estudadas (Figura 11), sem diferenças devido a estes efeitos (Tabela 6), padrões similares ao observado para a densidade total de peixes nos trechos estudados (Tabela 6).

Tabela 5 - Abundância relativa (g/m² e %) das espécies de peixe coletadas no córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul). Valores absolutos estão nos Apêndices 2 e 3.

Táxon	Alto Salobrinha				Baixo Salobrinha			
	seca		chuvosa		seca		chuvosa	
	g/m ²	%						
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>							0.0301	0.2
<i>Ancistrus</i> sp.	2.3936	17.9	1.1873	12.8	0.7091	9.7	0.2726	2.2
<i>Aphyocharax dentatus</i>							0.0004	0.0
<i>Apteronotus caudimaculosus</i>					0.0568	0.8		
<i>Astyanax asuncionensis</i>	0.0178	0.1	0.0044	0.0	0.3016	4.1	2.3238	18.5
<i>Astyanax lineatus</i>	5.1529	38.5	3.6023	38.8	1.9517	26.7	2.2520	17.9
<i>Brachyhalcinus retrospina</i>							0.0278	0.2
<i>Brycon hilarii</i>			0.3019	3.3			0.9867	7.9
<i>Bryconamericus stramineus</i>					0.0243	0.3	0.0167	0.1
<i>Bujurquina vittata</i>					0.0896	1.2	0.0485	0.4
<i>Characidium borellii</i>	0.1731	1.3	0.0860	0.9	0.0162	0.2	0.0159	0.1
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	0.0581	0.4	0.1468	1.6	0.1906	2.6	0.1412	1.1
<i>Crenicichla lepidota</i>			0.0024	0.0	0.1024	1.4	0.0963	0.8
<i>Cyphocharax gillii</i>					0.0020	0.0		
<i>Farlowella paraguayensis</i>			0.0077	0.1	0.0213	0.3	0.0230	0.2
<i>Hoplias malabaricus</i>					0.1894	2.6	0.0837	0.7
<i>Hypostomus cochliodon</i>	1.3937	10.4	0.4483	4.8	0.9613	13.2	2.3795	19.0
<i>Hypostomus</i> sp.	2.5915	19.4	2.5480	27.4	0.9152	12.5	1.2827	10.2
<i>Imparfinis schubarti</i>	0.0402	0.3	0.0748	0.8	0.0100	0.1	0.0696	0.6
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	0.1272	1.0	0.1456	1.6	0.0926	1.3	0.0596	0.5
<i>Leporinus friderici</i>							0.1658	1.3
<i>Loricaria</i> sp.					0.0697	1.0	0.1245	1.0
<i>Moenkhausia bonita</i>					0.0722	1.0	0.0869	0.7
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>							0.0743	0.6
<i>Odontostilbe pequirá</i>	0.0062	0.0	0.0006	0.0	0.1132	1.6	0.1899	1.5
<i>Otocinclus vittatus</i>							0.0012	0.0
<i>Parodon nasus</i>	0.0940	0.7	0.1092	1.2	0.1221	1.7	0.0314	0.3
<i>Phenacorhamdia hoehnei</i>			0.0014	0.0	0.0013	0.0	0.0024	0.0
<i>Piabarchus analis</i>							0.0010	0.0
<i>Pimelodella taenioptera</i>	0.6172	4.6	0.4160	4.5	0.3658	5.0	0.1467	1.2
<i>Poptella paraguayensis</i>							0.0130	0.1
<i>Potamorrhaphis eigenmanni</i>							0.0060	0.0
<i>Prochilodus lineatus</i>							0.6401	5.1
<i>Pseudopimelodus</i> cf. <i>mangurus</i>			0.1226	1.3				
<i>Rhamdia quelen</i>	0.4403	3.3	0.0231	0.2	0.0429	0.6	0.0175	0.1
<i>Rineloricaria lanceolata</i>					0.0005	0.0	0.0077	0.1
<i>Steindachnerina brevipinna</i>					0.1246	1.7	0.0220	0.2
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>					0.6062	8.3	0.2554	2.0
<i>Sternopygus macrurus</i>							0.1675	1.3
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0.2711	2.0	0.0550	0.6	0.1518	2.1	0.4834	3.9
<i>Tatia neivai</i>							0.0024	0.0
<i>Xenurobrycon macropus</i>					0.0002	0.0	0.0002	0.0
Total	13.3768		9.2835		7.3046		12.5491	

Tabela 6 - Resultados da ANOVA de dois fatores (altura do trecho vs. estação do ano) comparando riqueza de espécies, diversidade média e equitatividade média de comunidades de peixes em trechos das partes alta e baixa do córrego Salobrinha, Bodoquena, Mato Grosso do Sul, em duas estações do ano.

Fonte de variação	gl	SQ	QM	F	P
Riqueza de espécies					
Estação do ano	1	32,667	32,667	2,932	0,131
Estado do trecho	1	394,741	394,741	35,425	0,001
Interação	1	21,407	21,407	1,921	0,208
Resíduo	7	78,000	11,143		
Diversidade média					
Estação do ano	1	0,045	0,045	0,579	0,471
Estado do trecho	1	0,825	0,825	10,589	0,014
Interação	1	0,004	0,004	0,055	0,821
Resíduo	7	0,545	0,078		
Equitatividade média					
Estação do ano	1	0,000	0,000	0,072	0,796
Estado do trecho	1	0,004	0,004	0,685	0,435
Interação	1	0,000	0,000	0,068	0,801
Resíduo	7	0,039	0,006		

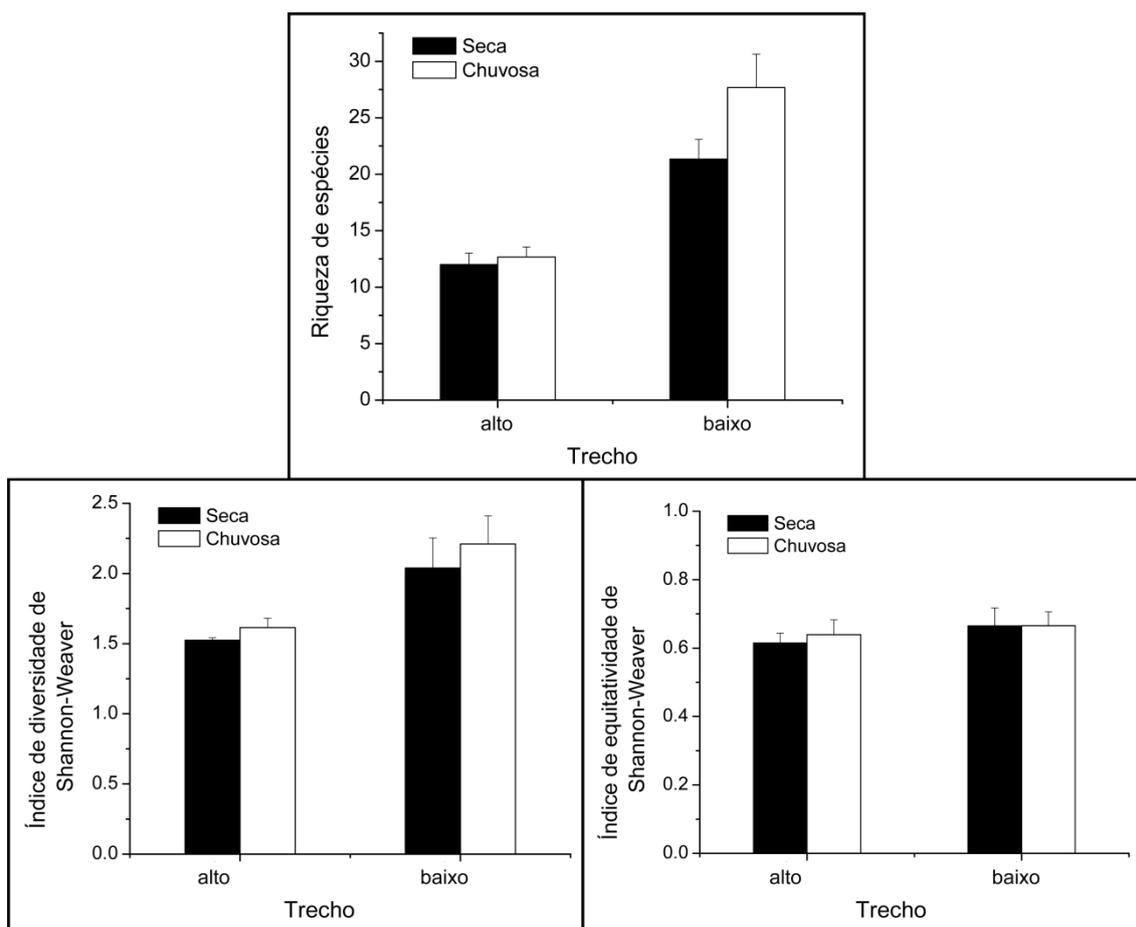


Figura 11 - Riqueza de espécies, diversidade e equitatividade (média + erro padrão) para comunidades de peixes em trechos das partes alta e baixa do córrego Salobrinha, Bodoquena, Mato Grosso do Sul, em duas estações do ano

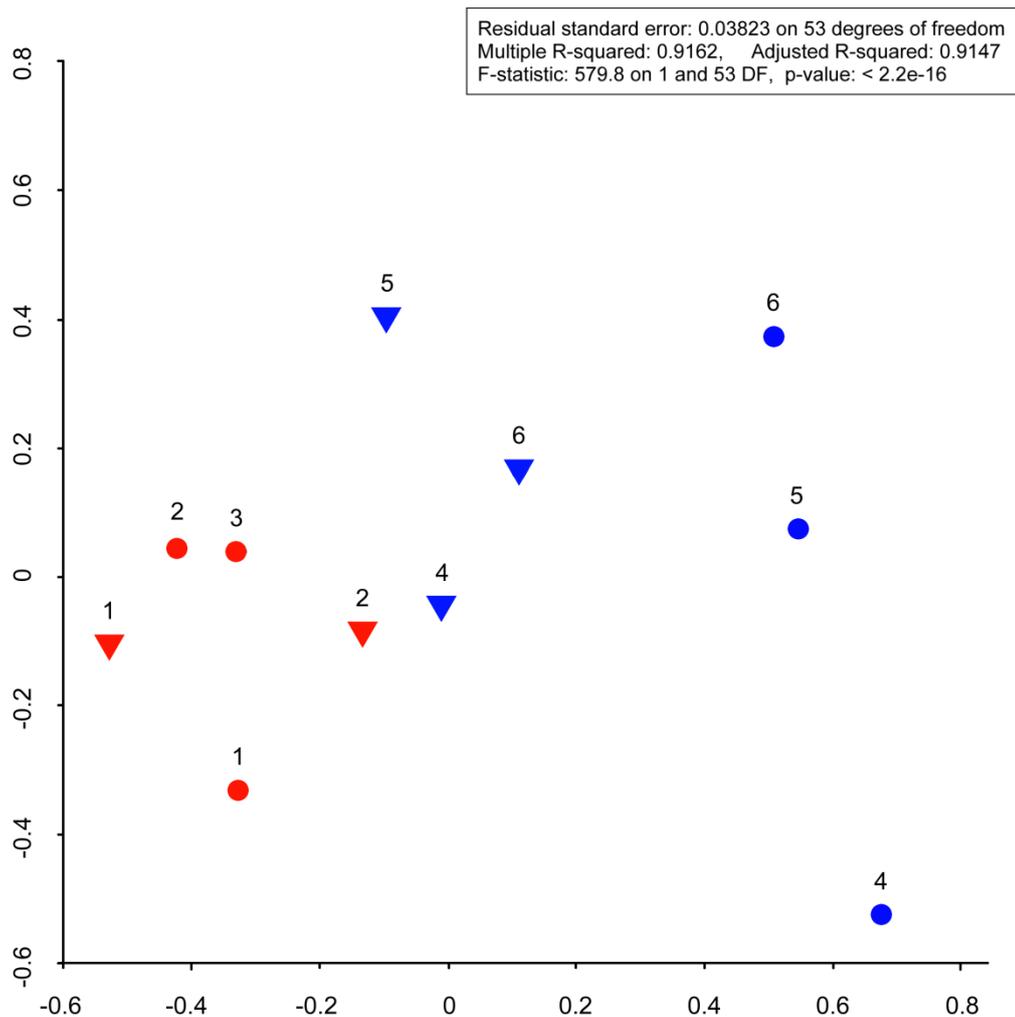


Figura 12 - Resultados da análise de escalonamento multidimensional das comunidades de peixes do córrego Salobrinha nos trechos alto (vermelho) e baixo (azul) do córrego Salobrinha, nas épocas seca (triângulo invertido) e chuvosa (círculo). Pontos cheios referem-se à época chuvosa. A análise foi realizada usando-se dados de densidade (g/m^2).

A análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) explicou, em duas dimensões, 91,6% da variância encontrada na matriz de dissimilaridades entre as amostras (com base nos dados de biomassa por área), medidas pelo índice Bray Curtis. Os resultados (Figura 12) indicam uma separação clara entre as comunidades dos trechos alto e baixo. Além disso indicam que essa diferença torna-se maior durante a estação chuvosa. As

comunidades de peixes do trecho baixo do córrego apresentaram maior variação entre épocas que aquelas do trecho alto, que tendem a ser mais homogêneas ao longo do tempo.

As espécies que mais contribuíram para essas diferenças podem ser visualizadas nas Figuras 13 e 14.

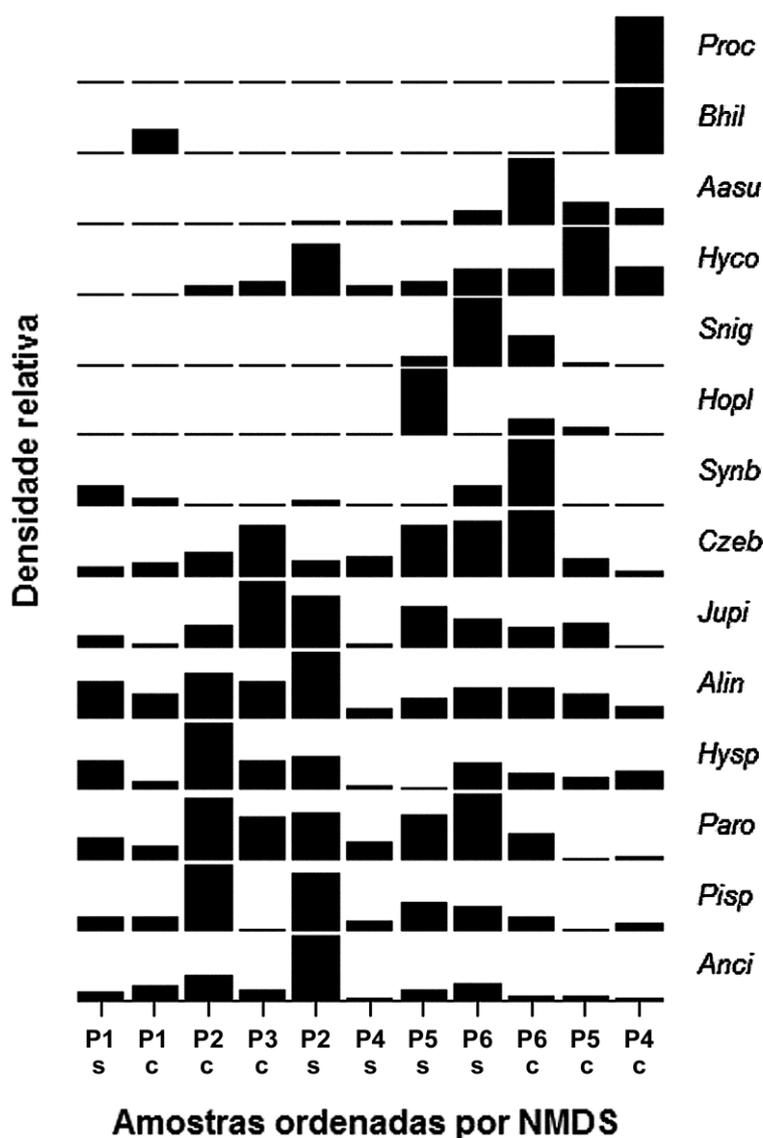


Figura 13 - Diagrama da variação da composição das comunidades de peixes ao longo dos trechos amostrais do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul), construído a partir das médias das abundâncias de cada espécie, ponderadas pelo gradiente. Cada barra mostra a abundância da espécie no trecho amostral em relação à sua abundância no córrego como um todo. Foram incluídas apenas as espécies que representaram ao menos 1% da biomassa total dos peixes coletados.

Na Figura 13, as amostras estão ordenadas pelos resultados do primeiro eixo do NMDS. Vê-se, de um lado, as amostras alto Salobrinha, onde *Ancistrus* sp., *A. lineatus*, *Hypostomus* sp., *J. acanthogaster* e *P. taenioptera* foram mais abundantes. No outro lado podem ser vistas as espécies que foram mais representadas no baixo Salobrinha, como *A. asuncionensis*, *B. hilarii*, *H. malabaricus*, *P. lineatus*, *S. nigrotaenia*, e *S. marmoratus*. A Figura 14 mostra os dados separados nas épocas seca e chuvosa. Durante a época seca, as espécies que foram mais abundantes no trecho alto foram *Ancistrus* sp., *A. lineatus*, *H. cochliodon*, *Hypostomus* sp., *J. acanthogaster*, *P. taenioptera* e *R. quelen*, enquanto que o baixo Salobrinha foi caracterizado por maiores abundâncias de *A. asuncionensis*, *Characidium* cf. *zebra*, *H. malabaricus*, *P. nasus* e *S. nigrotaenia*. As espécies que apresentaram maiores abundâncias no alto Salobrinha durante a estação chuvosa foram *Ancistrus* sp., *A. lineatus*, *Hypostomus* sp., *J. acanthogaster* e *P. taenioptera*, enquanto que *A. asuncionensis*, *Characidium* cf. *zebra*, *H. cochliodon*, *O. pequirá*, *P. lineatus*, *S. nigrotaenia*, *S. macrurus* e *S. marmoratus* tiveram suas maiores abundâncias mais próximo à foz. Essas duas últimas figuras foram construídas levando em conta apenas aquelas espécies que representaram ao menos 1% da biomassa total de peixes coletados, de modo que a maior parte das espécies que só ocorreram no baixo Salobrinha não está representada.

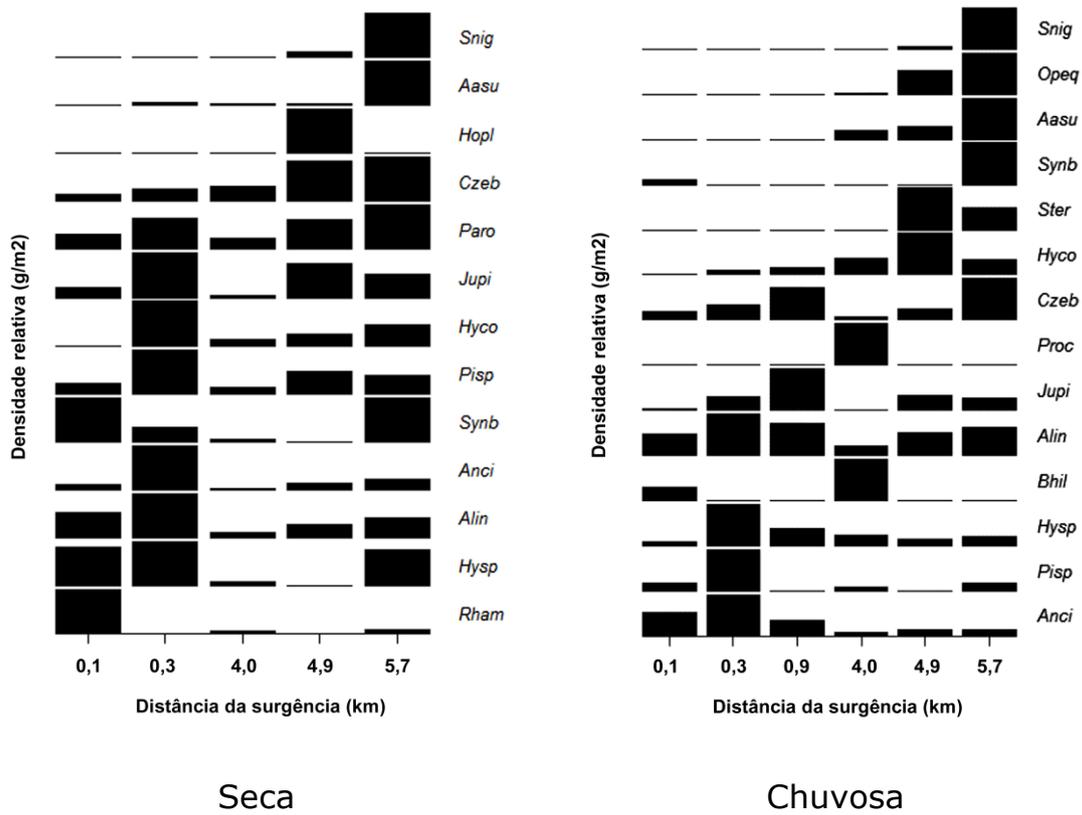


Figura 14 - Diagramas da variação da composição das comunidades de peixes ao longo dos trechos amostrais do córrego Salobrinha, nas épocas seca e chuvosa, construído a partir das médias das abundâncias de cada espécie, ponderadas pelo gradiente. Cada barra mostra a abundância da espécie no trecho amostral em relação à sua abundância no córrego como um todo. Foram incluídas apenas as espécies que representaram ao menos 1% da biomassa total dos peixes coletados.

Experimento de inclusão/exclusão

Os diferentes tratamentos exerceram forte efeito, conforme indicado pelo acúmulo de perifíton nos blocos (Figura 15). A inclusão ou exclusão de peixes influenciou significativamente tanto o acúmulo de perifíton (Tabela 7) quanto o de matéria orgânica (Tabela 7). Os cascudos *Ancistrus* sp. exerceram forte efeito na produção, resultando em valores similares aos encontrados fora das gaiolas (Figura 15), enquanto os lambaris *Astyanax lineatus* não tiveram qualquer efeito, resultando em valores similares aos encontrados nas gaiolas de exclusão total de peixes. Já *Characidium* teve efeito similar ao controle, sendo que ambos apresentaram níveis intermediários entre o acúmulo natural de perifíton fora das gaiolas e a exclusão de peixes. Houve uma relação linear entre o acúmulo de perifíton e a produção de matéria orgânica, mas em uma escala logarítmica [$\log(\text{perifíton}) = -0,532 + 1,034 \log(\text{matéria orgânica})$, $r^2 = 0,97$, $P < 0,001$].

Foram coletados um total de 4.357 macroinvertebrados, com forte dominância de Díptera (Figura 16). Não houve diferença significativa na riqueza de táxons entre os diferentes tratamentos (Figura 17 A, Tabela 8). Por outro lado, a diversidade foi maior nas gaiolas com *Ancistrus* e menor nas gaiolas de exclusão, enquanto nos outros tratamentos a diversidade foi intermediária (Figura 17 C, Tabela 8); padrões similares foram encontrados para a equitatividade

(Figura 17 D, Tabela 8). Por outro lado, a abundância total foi maior nas gaiolas de exclusão e naquelas com *Astyanax*, mas menor naquelas com *Ancistrus*, sendo que os outros tipos de gaiola apresentaram valores intermediários (Figura 17 B, Tabela 9).

Tabela 7. Resultados da ANOVA comparando a massa seca e a massa seca livre de cinzas de perífiton nos diferentes níveis experimentais de gaiolas de inclusão e exclusão do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul). Os dados foram previamente transformados para logaritmo.

Fonte	gl	SQ	QM	F	P
Massa seca					
Bloco	2	0,185	0,093	1,456	0,279
Tratamento	5	2,780	0,556	8,731	0,002
Resíduo	10	0,637	0,064		
Massa seca livre de cinzas					
Bloco	2	0,103	0,052	0,722	0,509
Tratamento	5	3,211	0,642	8,985	0,002
Resíduo	10	0,715	0,071		

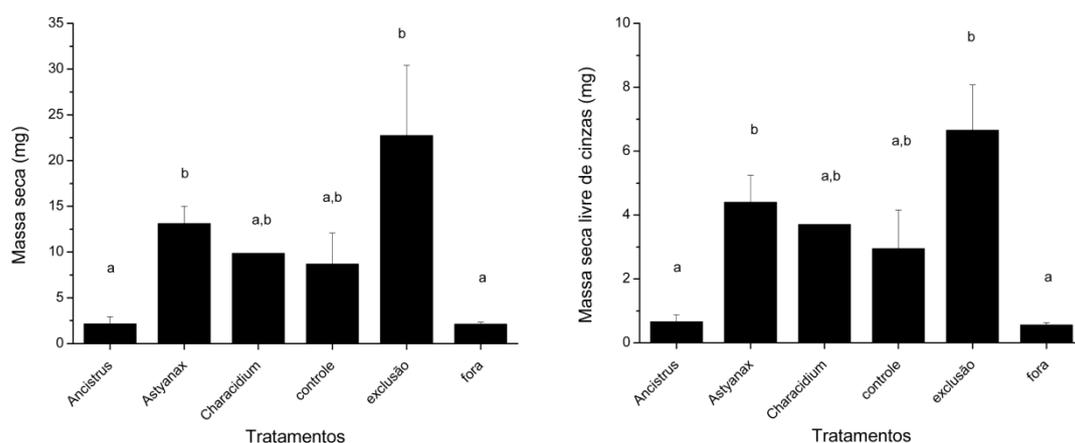


Figura 15 - Valores médios (+erro padrão) da massa seca (esquerda) e da massa seca livre de cinzas (direita) de perífiton (mg/4cm²) nos diferentes níveis experimentais de gaiolas de inclusão e exclusão do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul).

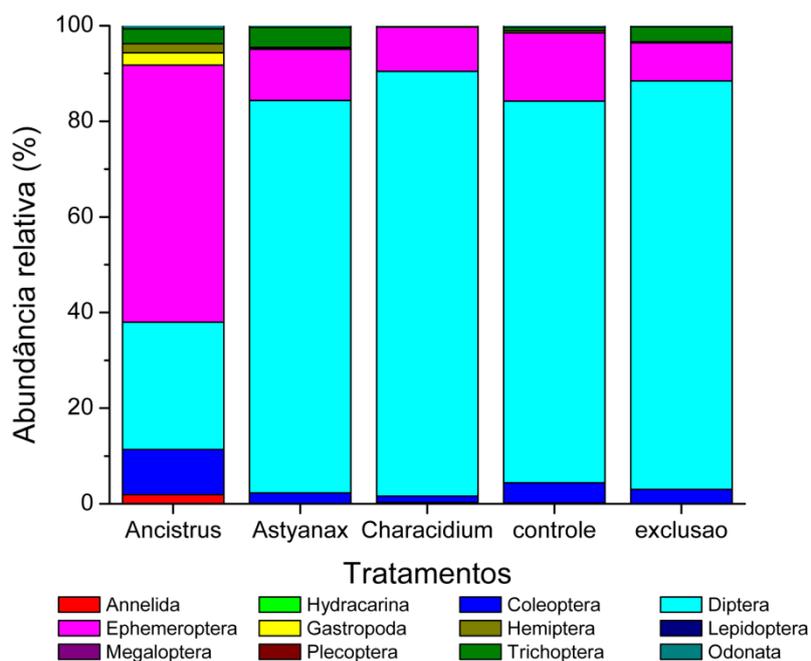


Figura 16 - Abundância relativa dos principais grupos de macroinvertebrados nos diferentes níveis experimentais de gaiolas de inclusão e exclusão de peixes no córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul).

Tabela 8. Resultados da ANOVA comparando riqueza de táxons, índice de diversidade de Shannon e índice de equitatividade nos diferentes níveis experimentais de gaiolas de inclusão e exclusão do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul).

Fonte	gl	SQ	QM	F	P
Riqueza de táxons					
Bloco	2	62,831	31,416	5,236	0,035
Tratamento	4	52,798	13,199	2,200	0,159
Resíduo	8	48,002	6,000		
Índice de diversidade					
Bloco	2	0,859	0,430	9,524	0,008
Tratamento	4	0,834	0,209	4,624	0,032
Resíduo	8	0,361	0,045		
Índice de equitatividade					
Bloco	2	0,127	0,063	5,966	0,026
Tratamento	4	0,356	0,089	8,379	0,006
Resíduo	8	0,085	0,011		

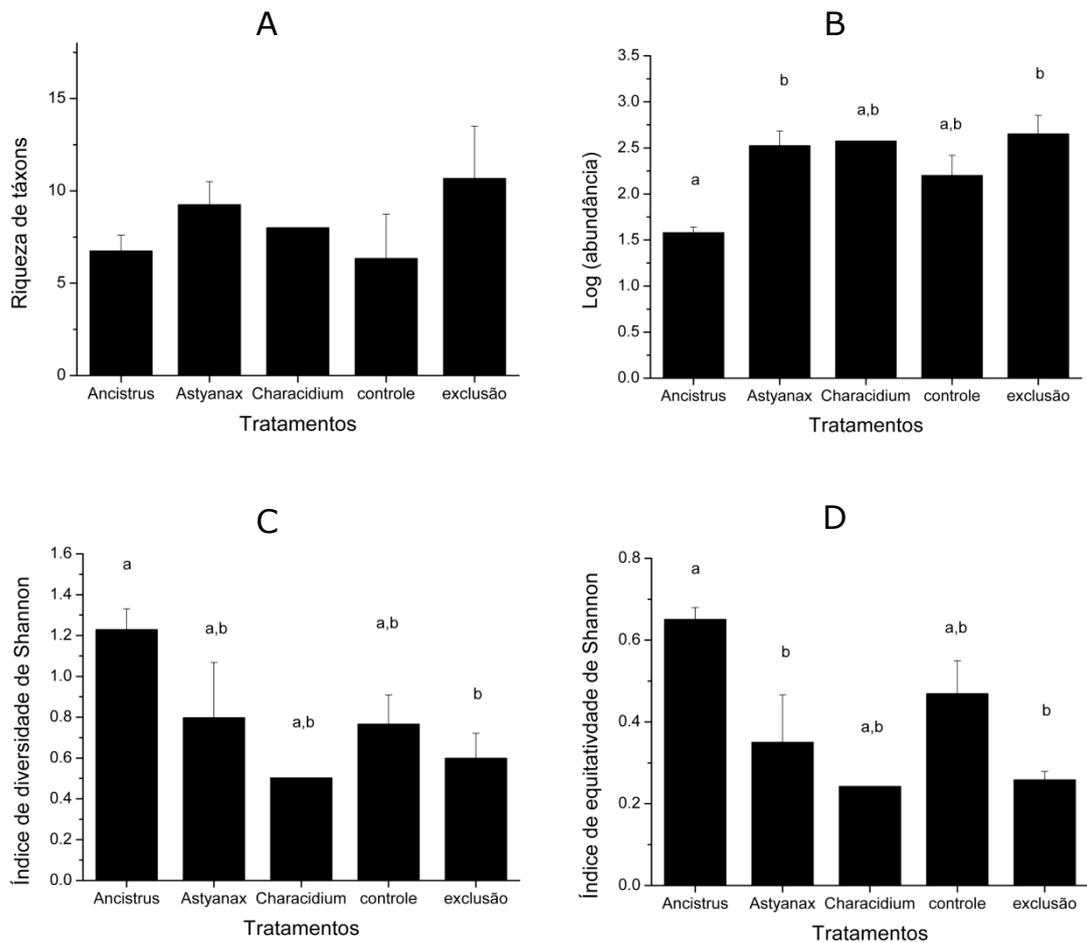


Figura 17. Valores médios (+erro padrão) da riqueza de táxons (A), abundância total (B) e índices de diversidade e equitatividade (Shannon, C e D, respectivamente) das comunidades de macroinvertebrados nos diferentes níveis experimentais de gaiolas de inclusão e exclusão de peixes no córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul).

Nos tratamentos controle, de exclusão e de inclusão com *Astyanax* e *Characidium*, onde a abundância foi maior, houve forte dominância por Diptera (Figura 16). Este padrão decorreu da grande quantidade de Chironomidae nestes tratamentos, com valores significativamente maiores que nas gaiolas com *Ancistrus* (Figura 18 A, Tabela 9). Por outro lado, mesmo tendo maior representatividade nas gaiolas com *Ancistrus*, Coleoptera, Ephemeroptera e Trichoptera

não apresentaram diferenças significativas entre diferentes níveis de tratamentos (Figuras 18 B, C, D, respectivamente e Tabela 9).

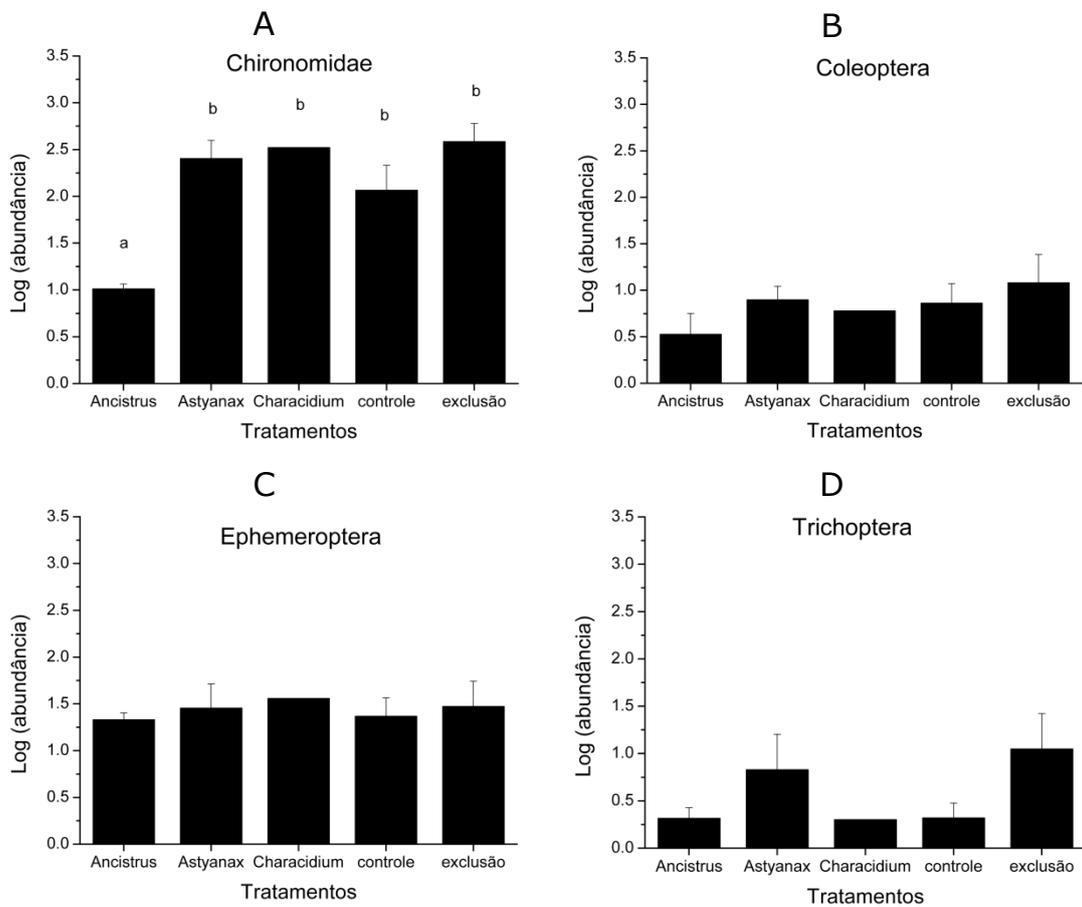


Figura 8 - Valores médios em logaritmo (+erro padrão) da abundância de Chironomidae (A), Coleoptera (B), Ephemeroptera (C) e Trichoptera (D) nos diferentes níveis experimentais de gaiolas de inclusão e exclusão de peixes no córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul).

Tabela 9 - Resultados da ANOVA comparando as abundâncias totais de macroinvertebrados, Chironomidae, Coleoptera, Ephemeroptera e Trichoptera nos diferentes níveis experimentais de gaiolas de inclusão e exclusão do córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul). Os dados foram previamente transformados para logaritmo.

Fonte	gl	SQ	QM	F	P
Macroinvertebrados					
Bloco	2	0,245	0,123	1,529	0,274
Tratamento	4	2,858	0,714	8,903	0,005
Resíduo	8	0,642	0,080		
Chironomidae					
Bloco	2	0,333	0,167	1,641	0,253
Tratamento	4	6,067	1,517	14,931	0,001
Resíduo	8	0,813	0,102		
Coleoptera					
Bloco	2	0,573	0,286	2,042	0,192
Tratamento	4	0,750	0,188	1,338	0,336
Resíduo	8	1,122	0,140		
Ephemeroptera					
Bloco	2	0,137	0,068	0,387	0,691
Tratamento	4	0,128	0,032	0,181	0,942
Resíduo	8	1,413	0,177		
Trichoptera					
Bloco	2	1,453	0,727	4,198	0,057
Tratamento	4	1,222	0,305	1,765	0,229
Resíduo	8	1,385	0,173		

A análise pelo MDS mostrou uma tendência a comunidades diferenciadas nas gaiolas contendo *Ancistrus* sp. em relação aos outros níveis de tratamentos (Figura 19). Nos outros níveis de tratamentos, não houve uma separação clara das comunidades quanto à sua composição. A ANOSIM indicou que houve esta tendência ($R = 0,217$, $P = 0,069$), enquanto o SIMPER indicou Chironomidae foi o táxon com maior contribuição para a dissimilaridade entre as comunidades presentes em gaiolas com *Ancistrus* sp. quando comparado com as comunidades nos outros

tipos de gaiola, contribuindo com 21 a 29% da dissimilaridade entre os diferentes tratamentos.

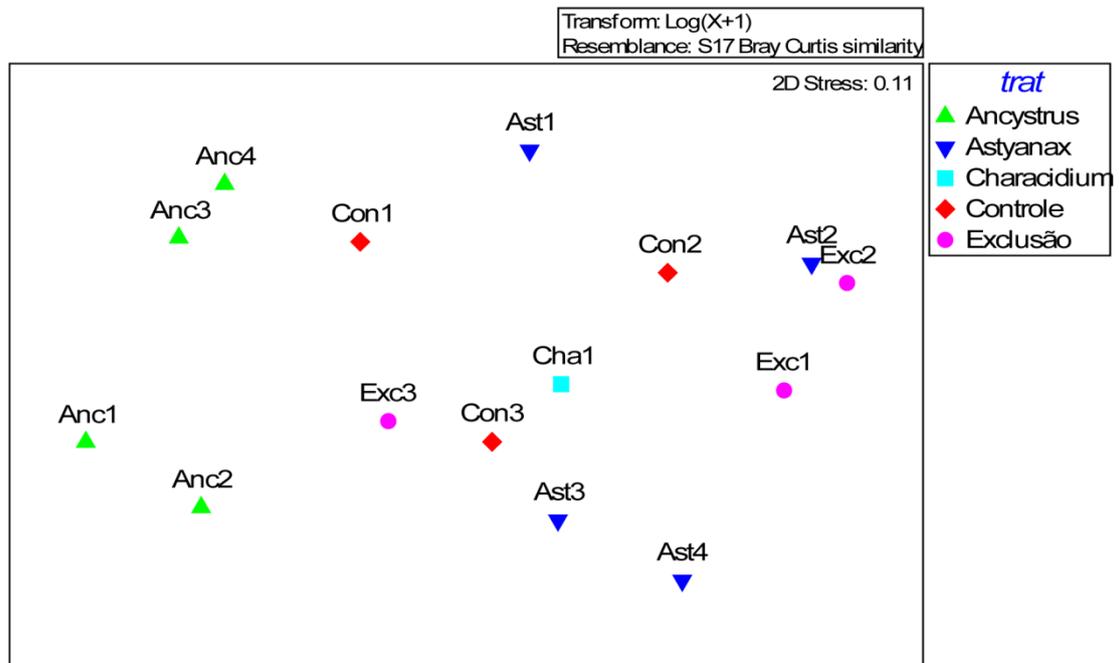


Figura 19. Resultados da Análise de Escalonamento Multidimensional comparando as comunidades de macroinvertebrados em gaiolas de exclusão e inclusão de peixes no Córrego Salobrinha, Mato Grosso do Sul. Os dados foram previamente transformados para logaritmo.

Discussão

O número de espécies registradas neste estudo (42) é pouco menos do que o que já se conhecia para o córrego Salobrinha. Com base em dados de coleções zoológicas onde há material coletado no córrego Salobrinha depositado, especialmente ZUFMS (Universidade Federal de Mato Grosso do Sul) e LIRP (USP - Ribeirão Preto), e os dados de duas dissertações realizadas no córrego, é possível compilar uma lista de 46 espécies. No entanto, cinco das espécies coletadas agora representam adições àquela lista (*Bujurquina vittata*, *Cyphocharax gillii*, *Otocinclus vittatus*, *Piabarchus analis* e *Tatia neivai*). Desse modo, coletamos 88% do que já se conhecia para o córrego e a lista foi ampliada, agora contendo 51 espécies. As nove espécies registradas anteriormente que não foram coletadas agora são raras, tendo tido apenas de um a três indivíduos registrados a montante de 1 km da foz. Duas (*Hemigrammus lunatus* e *Potamotrygon falkneri*) são comuns nos 500 metros finais do córrego (O. Froehlich, observações pessoais).

As três espécies de Loricariidae para as quais não foram usados aqui epítetos específicos (*Ancistrus* sp., *Hypostomus* sp. e *Loricaria* sp.) são novas. As duas últimas já estão sendo estudadas, com vistas a suas descrições, pelo primeiro autor em conjunto com especialistas. Duas espécies para as quais foi dado um nome específico pertencem a grupos de espécies muito parecidas que ainda precisam ser

estudados. É o caso de *Hoplias malabaricus* (ver p. ex. Bertollo *et al.* 2000) e *Synbranchus marmoratus* (ver Favorito *et al.* 2005 e Torres *et al.* 2005).

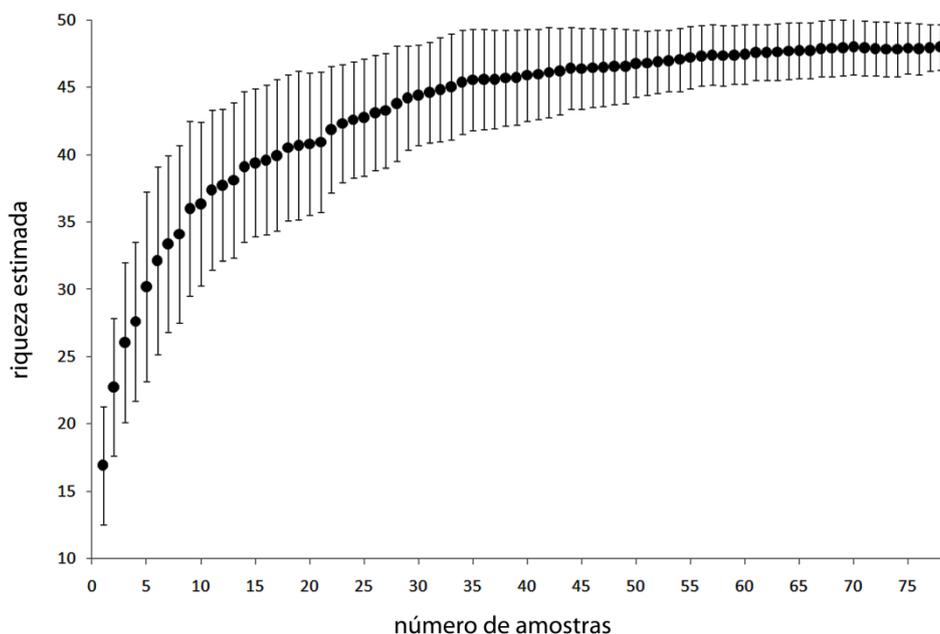


Figura 21 - Estimativa (bootstrap) de riqueza de espécies (e desvio padrão) para a ictiofauna do córrego Salobrinha. Dados deste e de Froehlich (2003) e Cavallaro (2005).

A estimativa de riqueza calculada por *bootstrap* para o córrego Salobrinha, com base nos dados deste trabalho é de $41,6 \pm 3,6$ espécies, menos do que o que já se sabe existir. Na figura 21, é mostrado o gráfico para a estimativa da riqueza com base nos dados deste trabalho e das dissertações de mestrado de Froehlich (2003) e Cavallaro (2005), que resultou em $48 \pm 1,7$ espécies, que é, na prática, o número de espécies já registradas no córrego Salobrinha. Aqueles dois autores fizeram trabalhos comparando ictiocenoses de poções, determinadas por meio de mergulhos livres diurnos e

noturnos.

A técnica de coleta com eletropesca foi, de forma geral, eficiente para a coleta no córrego Salobrinha. No entanto, para algumas espécies, os números de indivíduos coletados estiveram abaixo do que esperávamos em função do conhecimento da ictiofauna do córrego acumulado desde 2000. Um exemplo é *B. hilarii*. Esta espécie, a piraputanga, é abundante na região e uma das responsáveis pela atratividade dos passeios que envolvem flutuação ou mergulho autônomo ao redor de Bonito (Sabino & Andrade 2003). Elas ocorrem ao longo de todo o córrego, sendo comum avistar cardumes (observações pessoais), tendo sido registradas aqui nos pontos P1 e P4. Essa espécie salta muito bem fora d'água, podendo alcançar flores a quase um metro acima da superfície (observações pessoais). Reys *et al.* (2009) registraram saltos equivalentes para apreensão de frutos. Nos três pontos de amostragem do baixo Salobrinha, indivíduos foram vistos fugindo antes do fechamento com as redes de bloqueio ou pulando por sobre elas. No trabalho de Cavallaro (2005), baseado em observação direta, *B. hilarii* ocorreu em 56% dos poções estudados. Outras duas espécies de médio porte, *P. lineatus* e *L. friderici*, são muito mais abundantes no córrego Salobrinha do que nossos dados fazem parecer (registramos 9% de ocorrência para as duas). Cavallaro (2005) registrou frequências de ocorrência de 57.4% para *L. friderici*, que ocorreu até o poção mais a montante (situado imediatamente a jusante do trecho 1 - P1 - do

presente trabalho). Já para *P. lineatus*, aquele autor relatou frequência de 46,3%. No entanto, nos 3.3 km finais do córrego, a espécie ocorreu em 80% das amostras. Desse ponto para montante, a espécie apresenta ocorrência mais esporádica, mas já foi registrada até cerca de 150 m a montante de P3. Portanto, no trecho do córrego que contém nossos pontos P4 a P6, *P. lineatus* é espécie constante. Também neste caso, pudemos observar evasão de indivíduos que pularam por sobre as redes ou fugiram antes de sua colocação. A extrema transparência da água e a natação rápida e ágil dessas três espécies facilita a evasão antes e depois da colocação das redes. Nossos dados revelaram *R. quelen* como espécie constante, que ocorreu em 54.5% das amostras. Mas Cavallaro (2005) e Froehlich (2003) registraram-na em 80% dos poções que investigaram. Coletas feitas com linha e anzol para dois outros trabalhos (Costa-Neto 2008 e O. Froehlich, dados não publicados) indicaram que essa espécie é abundante (até oito indivíduos pescados em rápida sequência sem o coletor mudar de lugar). Neste caso, o problema deve ser o hábito de entocar-se durante o dia exibido pelos indivíduos de *R. quelen*. Mazzoni & Lobón-Cerviá (2000), apesar de recomendarem cuidado especial ao lidar com espécies como *R. quelen* e *S. marmoratus*, consideraram que o método é eficiente mesmo para essas espécies e outros autores também não relataram problemas na captura desta espécie por meio de eletropesca (p. ex. Abes & Agostinho 2001, Esteves & Lobón-Cerviá 2001, Araújo & Tejerina-Garro 2007). A

subestimação da abundância de *R. quelen* para o córrego Salobrinha pode ser um problema relacionado a características peculiares do córrego e outros semelhantes da região. Casatti *et al.* (2010), usando equipamentos convencionais de coleta (rede de arrasto e puçá), não registrou *R. quelen* nos riachos considerados referência, mas coletou a espécie nos riachos que cortam áreas urbanas ou de pastagem. Nos riachos preservados, que correm nas áreas florestadas, especialmente dentro do Parque Nacional, existem locas profundas formadas por dissolução das rochas, matacões muito grandes em meio ao leito ou, em vários trechos, substrato formado por camada espessa de pedras empilhadas (observações pessoais). O tipo de equipamento que utilizamos produz corrente alternada, que não causa eletrotaxia (o peixe nada em direção ao anodo) como os equipamentos que usam corrente contínua (Baldwin *et al.* 1996, Beaumont *et al.* 2002) que são, então, são mais eficientes para a coleta de peixes entocados. Os peixes que estiverem nos abrigos profundos podem não sentir uma corrente forte o suficiente para causar uma reação; se sentirem, a tendência seria afastar-se, penetrando mais profundamente no abrigo, se possível. Provavelmente só os peixes entocados em abrigos menos profundos foram coletados.

Dados sobre número de espécies que habitam riachos da bacia do Paraguai são surpreendentemente escassos na literatura. Para a região do Planalto da Bodoquena, os dados mais recentes são os de

Casatti *et al.* (2010), que registraram 36 espécies em nove riachos (total de 27 coletas em trechos de ~80 m). Nos três riachos considerados como referência (preservados, entre eles o córrego Salobrinha) registraram 18 espécies, das quais apenas uma (*Hypostomus boulengeri*) não foi registrada durante este trabalho. Das outras nove espécies que aqueles autores coletaram, que não estão arroladas na Tabela 4, três já foram coletadas no córrego Salobrinha em outros trabalhos: *Aequidens plagiozonatus* (Cavallaro 2005), *Corydoras aeneus* (Froehlich 2003) e *Gymnotus* sp. (coletado por O. Froehlich em 2000 e tombado na ZUFMS). O trecho do Salobrinha onde Casatti *et al.* (2010) coletaram fica pouco a jusante do limite do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, menos de 500 metros a jusante do ponto P3, no que ainda poderia ser considerada a parte alta do córrego Salobrinha. O trecho que visitaram nos outros córregos considerados referência, foram no trecho alto do córrego Taquaral (tributário do rio Formoso) e, no córrego Azul (outro afluente do rio Salobra), coletaram na parte baixa, cerca de 250 metros antes da foz. No entanto, a foz do córrego Azul está entre 190 e 200 metros de altitude e o córrego se assemelha muito à parte alta do Salobrinha (observações pessoais). Portanto, os resultados de Casatti *et al.* (2010) para córregos de referência podem ser comparados aos que obtivemos para a parte alta do córrego Salobrinha, onde foram coletadas 19 espécies, 15 das quais foram registradas por aqueles autores, o que são números muito

semelhantes.

Ainda para a região, existem os dados de Terra & Sabino (2007), que coletaram 18 espécies no córrego Bonito, um riacho bastante impactado por ação antrópica (nasce próximo e corta a área urbana da cidade de Bonito) e 28 espécies no alto rio Formoso. Nos dois casos os cursos d'água têm larguras semelhantes ao que encontramos em diferentes trechos do córrego Salobrinha. As coletas de Terra & Sabino (2007) foram feitas com uma rede de arrasto e peneiras, e a maior riqueza de espécies do córrego Salobrinha pode ser explicada devido ao estado bastante degradado do córrego Bonito e à maior eficiência da eletropesca em relação aos métodos convencionais (e.g. Esteves & Lobón-Cerviá 2001). Sabino & Andrade (2003) citam cerca de 30 espécies para o rio Baía Bonita (afluente do rio Formoso) e Willink *et al.* (2000) registraram 52 espécies, durante a expedição AquaRAP de 1998, em 14 pontos de coleta que englobavam as principais sub-bacias da região. Considerando que o método de levantamento rápido impunha um limite máximo de duas horas por ponto e as coletas foram feitas basicamente com redes de arrasto, o esforço amostral feito no Salobrinha é comparável, mas como a representatividade geográfica das amostras de Willink *et al.* (2000) é mais abrangente, seria de se esperar que encontrassem mais formas que o registrado no Salobrinha.

Suárez *et al.* (2007) e Valério *et al.* (2007) registraram 40 espécies em dez riachos da bacia do Paraguai na região centro-sul do

estado de Mato Grosso do Sul. Eram, no geral riachos pequenos, alguns isolados por cachoeiras altas e a riqueza média foi cerca de $4 \pm 1,5$. Willink *et al.* (2000) encontraram 52 espécies em oito riachos das cabeceiras do Taquari, o mesmo número que registraram para o Planalto da Bodoquena, mas em menos localidades. Para cabeceiras do Taboco e Aquidauana visitaram menos riachos (2 e 3, respectivamente) e registraram riquezas bem menores (26 e 23). Coletas de O. Froehlich e equipe (dados não publicados, mas com o material tombado na ZUFMS), indicam que o córrego São João, afluente do rio Taboco apresentava, em 2000 e 2001, uma riqueza relativamente alta, provavelmente comparável à do Salobrinha, com 34 espécies coletadas por meio de rede de arrasto. Esse riacho tem cerca de 15 km de extensão e cai no rio Taboco (de tamanho comparável ao do Salobra) como um córrego de 3ª ordem (1:100000).

Riachos da bacia do Alto Paraná, por outro lado, têm sido muito estudados e não faltam fontes para comparação. Se nos ativermos a casos em que há dados de densidade e biomassa dos peixes coletados (que não existem para a bacia do Paraguai), é possível fazer uma comparação mais criteriosa. Durante o projeto BIOTA/FAPESP, Castro *et al.* (2003, 2004 2005), coletaram peixes em 59 trechos de riachos da bacia do alto Paraná (1ª a 4ª ordens), em São Paulo, usando o mesmo tipo de equipamento de eletropesca. Coletaram um mínimo de 91 espécies no total, com riqueza média de

12,4 (amplitude de variação de 3 a 26 espécies por trecho), enquanto no neste trabalho a riqueza média foi 19 (11 - 32). Encontraram uma densidade média de 1,1 exemplares/m² (0,07 - 4,4; aqui verificamos média de 2,7 e variação de 0,7 a 7,4). A biomassa média de peixes que registraram foi de 4,24 g/m² (0,35 - 17,0), enquanto no Salobrinha o valor médio foi de 10,2 g/m² (2,4 - 19,8). Abes & Agostinho (2001) apresentaram dados para um córrego comparável ao Salobrinha. O córrego Água Nanci, que estudaram, corre por 8,5 km e deságua no rio Paraná. Encontraram 35 espécies de peixes, densidade média de 1,6 indivíduos/m² (0,8 - 2,1) e biomassa média de 11,8 g/m² (0,7 - 16,3). Autores que trabalharam em riachos costeiros, com a mesma metodologia, relatam riquezas de espécies menores do que as relatadas neste estudo (e.g. Mazzoni & Lobón-Cerviá 2000; Mazzoni *et al.* 2000; Esteves & Lobón-Cerviá 2001, Uieda & Uieda 2001). Mas valores de densidade e biomassa parecem ser semelhantes aos relatados acima. Por exemplo, Mazzoni e Lobón-Cerviá (2000) encontraram 21 espécies para nove trechos do córrego Ubatiba, mas com densidades entre 1,5 e 6,8 peixes/m² e biomassa variando entre 2,1 e 16,5 g/m².

Considerando as comparações precedentes, pode-se dizer que o córrego Salobrinha apresenta valores, para densidade e biomassa de peixes, que estão dentro do intervalo de variação relatado por outros autores. No entanto a riqueza de espécies encontrada é alta. Em grande parte isso se deve, certamente, à heterogeneidade espacial,

pois seu trecho perene apresenta, em uma distância relativamente curta, segmentos com características variadas de declividade, substrato, tamanho e vegetação marginal. Apesar de os resultados para tipo de substrato e tamanho não terem, no geral, mostrado diferenças significativas, observações *in loco* mostram que há trechos com muito mais areia na parte baixa do córrego que na parte alta, por exemplo. Troncos submersos, muito importantes nos ambientes de riachos, por permitirem a existência de maiores riquezas de espécies (e.g. Angermeier & Karr 1984, Everett & Ruiz 1993, Wright & Flecker 2004), foram pouco frequentes nos trechos amostrados durante esta pesquisa, apesar de ocorrerem com certa abundância no córrego; Froehlich (2003) registrou a presença de troncos em 12 de 13 poções estudados, que cobriram, em média, 9,1% do substrato. Outro fator importante é o fato de o córrego Salobrinha desembocar no rio Salobra a jusante de sua última cachoeira. Da foz do Salobrinha para jusante, o rio Salobra corre mais cerca de 150 km até o rio Miranda e a declividade desse trecho é de 0,03%. Devido a essa baixa declividade e ao fato de o rio Salobra já começar a apresentar uma área inundável, mesmo que estreita, 15 a 20 km a jusante da foz do Salobrinha, algumas espécies que são mais típicas da planície do Pantanal sobem até o córrego Salobrinha e exploram seu trecho baixo. Exemplos disso são as raias (*Potamotrygon falkneri*, Cavallaro 2005), o peixe-agulha, *Potamorrhaphis eigenmanni* e um saguiru (*Cyphocharax gillii*).

Houve uma evidente separação entre as comunidades dos trechos alto e baixo do córrego Salobrinha (Figura 12), com exceção do ponto P4, na época seca, que ficou mais próximo das amostras da parte superior do córrego. Essa diferenciação foi causada pela presença de uma série de espécies que só ocorrem no trecho baixo.

A única espécie que foi coletada apenas no trecho alto, *Pseudopimelodus cf. mangurus* (Tabela 5), não ocorre somente nesse trecho. Cavallaro (2005) registrou a espécie entre os pontos P4 e P5. Os indivíduos que foram avistados no córrego por Froehlich (2003) e Cavallaro (2005) tinha até cerca de 200 mm, sendo que a espécie passa dos 600 mm (www.fishbase.org, acessado em julho/2010) e indivíduos maiores (350 - 400 mm) foram pescados no rio Salobra e tombados na ZUFMS.

Pouco mais de metade das espécies ocorreu apenas no trecho baixo (23 espécies, Tabela 5). No entanto, os dados de Froehlich (2003) e Cavallaro (2005) mostram que sete delas também ocorrem no trecho alto do córrego. *Apteronotus caudimaculosus* foi coletado no ponto P3 na época de seca mas, infelizmente, toda essa amostra foi extraviada. *Loricaria* sp. foi observada por Cavallaro (2005) a 6,2 km da foz próximo à divisa do Parque Nacional. *Sternopygus macrurus* foi registrado a montante de P3 por Froehlich (2003) e *Moenkhausia bonita* e *Rineloricaria lanceolata* foram registradas até o poço que fica imediatamente a jusante de P1. *Leporinus friderici*, *Prochilodus lineatus* já foram comentadas. Mesmo assim, mais de um

terço das espécies (16, 38,1%) só ocorrem na parte baixa do córrego Salobrinha.

A não existência de espécies exclusivas do trecho alto mostra que as ictiocenoses dos vários trechos do córrego Salobrinha formam conjuntos aninhados (Taylor & Warren Jr. 2001), com um padrão longitudinal de adição de espécies em direção à foz. Aumento da riqueza de espécies dos trechos altos para os baixos de córregos ou rios são o padrão a ser esperado. Muitos estudos já demonstraram esse fato em outros corpos d'água da região Neotropical (e.g. Garutti 1988, Pavanelli & Caramaschi 1997, Abes & Agostinho 2001, Hoeinghaus 2004, Perez-Júnior & Garavello 2007), no próprio Salobrinha (Cavallaro 2005) e é previsto pela teoria do contínuo fluvial (Vannote *et al.* 1980). Para atingir os trechos mais altos de rios (ou bacias) é necessário que as espécies apresentem características que lhes permitam vencer as barreiras. À medida que aumenta a declividade, aparecem corredeiras e cachoeiras, que representam ambientes mais severos, que impõem maiores restrições aos organismos. As espécies que são dominantes nesses locais seriam aquelas com maiores capacidade de dispersão e plasticidade adaptativa (Súarez *et al.* 2007) e capazes de persistir em um ambiente mais instável (Vannote *et al.* 1980, Valério *et al.* 2007). Seria, então, razoável esperar que as comunidades dos trechos mais altos mostrassem menor variação temporal que aquelas dos trechos mais baixos. Isso fica evidente na Figura 12, mostrando a grande

separação das amostras pontos P4 a P5 durante a época chuvosa. Doze espécies (28,6%) aparecem apenas nessas amostras (Tabela 5). Isso pode ser um dos fatores que facilitariam um maior isolamento de populações de cabeceiras e, possivelmente, conseqüente aumento de taxas de endemismo nessas regiões, como discutido por Castro (1999). Já foi discutido aqui que duas dessas, *L. friderici* e *S. macrurus* ocorrerem na parte alta com certa frequência, mas continua havendo uma grande diferença de composição entre as amostras do trecho baixo na época de chuvas e as outras. Martin-Smith (1998) fornece uma evidência indireta disso, já que relatou que comunidades de corredeiras (que são ambientes mais severos) foram mais homogêneas que aquelas de poções ou corredores.

Que a sazonalidade é fator importante na estruturação de comunidades de peixes tropicais é fato estabelecido (Lowe-McConnell 1999), mas em riachos muitas vezes a variabilidade espacial das comunidades é maior que a sazonal (p. ex. Langeani *et al.* 2005, Suárez & Petrere Jr. 2007). O córrego Salobrinha não apresenta uma grande diferença entre épocas seca e chuvosa. Existem um aumento de nível, mas a sucessão de tufas calcárias, que podem ser vistas até no P5, de certa forma regulam o fluxo e o aumento de profundidade é discreto, não chegando a 0,3 m. Em vez de um padrão marcado de águas altas e baixas, temos as enxurradas que ocorrem sempre que há chuvas mais fortes. No entanto, o trecho mais baixo do córrego apresenta uma mudança maior, porque abaixo de P6 não há mais

quedas e o nível passa a ser regulado pelo nível do rio Salobra. Este já apresenta um padrão sazonal mais evidente, com certo aumento de nível, mas também apresenta enxurradas após chuvas muito fortes. Assim, no seu quilômetro final o Salobrinha já apresenta nível mais alto na época de chuva, ao menos meio metro. Mas, como o córrego pode ser vadeado em quase todo esse trecho (apresenta sinais evidentes de assoreamento e poços pouco profundos), esse aumento de nível é significativo. Desse modo, no córrego Salobrinha, em um espaço de apenas alguns quilômetros, temos um trecho alto que apresenta relativamente poucas mudanças sazonais e um trecho baixo onde as comunidades apresentam menor homogeneidade entre estações do ano. Isso é possível devido à baixa altitude do trecho final que, aos 150 metros, já está na altitude da borda da planície pantaneira.

Apesar das variações discutidas anteriormente, entre trechos e épocas, mais de metade da biomassa de peixes do córrego é dada por apenas quatro espécies. *Astyanax lineatus*, *Hypostomus* sp., *H. cochliodon* e *Ancistrus* sp. são responsáveis por mais de 80% da biomassa no trecho alto e mais de 60% da biomassa das ictiocenoses do trecho baixo. No trecho alto do córrego Salobrinha temos uma comunidade de peixes cujos principais grupos funcionais (ver Anexo 4) são os Loricariidae e Parodontidae (perifitívoros, 47,3% da biomassa) e os onívoros de meia-água (*A. lineatus*, *A. asuncionensis* e *B. hilarii*, 40,5%). Os Heptapteridae (*I. schubarti*, *P. taenioptera* e

R. quelen perfazem mais 6,8% e atinge-se cerca de 95% da biomassa das ictiocenoses. As espécies de Loricariidae envolvidas forrageiam raspando substratos duros, de onde retiram a matriz perifítica (Penatti 2010, observações pessoais, este trabalho), ingerindo pequenos organismos e uma combinação de detritos e sedimento fino que se deposita sobre as superfícies (ver Bowen 1983, DeLariva & Agostinho 2001 e Nonogaki *et al.* 2007, para discussão sobre alimentação de loricariídeos). As espécies de *Parodon* têm o mesmo hábito (*e.g.* Sazima 1980, Flecker & Taylor 2004). A alimentação de *A. lineatus* não foi estudada até o momento, mas é possível fazer inferências sobre o que ingere em função de observações de comportamento e dados sobre espécies semelhantes.

Existem várias espécies de *Astyanax* que são mais restritas a riachos menores, de cabeceiras. Essas espécies apresentam formato característico de corpo (*p. ex.*, ver Moreira-Filho & Bertollo 1991, Bertaco & Malabarba 2001), compartilhada por *A. lineatus* (Penatti 2006), que se supões conferir vantagem ecológica a essas espécies em riachos de baixa ordem. O comportamento de alimentação de *A. lineatus* e *Astyanax paranae* envolve manter posição contra a correnteza, a meia-água, e capturar itens arrastados pela correnteza ou que caem na superfície (observações pessoais). Outras espécies desse tipo que tiveram a alimentação analisada (*e.g.* *A. paranae* - Bennemann *et al.* 2006, Cordeiro 2005 - e *Astyanax scabripinnis* - Gomiero & Braga 2008, Braga & Gomiero 2009), são onívoros e

apresentam dieta baseada principalmente em itens alóctones com, geralmente, forte predomínio de insetos e outros artrópodes e quantidades menores, mas ainda significativas, de matéria vegetal. Pode-se supor que a dieta de *A. lineatus* será semelhante a isso. Já *B. hilarii* apresenta, na região, preferência por itens alóctones de origem vegetal (flores, frutos, folhas), com itens animais sendo menos importantes (Reys *et al.* 2009). Com menor importância, mas ainda se destacando do restante das espécies presentes no trecho alto do córrego Salobrinha, há um grupo funcional formado por espécies bentônicas, onívoras mas com preferência por itens animais. É formado por *P. taenioptera* e *R. quelen*, que se alimentam, no córrego Salobrinha, principalmente de artrópodes bentônicos, mas também ingerem itens alóctones que tenham chegado ao fundo, como artrópodes terrestres e matéria vegetal (Costa-Neto 2008, Costa-Neto & Froehlich 2009). O mesmo tipo de alimentação foi relatado para espécies de *Imparfinis* que não a coletada aqui (Gomiero & Braga 2008, Braga & Gomiero 2009, Rolla *et al.* 2009).

No trecho baixo do córrego Salobrinha os grupos funcionais de perifitívoros e onívoros de meia-água continuam a ser os mais importantes, mas a contribuição dos perifitívoros, passando a ser menor que a dos onívoros de meia-água, que se mantém semelhante (33,9 % e 39,4%, respectivamente). A contribuição dos onívoros bentônicos também é menor no trecho baixo (3,3%). Nessa parte do córrego, o terceiro grupo funcional mais importante passa a ser o dos

detritívoros (*C. gillii*, *Loricaria* sp., *P. lineatus*, *S. brevipinna* e *S. nigrotaenia*), que não teve representação no trecho alto. Referências à dieta dessas espécies ou outras do mesmo gênero podem ser encontradas em Bowen (1983) Pereira & Resende (1998).

Ao contrário do esperado em outros estudos de regiões tropicais, não encontramos dominância de Loricariidae no trecho do córrego Salobrinha que atravessa áreas degradadas (trecho baixo, Figura 2); ao contrário, houve dominância de Characidae, o inverso do encontrado em riachos no Equador(Bojsen & Barriga 2002) e na Mata Atlântica (Buck & Sazima 1995, Sabino & Silva 2004). Segundo Bojsen & Barriga (2002), riachos em regiões preservadas teriam maior disponibilidade de presas (insetos), devido ao maior aporte de matéria orgânica para ser decomposta e também por causa do maior aporte de insetos terrestres que caem na água (segundo Vannotte *et al.* 1980, Nakano & Murakami 2001), resultando em maiores populações de peixes insetívoros, em especial da ordem Characiformes. Esta ordem representou cerca de 56,5% da biomassa de peixes nas regiões degradadas e 44,9% nas regiões preservadas, enquanto Siluriformes representou cerca de 53,8% dos peixes nas regiões preservadas.

Apesar de haver menor cobertura vegetal e, portanto, maior incidência de luz solar e, possivelmente, produtividade no trecho baixo, este comportou maior quantidade de macroinvertebrados que as regiões preservadas, ao menos na estação seca (dados não

publicados de M Tanaka & LOI Souza). Desta forma, estas regiões poderiam sustentar maiores populações de peixes insetívoros, ao contrário dos córregos estudados por Bojsen & Barriga (2002). De fato, as espécies insetívoras dominaram no trecho baixo, enquanto na região preservada os perifitívoros foram co-dominantes com os onívoros de meia-água, principalmente os insetívoros, já que *B. hilarii* foi pouco expressiva no trecho alto. Os pontos do trecho alto, dentro da área preservada não apresentaram cobertura vegetal total, sendo que regiões como os pontos P2 e P3 apresentaram boa incidência luminosa, possivelmente permitindo o desenvolvimento de algas que poderiam ser consumidas pelos herbívoros; de fato, *Ancistrus* teve forte efeito sobre o acúmulo de matriz perifítica em experimento realizado em P2 (ver abaixo), corroborando estudos de Flecker (1992) realizados em outro riacho da região Neotropical.

O trecho baixo apresentou maior largura de riacho, além de maior volume, área, profundidade, troncos e galhos, portanto têm maior área e também maior diversidade de habitats. Bojsen & Barriga (2002) encontraram maior número de espécies em riachos com maior área superficial, resultados também encontrados por Taylor (1997) e Froehlich (2003) ao avaliarem o efeito do tamanho de poções na ictiofauna de um mesmo riacho, mas em diferentes regiões do globo. Por outro lado, o aumento na complexidade estrutural nos pontos que atravessam áreas degradadas pode permitir um aumento na quantidade de nichos que podem ser explorados, possibilitando um

aumento na riqueza de espécies da ictiofauna. Hábitats mais complexos estão geralmente correlacionados com maior diversidade de espécies de peixes em riachos (Gorman & Karr 1978, Angermeier & Schlosser 1989), mas nem sempre (Taylor 1997, Froehlich 2003).

Estes resultados são inesperados devido à expectativa de simplificação dos hábitats em regiões degradadas, especialmente decorrente da perda de margens e assoreamento (Bojsen & Barriga 2002). Neste estudo, os pontos de coleta do trecho baixo apresentaram maior complexidade de hábitats, mas também maior incidência de areia e sedimentos. Entretanto, diferentes espécies de peixes podem apresentar diferentes respostas à sedimentação, muitas vezes relacionadas ao comportamento reprodutivo ou a outros aspectos da história natural dos peixes (Jones *et al.* 1999).

Portanto, nossos resultados sugerem que as comunidades de peixes encontradas em trechos preservados e degradados do córrego Salobrinha são diferentes, e devem responder a alterações do habitat. Entretanto, estas alterações são difíceis de identificar devido ao grau de correlação encontrado entre trechos que atravessam regiões em diferentes estados de degradação e diferenças longitudinais do córrego, resultando em comunidades de peixes mais características da foz de riachos tropicais, com dominância de espécies de riachos de maior ordem no trecho baixo, conforme observado em estudos de variação longitudinal da ictiofauna de riachos (revisado por Cavallaro 2005).

No experimento com gaiolas de inclusão e exclusão investigamos o efeito de diferentes grupos funcionais de peixes na organização e funcionamento de um ecossistema de riacho cárstico tropical, avaliando o efeito de predadores de fundo (*Characidium* cf. *zebra*), predadores de meia água e superfície (*Astyanax lineatus*) e herbívoros (*Ancistrus* sp.). Destes consumidores, apenas *Ancistrus* sp. apresentou efeitos evidentes, fortes, reduzindo quantidade de matriz perifítica (Figura 15), a abundância de macroinvertebrados (Figura 17 B) e aumentando a diversidade (Figura 17 C) nas comunidades analisadas.

Com relação à quantidade de matriz perifítica recuperada nos diferentes tratamentos (Figura 15) não houve nenhum efeito sobre a proporção de matéria orgânica. Os efeitos aconteceram sobre a matriz perifítica como um todo. O tratamento com perifitívoros (*Ancistrus* sp.) sugere fortemente que a aparência limpa do córrego, sem acúmulo de detritos finos ou algas filamentosas (que ocorrem mais a montante, no trecho intermitente, onde não há peixes), deve-se à ação do grupo funcional dos raspadores de matriz perifítica. Nesse sentido, essas espécies podem ser consideradas engenheiros ambientais (*sensu* Jones *et al.* 1994; ver p. ex. Flecker 1996, Flecker & Taylor 2004), porque "criam, modificam ou mantêm estrutura ambiental" (Flecker 1997). Os raspadores de substratos duros raspam as pedras e troncos e não permitem o acúmulo de detritos e sedimento, portanto controlando a matriz perifítica (e.g. Power 1984,

Buck & Sazima 1995).

No tratamento com *Ancistrus* sp. um resultado importante foi a demonstração de que os *Ancistrus*, dentro das gaiolas, foram tão eficientes no controle do acúmulo de matriz perifítica quanto o conjunto das espécies de perifitívoros que ocorrem naturalmente no trecho. Os cinco indivíduos de *Ancistrus* sp. por gaiola representam uma densidade maior que aquela que encontrada naturalmente no P2 para o conjunto dos raspadores de perifíton (média entre épocas de 2,5 indivíduos/m²). No entanto, considerando o peso médio por exemplar de 1,6 g (calculado dos dados dispostos nos Apêndices 2 e 3) e comparando a biomassa de *Ancistrus* sp. colocada nas gaiolas com o que foi coletado no P2, os exemplares dentro das gaiolas representaram 83% da média das biomassas do grupo funcional de perifitívoros coletados em P2. Se considerarmos a época seca, quando o experimento foi montado, são 77%. Isso sugere a existência de redundância funcional nesse nível trófico no córrego Salobrinha (e.g. Tilman *et al.* 1997, ver discussão em Taylor *et al.* 2006), no sentido de que, caso não haja as outras espécies do grupo, *Ancistrus* sp. sozinha poderia desempenhar o papel que o grupo de espécies faz em conjunto. Esta é uma característica importante quando se pensa em conservação e recuperação de ambientes aquáticos da região (e.g. Wellnitz & LeRoy-Poff 2001, Rosenfeld 2002).

No tratamento controle, esperava-se um efeito semelhante ao

do tratamento com *Ancistrus*, mas o que se vê é que acumulou-se mais matriz perifítica no controle que no tratamento com cascudos ou o que ocorreu no leito do córrego ("fora"). Provavelmente, a densidade média de cascudos nas gaiolas abertas, foi menor que no córrego. Esse efeito mostra um problema com a concepção desse tipo de experimento. Neste caso, a gaiola controle limitou severamente o acesso à área dentro dela, já que os cascudos só podiam acessar essa área através de um sexto do seu perímetro. Para esse tipo de experimento, as gaiolas controle deveriam ser muito mais abertas. Além disso, como a abertura ficava voltada para jusante, também houve um decréscimo, no material trazido à deriva, já que mesmo a malha de 5 mm acaba funcionando como um filtro (efeito que aumenta com o tempo, devido ao acúmulo de matriz perifítica (Figura 22) e folhas sobre a rede.



Figura 22 - Fotografias mostrando aspecto das pedras em gaiola com *Ancistrus* sp. (esquerda) e gaiola de exclusão de peixes (direita), após 14 dias no córrego Salobrinha (Bodoquena, Mato Grosso do Sul). Dentro do círculo vermelho, detalhe do acúmulo de matriz perifítica na rede, na lateral da gaiola.

Houve pouco efeito do onívoro de meia-água (*A. lineatus*) sobre a espessura da matriz perifítica. Houve diminuição, em relação às

gaiolas de exclusão, mas não significativa. Mas esse efeito deve ser real. A rede deve diminuir muito a disponibilidade de itens arrastados pela correnteza, nos quais se baseia boa parte da alimentação desses lambaris (ver discussão mais acima), tanto por agir como filtro quanto por certamente causar uma diminuição da correnteza dentro das gaiolas. Isso sugere que, sendo a espécie onívora, é muito provável que os lambaris tenham ingerido essa matriz perifítica na falta de outros itens.

O tratamento com *Characidium* teve efeito positivo sobre a quantidade de matriz perifítica, um resultado esperado. As espécies de *Characidium* são predadores especializados em insetos aquáticos bentônicos (e.g. Abelha *et al.* 2001, Rolla *et al.* 2009), muitos dos quais alimentam-se de perifíton. Esse resultado mostra um efeito indireto potencial dessa espécie de peixe sobre o perifíton, através do controle de consumidores primários (um controle do tipo "top-down"). O fato de que as gaiolas com *Characidium* apresentaram quantidade significativamente menor de matriz perifítica, quando comparadas com as gaiolas de exclusão, mostra outros fatores que controlam a quantidade de matriz perifítica continuaram agindo. Apesar de especializadas, as espécies de *Characidium* apresentam boca bem pequena (no Salobrinha, até 1,9 por 3 mm; Cavallaro 2003), o que as impede de explorar insetos maiores que certo tamanho, que poderiam continuar pastando o perifíton. Esses insetos, no riacho, devem ser explorados, em grande parte pelos

Heptapteridae, que são maiores (Cavallaro 2003). Outro fator a ser considerado é que a densidade da espécie nas gaiolas foi no mínimo 40 vezes maior que a registrada em P2 nas coletas, o que sugere que, no riacho, esta espécie possa ter um efeito proporcionalmente menor.

O efeito dos tratamentos sobre a abundância total de macroinvertebrados mostrou efeito mais pronunciado de *Ancistrus* sp. Mesmo um especialista como *Characidium* cf. *zebra* teve um efeito muito pequeno, mesmo que significativo, quando comparado a *A. lineatus* ou à exclusão. Na verdade, o efeito dos cascudos foi devido à grande depleção de Chironomidae, que é o táxon de insetos mais abundante no córrego (Righi 2005). Esse efeito de *Ancistrus* sp. pode ser devido à diminuição de recursos utilizados pelos Chironomidae ou por intimidação causada pela atividade alimentar dos cascudos (Flecker 1992). Ingestão de quironomídeos pelos cascudos, mesmo que acidental, também pode contribuir para a diminuição desse táxon, mas sua ocorrência precisa ser investigada.

Estes resultados corroboram aqueles encontrados por Flecker (1992), avaliando o efeito de diferentes tipos de consumidores na Costa Rica. Naquele riacho, Flecker (1992) encontrou maior efeito dos herbívoros, reduzindo tanto a produção primária quanto o acúmulo de sedimento e, desta forma, controlando a abundância de macroinvertebrados. Portanto, Flecker (1992) sugeriu um efeito indireto mais forte dos peixes consumidores nas comunidades de

macroinvertebrados de riachos, através da redução de perifíton, do que efeitos diretos de predadores. Num riacho no Japão, Inoue & Miyayoshi (2006) encontraram resultados similares, com pouco efeito direto de predação na organização das comunidades de macroinvertebrados, e fortes efeitos indiretos de peixes herbívoros.

Estes resultados, tanto em regiões tropicais como temperadas, contradizem estudos que sugerem fortes efeitos de predadores nas teias alimentares de riachos (Williams *et al.* 2003), com ocorrências até de cascatas tróficas (Power 1990). Desta forma, são necessários mais estudos para avaliar em que situações peixes predadores podem controlar as comunidades de riachos e também processos de ecossistemas como a produção primária. Por exemplo, o aporte de insetos e presas oriundos das matas ciliares podem fornecer importantes subsídios para peixes predadores, reduzindo a pressão sobre presas bentônicas, possivelmente reduzindo o efeito dos predadores nestas comunidades (Polis *et al.* 2004). Outro fator complicador é que regiões com maior incidência de luz solar devem ter maior produção primária, que poderia sustentar maiores quantidades de herbívoros, vertebrados e invertebrados. A compreensão destes efeitos contribuirá bastante para desvendar os fatores que controlam a organização e funcionamento das comunidades de riachos, permitindo uma melhor previsão dos efeitos da degradação do ambiente nestas comunidades.

Referências

- Abelha MCF, Agostinho AA & Goulart E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Sci* 23(2):425-434.
- Abes SS & Agostinho AA. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia* 445: 217-227.
- Angermeier PL, Karr JR. 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Trans Am Fish Soc* 113: 716-726.
- Angermeyer PL & Schlosser IJ. 1989. Species-area relationships for stream fishes. *Ecology* 70: 1450-1462.
- Araújo NB, & Tejerina-Garro FL. 2007. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. *Rev Bras Zool* 24: 981-990.
- Baker JA & Ross ST. 1981. Spatial and temporal resource utilization by southeastern cyprinids. *Copeia*: 178-189.
- Baldwin CC, Collette BB, Parenti LR, Smith DG & Springer VG. 1996. Collecting Fishes. *In*: Lang MA, Baldwin CC (eds.) *Methods and Techniques of Underwater Research*. Proceedings of the American Academy of Underwater Sciences Sixteenth Annual Scientific Diving Symposium, Smithsonian Institution, Washington, DC. pp 11-33.
- Baptista DF, Dorvillé LFM, Buss DF & Nessimian JL. 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Braz J Biol* 61: 295-304.
- Barrela W, Petrere Júnior M, Smith WS & Montag LFA. 2001. As relações entre matas ciliares, os rios e os peixes, p. 187-208. *In*: Rodrigues RR & Leitão Filho HF (Eds). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, EDUSP. 320 p.
- Bartsch MR, Bartsch LA & Gutreuter S. 2005. Strong effects of

- predation by fishes on an invasive macroinvertebrate in a large floodplain river. *J North Am Benth Soc* 24: 168–77.
- Beaumont WRC, Taylor AAL & Lee MJ. 2002. *Guidelines for Electric Fishing Best Practice*. Environment Agency R&D Publication SW2-054-TR-E-E. <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SW2-054-TR-e-e.pdf>
- Bennemann ST, Casatti L & Oliveira DC. 2006. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. *Biota Neotr* 6(2) - <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01206022006>.
- Bertaco VA & Malabarba LR. 2001. Description of new species of *Astyanax* (Teleostei: Characidae) from headwater streams of Southern Brazil, with comments on the “*A. scabripinnis* species complex”. *Ichthyol Explor Freshw* 12(3): 221-234.
- Bertollo LAC, Born GGA, Dergam JA, Fenocchio AS & Moreira-Filho O. 2000. A biodiversity approach in the neotropical Erythrinidae fish, *Hoplias malabaricus*. Karyotypic survey, geographic distribution of cytotypes and cytotaxonomic considerations. *Chromos Res* 8:603-613.
- Bojsen BH & Barriga R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshw Biol* 47: 2246-2260.
- Bowen SH. 1983. Detritivory in neotropical fish communities. *Environ Biol Fish* 9(2):137-144.
- Braga FMS & Gomiero LM. 2009. Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. *Biota Neotr* 9(3): 207-212 - <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+bn04009032009>.
- Brosse S, Arbuckle CJ & Townsend CR. 2003. Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform

- scales on local invertebrate diversity. *Biodiv Cons* 12: 2057-2075
- Buck S & Sazima I. 1995. An assemblage of mailed catfishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity, and feeding. *Ichthyol Explor Fresh*, 6(4): 325-332.
- Bunn SE, Davies PM & Mosisch TD. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshw Biol* 41: 333-345.
- Buss DF, Baptista DF, Nessimian JL & Egler M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* 518: 179-188.
- Buss DF, Baptista DF, Silveira MP, Nessimian JL & Dorvillé LFM. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* 481: 125-136.
- Casatti L, Langeani F & Ferreira CP. 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environ Manag* 38: 974-982.
- Casatti L, Romero RM, Teresa FB, Sabino J & Langeani. 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22(1): 50-59.
- Casatti L. 2002. Alimentação dos peixes de um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* 2(2): 1-14.
- Castro RMC. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *In: Caramaschi EP, Mazzoni R & Peres-Neto PR. Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis, VI, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, pp 139-155.*
- Castro RMC & Menezes NA. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade

de peixes do Estado de São Paulo. *In*: Castro RMC, Joly CA & Bicudo CEM. (orgs.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX*, vol. 6 Vertebrados. WinnerGraph – FAPESP, São Paulo.

Castro RMC, Casatti L, Santos HF, Ferreira KM, Ribeiro AC, Benine RC, Dardis GZP, Melo ALA, Stopiglia R, Abreu TX, Bockmann FA, Carvalho M, Gibran FZ & Lima FCT. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. *Biota Neotr* 3 (1) - <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>.

Castro RMC, Casatti L, Santos HF, Melo ALA, Martins LSF, Ferreira KM, Gibran FZ, Benine RC, Carvalho M, Ribeiro AC, Abreu TX, Bockmann FA, Pelição GZ, Stopiglia R & Langeani F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. *Biota Neotr* 4(1) - <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?article+BN01704012004>.

Castro RMC, Casatti L, Santos HF, Vari RP, Melo ALA, Martins LSF, Abreu TX, Benine RC, Gibran FZ, Ribeiro AC, Bockmann FA, Carvalho M, Pelição GZP, Ferreira KM, Stopiglia R & Akama A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. *Ichthyol Explor Freshw* 16(3): 193-214.

Castro RMC. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *In*: Caramaschi EP, Mazzoni R & Peres-Neto PR (eds.). *Oecologia Brasiliensis IV: Ecologia de Peixes de Riachos*, pp. 139-155. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Cavallaro MR. 2005. *Variação longitudinal das ictiocenoses de poções em um córrego da Serra da Bodoquena, MS.*

- Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Clarke KR & Warwick RM. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2a ed., Primer-E, Plymouth.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18: 117-143.
- Colwell RK. 2009. *EstimateS*, Version 8.2: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. (<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>, 08.ix.2001).
- Cordeiro LM. 2005. *Alimentação natural de Astyanax cf. paranae, (Osteichthyes: Characidae) na região noroeste do Estado de Mato Grosso do Sul*. Monografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Costa-Neto FPS & Froehlich O. 2009. Efeitos da sazonalidade na biologia alimentar de *Pimelodella taenioptera* em um riacho de Bodoquena - MS. *Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil*. Sociedade Brasileira de Ecologia, São Paulo.
- Costa-Neto FPS. 2008. *Análise da alimentação natural de Rhamdia quelen (Siluriformes: Heptapteridae) na Serra da Bodoquena, MS*. Monografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Cummins KW, Wilzbach MA, Gates DM, Perry JB & Taliaferro WB. 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience* 39: 24-30
- Damasceno Jr. GA, Nakajima JN & Rezende UM. 2000. Levantamento florístico das cabeceiras dos rios Negro, Aquidauana, Taquari, Miranda no Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. pp. 152-162 *In: Willink, PW, Chernoff B, Alonso L, Montambault JR & Lourival R (eds.). RAP Bulletin of Biological Assessment, 18: Uma Avaliação Biológica dos Ecossistemas Aquáticos do Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil*. Conservation International, Washington.
- Décamps H. 1993. River margins and environmental change. *Ecol*

- Appl 3: 441-445.
- DeLariva RL & Agostinho AA. 2001. Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. *J Fish Biol* 58: 832–847.
- Dobson M, Morgana A, Mathooko JM & Ndegwa FK. 2002. Detritivores in Kenian highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshw Biol* 47: 909-919.
- Efron, B. 1979. Bootstrap methods: another look at the jackknife. *Ann Stat* 7(1):1-26.
- Esteves KE & Lobón-Cerviá J. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environ Biol Fish* 62: 429-440.
- Everett RA & Ruiz GM. 1993. Coarse woody debris as a refuge from predation in aquatic communities – an experimental test. *Oecologia* 93: 475–486.
- Favorito SE, Zanata AM & Assumpção MI. 2005. A new *Synbranchus* (Teleostei: Synbranchiformes: Synbranchidae) from Ilha de Marajó, Pará, Brazil, with notes on its reproductive biology and larval development. *Neotrop Ichth* 3(3):319-328.
- Finger TR. 1982. Interactive segregation among three species of sculpins (*Cottus*). *Copeia* 1982(4): 680-94.
- Flecker AS & Taylor BW. 2004. Tropical fishes as biological bulldozers: density effects on resource heterogeneity and species diversity. *Ecology* 85: 2267–2278.
- Flecker AS. 1992. Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct vs. strong indirect effects. *Ecology* 73: 927-940.
- Flecker AS. 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology* 77: 1845–1854.
- Flecker AS. 1997. Habitat modification by tropical fishes: environmental heterogeneity and the variability of interaction strength. *J N Am Benthol Soc* 16: 286-295.
- Frissell CA, Liss WJ, Warren CE & Hurley MD. 1986. A hierarchical

- framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Envir Manag* 10(2): 199-214.
- Froehlich O. 2003. *Padrões de variação da riqueza de espécies e composição de comunidades de peixes em poções de um riacho da Serra da Bodoquena, MS*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Garutti V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. *Rev Brasil Biol* 48: 747-759.
- Gessner MO & Chauvet E. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol Appl* 12: 498-510
- Gomiero LM, Braga FMS. 2008. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Biota Neotrop* 8(1):41-47 - <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?article+bn00608012008>.
- Gorman OT & Karr JR. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515.
- Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA & Cummins KW. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41:540-551.
- Gurnell AM, Piegay H, Swanson FJ & Gregory SV. 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwat Biol* 47: 601-619.
- Harding JS, Benfield EF, Bolstad PV, Helfman GS & Jones EBD. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proc Natl Acad Sci* 95: 14843-14847.
- Hauer R & Lamberti G (eds.). 2006. *Methods in Stream Ecology*, 2nd Edition. Academic Press, New York. 896 p.
- Hawkins CP, Murphy ML & Anderson NH. 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. *Ecology* 63: 1840-1856

- Helfman GS. 1981. The advantage to fishes of hovering in shade. *Copeia* 1981: 392-400.
- Henry R, Uieda VS, Afonso AA de O & Kikuchi RM. 1994. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Verh Internat Verein Limnol* 25: 1866-1870
- Hoeinghaus DJ, Winemiller KO & Taphorn DC. 2004. Compositional change in fish assemblages along the Andean piedmont – Llanos floodplain gradient of the río Portuguesa, Venezuela. *Neotrop Ichth* 2(2):85-92.
- Inoue M & Miyayoshi M. 2006. Fish foraging effects on benthic assemblages along a warm- temperate stream: differences among drift feeders, benthic predators and grazers. *Oikos* 114: 95-107.
- Inoue M, Miyayoshi M & Sone S. 2005. Foraging modes of stream benthic fishes in relation to their predation effects on local prey density. *Ecol Res* 20: 151-161
- Jones CG, Lawton JH & Shachak M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373-386.
- Jones EBD, Helfman GS & Harper JO. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conserv Biol* 13: 1454-1465.
- Junk WJ & Silva CJ da. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: *Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal*, pp 17-28. Embrapa Pantanal, Corumbá.
- Junk WJ, Bayley PB & Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 106: 110-127
- Knöpell HA. 1970. Food of Central Amazonian fishes: contribution to the nutrient ecology of Amazonian rain forest streams. *Amazoniana* 2:257-352.

- Langeani F, Casatti L, Gameiro HS, Carmo AB & Rossa-Feres DC. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotrop Ichth* 3(2):305-311.
- Lévêque C. 1997. *Biodiversity Dynamics and Conservation. The Freshwater Fish of Tropical Africa*. Cambridge University Press.
- Lowe-McConnell RH. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes neotropicais. Editora da Universidade de São Paulo, Brasil.
- March JG, Benstead JP, Pringle CM & Ruebel MW. 2001. Linking shrimp assemblages with rates of detrital processing along an elevational gradient in a tropical stream. *Can J Fish Aquat Sci* 58: 470-478.
- Martin-Smith KM. 1998. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. *J Fish Biol* 52: 458-482.
- Mazzoni R, Fenerich-Verani N & Caramaschi EP. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the Southeast of Brazil. *Rev Bras Biol* 60: 205-216.
- Mazzoni R. & Lobón-Cerviá J. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba to the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography* 23: 588-602.
- Meffe GK & Sheldon AL. 1988. The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *Am Midl Nat* 127: 106-14.
- Melo AS & Froehlich CG. 2001a. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. *J N Am Benthol Soc* 20: 1-16
- Menezes NA. 1994. Importância da conservação da ictiofauna dos ecossistemas aquáticos brasileiros.. *In: Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro*. Caderno 3. Conservação. Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor

- Elétrico COMASE. Rio de Janeiro: Eletrobraz. pp. 7-13.
- Montgomery DR (1999) Process domains and the river continuum. *J Am Water Resour Assoc* 36:397–410
- Moreira-Filho O & Bertollo LAC. 1991. *Astyanax scabripinnis* (Pisces, Characidae): a species complex. *Rev Bras Genética* 14: 331-357.
- Morris AEL, Goebel PC, Williams LR & Palik BJ. 2006. Influence of landscape geomorphology on large wood jams and salmonids in an old-growth river of Upper Michigan. *Hydrobiologia* 556: 149-161.
- Mosisch TD, Bunn SE & Davies PM. 2001. The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. *Freshwat Biol* 46(9): 1269-1278.
- Moyle PB & Senanayake FR. 1984. Resource partitioning among the fishes of rainforest streams in Sri Lanka. *J Zool London* 202: 195–223.
- Naiman RJ & Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Ann Rev Ecol System* 28: 621-658.
- Naiman RJ, Melillo JM, Lock MA, Ford TE & Reice SR. 1987. Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subarctic river continuum. *Ecology* 68: 1139-1156
- Nakano S & Murakami M. 2001. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proc Natl Acad Sci USA* 98: 166-170.
- Nonogaki H, Nelson JA & Patterson WP. 2007. Dietary histories of herbivorous loricariid catfishes: evidence from $\delta^{13}\text{C}$ values of otoliths. *Environ Biol Fish* 78: 13–21.
- Norris RH & Thoms MC. 1999. What is river health? *Freshw Biol* 41: 197-209
- Ometo JP, Martinelli LA, Ballester MV, Gessner A, Krusche AV, Victoria RL & Williams M. 2000. Effects of land use on water chemistry

- and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, Southeast Brazil. *Freshwat Biol* 44, 327–337.
- Pavanelli CS & Caramaschi EP. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná state, Brazil. *Ichthyol Explor Freshwat* 8: 32-31.
- Penatti NC. 2006. *Diversidade morfológica de Astyanax lineatus (Teleostei, Characiformes, Characidae)*. Monografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Penatti NC. 2010. *Distribuição Espacial de Cascudos (Loricariidae) Controlada por Predação e Disponibilidade de Alimento*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 35 p.
- Pereira RAC & Resende EK. 1998. Peixes detritívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá: EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 12.
- Perez-Júnior OR & Garavello JC. 2007. Ictiofauna do Ribeirão do Pântano, afluente do Rio Mogi-Guaçu, Bacia do Alto Rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Iheringia Zool* 97(3):328-335.
- Polis GA, Power ME & Huxel GR. 2004. Food webs at the landscape level. University of Chicago Press, Chicago.
- Power ME 1984. The importance of sediment in the grazing ecology and size class interactions of an armored catfish, *Ancistrus spinosus*. *Envir Biol Fish* 10: 173-181.
- Power ME. 1990. Effects of fish in river food webs. *Science* 250: 811-814.
- Power ME. 1992. Top down and bottom up forces in food webs: do plants have primacy? *Ecology* 73: 733-746.
- Rakocinski C. 1988. Population structure of stream-dwelling darters: correspondence with hábitat structure. *Environ Biol Fish* 23: 215-224.
- Reys P, Sabino J & Galetti M. 2009. Frugivory by the fish *Brycon hilarii* (Characidae) in western Brazil. *Acta Oecol* 35(1): 136-

141.

- Righi KO. 2005. Avaliação do uso potencial de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento da qualidade da água de ambientes lóticos na Serra da Bodoquena - MS. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, UFMS.
- Rincón PA. 1999. Uso de microhabitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. Pp. 23-90. *In*: Caramaschi EP, Mazzoni R & Peres-Neto PR (eds.). *Oecologia Brasiliensis IV: Ecologia de Peixes de Riachos*. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, 260p.
- Rolla APP, Esteves KE & Ávila-da-Silva AO. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in a Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotrop Ichthyol* 7(1): 65-76.
- Rose DR & Echelle AA. 1981. Factor analysis of associations of fishes in Little River, central Texas, with an interdrainage comparison. *Am Midl Nat* 106: 379-391.
- Rosemond AD, Pringle CM & Ramírez A. 1998. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshw Biol* 39: 515-523.
- Rosenfeld JS. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98(1): 156-162
- Ruetz CR, Newman RM & Vondracek B. 2002. Top-down control in a detritus-based food web: Fish, shredders, and leaf breakdown. *Oecologia* 132:307-315.
- Sabater S, Butturini A, Muñoz I, Romani A, Wray J & Sabater F. 1998. Effects of removal of riparian vegetation on algae and heterotrophs in a Mediterranean stream. *J Aquat Ecosyst Stress Recov* 6: 129-140.
- Sabino J & Andrade LP. 2003. Uso e conservação da ictiofauna no ecoturismo da região de Bonito, Mato Grosso do Sul: o mito da sustentabilidade ecológica no rio Baía Bonita (aquário natural de Bonito). *Biota Neotr* 3(2) - <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n2/pt/abstract?point-of->

view+BN00403022003.

- Sabino J & Castro RMC. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudeste do Brasil). *Rev Bras Biol* 59: 23–26.
- Sabino J & Silva CPD 2004. História natural dos peixes da Estação Ecológica Juréia-Itatins. *In: Marque OAV & Duleba W. (Org.). Estação Ecológica Juréia-Itatins: Ambiente, Fauna e Flora.* Ribeirão Preto, Holos Editora, pp. 230-242.
- Sabino J & Zuanon J. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonian: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyol Explor Freshwaters* 8: 201–210.
- Saul WG. 1975. An ecological study of fishes at a site in upper Amazonian Ecuador. *Proc Nat Acad Sci Phila* 127:93-134.
- Sazima, I. 1980. Behavior of two Brazilian species of parodontid fishes, *Apareiodon piracicabae* and *A. ibitiensis*. *Copeia* (1): 166-169.
- Schlosser IJ & Ebel KK. 1989. Effects of flow regime and cyprinid predation on a headwater stream. *Ecol Monogr* 59: 41-57.
- Schlosser IJ. 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology* 66 (5): 1484-90.
- Schlosser IJ. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *Bioscience* 41:704-712.
- Silva FSD, Manna-de-Deus JR & Hilsdorf AWS. 2005. The upper reached ichthyofauna of the Tietê River, São Paulo, Brazil: aspects of their diversity and conservation. *Biodiv Cons* 15(11): 3569-3577.
- Storey RG & Cowley DR. 1997. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia* 353: 63-76
- Súarez YR & Petrere Jr. M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil.

- Neotrop Ichthyol 5: 61-68.
- Suárez YR, Valério SB, Tondado KK, Florentino AC, Felipe TRA, Ximenes LQL & Lourenço LS. 2007. Fish Species Diversity in Headwaters Streams of Paraguay and Paraná Basins. Brazil Arch Biol Technol 50(6): 1033-1042.
- Taylor BT, Flecker AS & Hall Jr. RO. 2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. Science 313: 833-836.
- Taylor CM & Warren Jr. ML. 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. Ecology 82(8):2320-2330.
- Taylor CM. 1997. Fish species richness and incidence patterns on isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. Oecologia 110: 560-566.
- Terra LCC e Sabino J. 2007. Composição da ictiofauna de dois riachos, com diferentes graus de conservação, na bacia do rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Ensaios e Ciência* 1(1): 49-58.
- Tilman D, Knops J, Wedin D., Reich P, Ritchie M & Seimann E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. Science 277: 1300-1302.
- Torres RA, Roper JJ, Foresti F & Oliveira C. 2005. Surprising genomic diversity in the Neotropical fish *Synbranchus marmoratus* (Teleostei: Synbranchidae): how many species? Neotrop Ichth 3(2):277-284.
- Townsend CR, Thompson RM, McIntosh AR, Kilroy C, Edwards E & Scarsbrook MR. 1998. Disturbance, resource supply, and food-web architecture in streams. Ecol Lett 1: 200-209
- Townsend CR. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. J North Amer Benthol Soc 8: 36-50
- Uieda VS & Uieda W. 2001. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of

- Brazil: comparison of two field study methodologies. *Braz J Biol* 61(3): 377-388.
- Uieda VS, Buzzato P & Kikuchi RM. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de Serra do Sudeste do Brasil. *Anais Acad Bras Ciênc* 69: 243-252.
- Underwood AJ. 1999. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vadas RLJ & Orth DJ. 2000. Habitat use of fish communities in a Virginia stream system. *Environ Biol Fish* 59: 253-269.
- Valério SB, Suárez YR, Felipe TRA, Tondado KK, Ximenes LQL. 2007. Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. *Hydrobiologia* 583: 241-250.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR & Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37: 130-137.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR & Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37: 130-137
- Wellnitz T & LeRoy Poff N. 2001. Functional redundancy in heterogeneous environments: implications for conservation. *Ecology Letters* 4(3): 177-179.
- Williams LR, Taylor CM & Warren ML. 2003. Influence of fish predation on assemblage structure of macroinvertebrates in an intermittent stream. *Trans Am Fish Soc* 132: 120-130.
- Willink PW, Froehlich O, Machado-Allison A, Menezes NA, Oyakawa OT, Catella AC, Chernoff B, Lima FCT, Toledo Piza M, Ortega H, Zanata AM & Barriga R. 2000. Diversidade, distribuição, e habitats críticos dos peixes dos rios: Negro, Negrinho, Taboco, Taquari e Miranda, e sua importância para conservação e desenvolvimento sustentável do Pantanal, Mato Grosso do Sul,

Brasil. In: Willink, PW, Chernoff B, Alonso L, Montambault JR & Lourival R (eds.). *RAP Bulletin of Biological Assessment, 18: Uma Avaliação Biológica dos Ecossistemas Aquáticos do Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil*. Conservation International, Washington.

Wootton JT & Oemke MP. 1992. Latitudinal differences in fish community trophic structure, and the role of fish herbivory in a Costa Rica stream. *Environ Biol Fish* 35: 311-319.

Wootton RJ & Gee JHR. 2001. Conceptual framework for the analysis of riparian influences on fish and invertebrate assemblages. *Ecohydrol Hydrobiol* 1: 37-47

Wright JP & Flecker AS. 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biol Conserv*, 120 (3): 439-447. <http://www.elsevier.com/locate/>

Zalewski M, Bis B, Lapinska M, Frankiewicz P & Puchalski W. 1998. The importance of the riparian ecotone and river hydraulics for sustainable **basin**-scale restoration scenarios. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 8: 287-307.

APÊNDICES

Apêndice 1 - Espécies registradas no córrego Salobrinha, com suas posições taxonômicas.

Characiformes	Siluriformes
Parodontidae	Loricariidae
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	Hypoptopomatinae
Curimatidae	<i>Otocinclus vittatus</i> Regan, 1904
<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Loricariinae
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	<i>Farlowella paraguayensis</i> Retzer & Page, 1997
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i> (Boulenger, 1902)	<i>Loricaria</i> sp.
Prochilodontidae	<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther, 1868)
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Hypostominae
Anostomidae	<i>Ancistrus</i> sp.
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	<i>Hypostomus cochliodon</i> Kner, 1854
Crenuchidae	<i>Hypostomus</i> sp.
Characidiinae	Pseudopimelodidae
<i>Characidium borellii</i> (Boulenger, 1895)	<i>Pseudopimelodus</i> cf. <i>mangurus</i> (Valenciennes, 1835)
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	Heptapteridae
Characidae	<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)
<i>Astyanax asuncionensis</i> Géry, 1972	<i>Phenacorhamdia hoehnei</i> (Miranda Ribeiro, 1914)
<i>Astyanax lineatus</i> (Perugia, 1891)	<i>Pimelodella taenioptera</i> Miranda Ribeiro, 1914
<i>Bryconamericus</i> cf. <i>stramineus</i> (Eigenmann, 1908)	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
<i>Jupiaba acanthogaster</i> (Eigenmann, 1911)	Auchenipteridae
<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	Centromochlinae
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)
<i>Piabarchus analis</i> (Eigenmann, 1914)	Gymnotiformes
Bryconinae	Sternopygidae
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)
Aphyocharacinae	Apteronotidae
<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	<i>Apteronotus caudimaculosus</i> Santana, 2003
Stethaprioninae	Beloniformes
<i>Brachyhalcinus retrospina</i> Boulenger, 1892	Belonidae
<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)	<i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Miranda Ribeiro, 1915
Cheirodontinae	Synbranchiformes
<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)	Synbranchidae
Glandulocaudinae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795
<i>Xenobrycon macropus</i> Ribeiro & Myers, 1945	Perciformes
Acestrorhynchidae	Cichlidae
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	Cichlinae
Erythrinidae	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Cichlasomatinae
	<i>Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)

Apêndice 2 - Números de cada espécie de peixe coletada, em cada local e época.

espécie	P1		P2		P3	P4		P5		P6	
	seca	chuva	seca	chuva	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>									1		1
<i>Ancistrus</i> sp.	171	395	942	333	207	31	30	169	128	177	128
<i>Aphyocharax dentatus</i>									1		
<i>Apteronotus caudimaculosus</i>						1				1	
<i>Astyanax asuncionensis</i>		1	4		1	6	173	3	158	143	690
<i>Astyanax lineatus</i>	307	238	657	270	549	271	222	278	325	754	639
<i>Brachychalcinus retrospina</i>							2		3		17
<i>Brycon hilarii</i>		2					6				
<i>Bryconamericus stramineus</i>								36	36	9	
<i>Bujurquina vittata</i>										16	18
<i>Characidium borellii</i>	29	75	212	67	19	1		11	18	64	38
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	36	41	62	71	165	100	27	183	64	342	351
<i>Crenicichla lepidota</i>					1	8	3	1	5	3	11
<i>Cyphocharax gillii</i>								1			
<i>Farlowella</i> cf. <i>amazona</i>		4				1	5		3	15	12
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i>								1	1		2
<i>Hypostomus cochliodon</i>			23	2	8	5	22	4	48	30	44
<i>Hypostomus</i> sp.	47	63	35	102	34	5	12		119	20	161
<i>Imparfinis schubarti</i>	4	9	1	5	1		1	1	48	5	68
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	19	5	74	25	149	17	7	116	83	126	116
<i>Leporinus frederici</i>									1		
<i>Loricaria</i> sp.						5	7	4	10	8	32
<i>Moenkhausia bonita</i>						1	7	21	25	200	236
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>									13		35
<i>Odontostilbe pequirá</i>			5		1	7	5	189	156	177	410
<i>Otocinclus vittatus</i>									5		
<i>Parodon nasus</i>	2	5	12	7	18	14	1	27	1	67	16
<i>Phenacorhamdia hoehnei</i>					2			3	8		
<i>Piabarchus analis</i>											4
<i>Pimelodella taenioptera</i>	29	37	110	106		41	20	90	1	107	73
<i>Poptella paraguayensis</i>									1		11
<i>Potamorrhaphis eigenmanni</i>									2		
<i>Prochilodus lineatus</i>							2				
<i>Pseudopimelodus</i> cf. <i>mangurus</i>				1							
<i>Rhamdia quelen</i>	4	3				2	1		1	1	
<i>Rineloricaria lanceolata</i>							2	2	2		4
<i>Steindachnerina brevipinna</i>								4	1	34	6
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>								19	2	168	53
<i>Sternopygus macrurus</i>									2		1
<i>Synbranchus marmoratus</i>	3	6	2			1				5	10
<i>Tatia aulopygia</i>							1		1		
<i>Xenrobrycon macropus</i>								1		4	7

Apêndice 3 - Biomassa (g) de cada espécie de peixe coletada, em cada local e época.

	P1		P2		P3	P4		P5		P6	
	seca	chuva	seca	chuva	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>									23.10		32.22
<i>Ancistrus</i> sp.	228.35	439.80	1404.54	569.33	340.21	133.52	125.53	352.18	152.07	816.22	222.88
<i>Aphyocharax dentatus</i>									0.70		
<i>Apteronotus caudimaculosus</i>						46.80				57.50	
<i>Astyanax asuncionensis</i>		1.84	12.16		3.20	21.85	705.52	10.87	584.86	521.10	2976.11
<i>Astyanax lineatus</i>	1522.78	1004.35	1992.51	1394.58	1695.03	609.96	783.88	885.85	1172.12	2087.55	2178.72
<i>Brachychalcinus retrospina</i>							4.07		5.33		41.70
<i>Brycon hilarii</i>		343.13					1811.65				
<i>Bryconamericus stramineus</i>								35.05	30.58	9.61	
<i>Bujurquina vittata</i>										164.45	88.96
<i>Characidium borellii</i>	16.24	47.05	101.84	40.78	9.90	0.60		4.94	7.53	24.20	21.74
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	18.09	25.34	21.55	32.19	109.30	63.62	16.63	109.00	36.92	177.37	205.62
<i>Crenicichla lepidota</i>					2.75	115.90	87.85	3.25	53.27	68.85	35.77
<i>Cyphocharax gillii</i>								3.60			
<i>Farlowella</i> cf. <i>amazona</i>		8.78				4.55	11.10		5.45	34.57	25.62
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i>								347.70	34.91		118.84
<i>Hypostomus cochliodon</i>			950.77	137.98	371.55	314.17	1280.10	382.20	1965.93	1068.50	1122.65
<i>Hypostomus</i> sp.	961.09	206.07	806.86	1614.60	1075.10	158.02	993.54		430.70	1522.30	930.72
<i>Imparfinis schubarti</i>	24.50	53.19	2.92	21.89	9.96		0.51	3.77	57.41	14.65	69.81
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	20.29	6.12	66.50	28.58	130.75	8.08	5.26	79.60	47.18	82.42	56.99
<i>Leporinus friderici</i>							304.44				
<i>Loricaria</i> sp.						36.00	41.20	33.80	47.62	58.09	139.73
<i>Moenkhausia bonita</i>						0.53	6.11	14.95	10.13	117.07	143.35
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>									33.52		102.81
<i>Odontostilbe pequira</i>			4.20		0.71	6.05	3.89	110.42	93.01	91.42	251.75
<i>Otocinclus vittatus</i>									2.15		
<i>Parodon nasus</i>	25.50	16.15	38.65	52.07	55.89	36.60	3.34	59.20	1.87	128.34	52.48
<i>Phenacorhamdia hoehnei</i>					1.61			2.33	4.32		
<i>Piabarchus analis</i>											1.77
<i>Pimelodella taenioptera</i>	96.61	103.93	324.41	368.89		112.35	99.85	249.39	0.68	309.90	168.80
<i>Poptella paraguayensis</i>									1.56		22.39
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i>									10.93		
<i>Prochilodus lineatus</i>							1175.15				
<i>Pseudopimelodus</i> cf. <i>mangurus</i>				139.38							
<i>Rhamdia quelen</i>	300.35	26.20				35.98	28.99		3.05	42.70	
<i>Rineloricaria lanceolata</i>							5.32	0.87	2.92		5.92
<i>Steindachnerina brevipinna</i>								19.05	7.63	209.65	32.69
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>								82.07	14.82	1031.00	454.18
<i>Sternopygus macrurus</i>									168.90		138.60
<i>Synbranchus marmoratus</i>	148.95	62.52	36.01			16.93				261.73	887.49
<i>Tatia aulopygia</i>							2.67		1.74		
<i>Xenobrycon macropus</i>								0.10		0.29	0.34

Apêndice 4 - Grupos funcionais de peixes, no córrego Salobrinha, baseados em alimentação e microhabitat. Valores em %, baseados em biomassa/m²

		alto		baixo				alto	baixo	seca	chuva
		seca	chuva	seca	chuva	total					
perifitívoros	<i>Ancistrus</i> sp.	17.9	12.8	9.7	2.2	8.5	15.2	4.9	13.0	5.5	
	<i>Hypostomus cochliodon</i>	10.4	4.8	13.2	19.0	13.5	7.4	16.8	12.0	14.5	
	<i>Hypostomus</i> sp.	19.4	27.4	12.5	10.2	15.5	23.7	11.1	15.3	15.6	
	<i>Rineloricaria lanceolata</i>			0.0	0.1	0.0		0.0	0.0	0.0	
	<i>Farlowella paraguayensis</i>		0.1	0.3	0.2	0.2	0.0	0.2	0.2	0.2	
	<i>Parodon nasus</i>	0.7	1.2	1.7	0.3	0.8	1.0	0.8	1.3	0.5	
Onívoros de meia-água	<i>Astyanax asuncionensis</i>	0.1	0.0	4.1	18.5	8.6	0.1	13.2	2.5	12.7	
	<i>Astyanax lineatus</i>	38.5	38.8	26.7	17.9	27.3	38.7	21.2	31.5	24.5	
	<i>Brycon hilarii</i>		3.3		7.9	3.8	1.7	5.0		6.4	
Onívoros bentônicos	<i>Imparfinis schubarti</i>	0.3	0.8	0.1	0.6	0.5	0.6	0.4	0.2	0.6	
	<i>Pimelodella taenioptera</i>	4.6	4.5	5.0	1.2	3.3	4.5	2.6	4.8	2.2	
	<i>Rhamdia quelen</i>	3.3	0.2	0.6	0.1	0.8	1.7	0.3	1.7	0.2	
Invertíboros bentônicos	<i>Crenicichla lepidota</i>		0.0	1.4	0.8	0.7	0.0	1.0	0.8	0.5	
	<i>Characidium borellii</i>	1.3	0.9	0.2	0.1	0.5	1.1	0.2	0.7	0.4	
	<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	0.4	1.6	2.6	1.1	1.5	1.0	1.7	1.7	1.3	
detritívoros	<i>Cyphocharax gillii</i>			0.0		0.0		0.0	0.0		
	<i>Loricaria</i> sp.			1.0	1.0	0.6		1.0	0.6	0.7	
	<i>Prochilodus lineatus</i>				5.1	2.1		3.2		3.5	
	<i>Steindachnerina brevipinna</i>			1.7	0.2	0.5		0.7	1.0	0.1	
	<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>			8.3	2.0	2.8		4.3	4.9	1.4	