



ALICE HIRSCHMANN

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM TRÊS
ARROIOS DA SUB-BACIA DO RIO FORQUETA, SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de Concentração: Biodiversidade

Orientador: Profa. Dra. Clarice Bernhardt Fialho

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

PORTO ALEGRE

2009

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM TRÊS
ARROIOS DA SUB-BACIA DO RIO FORQUETA, SUL DO BRASIL**

ALICE HIRSCHMANN

Dissertação aprovada em _____

Dra. Lilian Casatti

Dra. Sandra Maria Hartz

Dr. Luiz Roberto Malabarba

Dra. Clarice Bernhardt Fialho
Orientadora

"Jamais para mim a bandeira abaixada, jamais a última tentativa"

Sr. Ernest Shackleton.

Agradecimentos

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

À Profa. Dra. Clarice Bernhardt Fialho pela amizade e confiança em mim depositada.

Ao Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba pelo incentivo e ajuda sempre presente.

À TODA a galera do laboratório pela amizade, ajuda e ótimas risadas... hahaha!!!

Em especial à Giovana Inês Lagemann pela grande ajuda em campo, ao Fernando Rogério de Carvalho e ao Juliano Ferrer pelo grande auxílio na identificação dos “meus bichos” e à Ana Paula S. Dufech por me passar as “manhas” na identificação dos carás do sistema da laguna dos Patos.

À Adri, Tati, Ana, Giovana e Fernando, meus amigos do coração! Olha a Tainha!

À Priscila Maciel pela GRANDE ajuda no lab. e... quando vi... GRANDE amiga!!!

Aos guris... Nino, Gui, Dudu, Marcio, Vinícius, Artioli, Iuri e Tomaz. Às gurias... Júlia, Cris, Déa, Ju, Déia, Lari e Letícia. Nossa!!! Quanta gente nesse laboratório! Se por acaso esqueci de colocar no nome de alguém, me perdoe, pois a essa altura do campeonato já não sei mais nem o meu nome! Muito obrigada à todos do lab.!

VALEU Adri!!! Tu me ajudaste muito no início de minhas análises, não sabes o quanto foste importante!

À Dra. Mônica Sonia Rodriguez pelo auxílio na identificação das *Rineloricaria*'s, ao Ms. Tiago Pinto Carvalho pela ajuda com os *Hisonotus*, *Heptapterus* e *Eurycheilichthys* e ao Prof. Dr. Milton Mendonça Júnior e à Profa. Dra. Lilian Casatti pelo auxílio na análise de dados.

Ao pessoal do Núcleo de Geoprocessamento do Centro Universitário UNIVATES (Rafa, Daia e Vi) pelos mapas. Valeu! Ainda vou incomodar muito vocês!!!

Ao Museu de Ciências Naturais do Centro Universitário UNIVATES pelo empréstimo de alguns equipamentos.

Aos dindos mais lindos e queridos do mundo, dindo João e dinda Jussara, por me hospedarem em Porto Alegre sempre com muito amor e carinho, e é claro, com croissants e muitas coisinhas gostosas para comer... hahaha! MUITO OBRIGADA!

À minha GRANDE FAMÍLIA...

...minha irmã Paula e meu “irmão emprestado” André, minha mãe, meu pai, meu tio Alex, minha vó moderníssima e a dupla tia Isa e prima Nati por sempre estarem comigo, pelo amor e força! Vocês são insubstituíveis! OBRIGADA por tudo!

...vó de São Paulo, que mesmo estando longe me incentiva ao telefone.

...meus sogros pelo grande apoio sempre, pra tudo! Ah! E também por permitirem que eu transformasse sua casa em uma base de campo. Muito obrigada!

...ao Isma e a Carol pelos bons papos.

...ao Ale que, em toda vez que eu voltava do campo me fazia a mesma pergunta: - Tu deixaste algum peixe lá, ou conseguiste acabar com todos os peixes dos nossos arroios? Puxa! Que saco!!! Hahaha! Grande abraço, Ale!!!

...à Bruna, minha sobrinha, gostaria de te dar mais atenção!

...à Haisha, nossa amada Golden Retriever, sempre fiel e super disposta!

E por fim, agradeço ao meu grande amigo, companheiro, eterno namorado, meu esposo Carlos Benhur Kasper por ser o mais fiel parceiro de campo do mundo, pelas inúmeras conversas biológicas, questionamentos, incentivo, pela enorme paciência e amor!

Benhur, dedico este trabalho a ti!

Sumário

Resumo.....	vii
Capítulo introdutório	
Introdução.....	2
Objetivos.....	7
Material e Métodos – considerações gerais.....	8
Síntese dos resultados.....	11
Referências bibliográficas.....	14
Artigo	
Abstract.....	19
Resumo.....	20
Introdução.....	20
Material e métodos.....	23
Resultados.....	28
Discussão.....	32
Agradecimentos.....	38
Referências Bibliográficas.....	38
Tabelas e Figuras.....	46
Conclusões Gerais.....	58
Anexo I – Fotos.....	59
Anexo II – Normas da Revista.....	67

Resumo. Neste estudo buscou-se determinar a composição e estrutura da ictiofauna em três arroios subtropicais, verificar a qualidade ambiental e quais características do habitat foram mais relevantes na estruturação das assembleias. Foram definidos dois trechos de amostragem nos arroios Tamanduá, Travesseiro e Forquetinha, onde foram empregados puçá, picaré e redes de espera na captura da ictiofauna. As coletas foram realizadas duas vezes a cada estação do ano durante o período de abril de 2007 a fevereiro de 2008. Foram registradas 55 espécies de peixes, sendo 44 espécies no arroio Tamanduá, 45 no Travesseiro e 50 no Forquetinha. A análise da diversidade de habitats mostrou que os trechos do arroio Forquetinha e um dos trechos do arroio Travesseiro foram considerados os com menor diversidade de habitats, enquanto que os dois trechos do arroio Tamanduá e o outro trecho do arroio Travesseiro foram considerados os com maior diversidade de habitats. As curvas de abundância e biomassa (ABC) corroboraram a maioria desses resultados. Conforme a análise de similaridade não-paramétrica não há variação sazonal na estrutura das assembleias e a mesma difere entre os trechos e entre os locais de melhor e pior qualidade ambiental. A análise de correspondência canônica reforçou a classificação referente à qualidade ambiental dos trechos e dos arroios amostrados, como também identificou que o sombreamento, o substrato, o nível de erosão e a largura foram os descritores mais relevantes na estruturação das assembleias.

Capítulo introdutório

Introdução Geral

O estado do Rio Grande do Sul é drenado por três grandes sistemas hidrográficos: o sistema do rio Tramandaí, o sistema do rio Uruguai e o sistema da laguna dos Patos (Koch *et al.*, 2000, Reis *et al.*, 2003).

O sistema do rio Tramandaí compreende os rios costeiros do litoral norte com seus afluentes e as lagoas costeiras. Trata-se do sistema mais pobre em número de espécies, reunindo 79 espécies registradas, embora apresente um elevado número de espécies endêmicas (Reis *et al.*, 2003).

O sistema do rio Uruguai tem sua origem nas cabeceiras do rio Pelotas, extremo leste do RS em São José dos Ausentes, corre pelo norte do Estado, fazendo divisa com Santa Catarina e estende-se até o extremo oeste, fazendo fronteira com a Argentina. A bacia do rio Uruguai é, provavelmente, a mais amostrada por inventários científicos e a mais rica em espécies de peixes no RS, agrupando mais de 202 espécies (Reis *et al.*, 2003).

O sistema da laguna dos Patos tem sua origem na mesma região em que se origina o sistema do rio Uruguai. A nascente do rio das Antas está situada a apenas alguns quilômetros das cabeceiras do rio Pelotas, também em São José dos Ausentes. É o maior dos sistemas hidrográficos em área drenada e o segundo em riqueza de espécies, contando com 121 espécies registradas, segundo Reis *et al.* (2003). No norte desse sistema, junto à sua origem, está localizada a bacia hidrográfica Taquari-Antas, ocupando uma área de 26.428 km² (Figura 1). O principal rio da bacia recebe a denominação de rio das Antas até a confluência com o rio Guaporé, onde passa a ser chamado rio Taquari.



Fig. 1 Localização do sistema da laguna dos Patos e da bacia Taquari-Antas.

A ictiofauna da bacia Taquari-Antas é pouquíssimo conhecida. Um levantamento de informações disponíveis realizado pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) no ano de 2002, revelou a ocorrência de apenas 58 espécies autóctones, com diversos exemplos de endemismo, e quatro espécies exóticas. No ano subsequente, Agostinho *et al.* (2003) registraram 54 espécies, três das quais consideradas exóticas. Contudo, as amostragens foram realizadas apenas na parte alta, no rio das Antas, não abrangendo a parte baixa da bacia, formada pelo rio Taquari.

Também são escassos os conhecimentos referentes à composição e estrutura da ictiofauna da região baixa da bacia Taquari-Antas. Recentes estudos (Majolo, 2005; Hirschmann *et al.*, 2008), trazem dados sobre a assembleia de peixes dos rios Taquari e Forqueta, um dos principais afluentes do rio Taquari. Conforme Majolo (2005), foram

registradas 42 espécies nativas e uma espécie exótica para o rio Taquari, distribuídas em 15 famílias e seis ordens. Segundo Hirschmann *et al.* (2008), foram registradas 35 espécies nativas e uma espécie exótica distribuídas em 14 famílias e seis ordens para o rio Forqueta, porém, não foram encontradas referências de estudos em ambientes de arroios dessa região.

Segundo Townsend *et al.* (2006), os arroios são caracterizados por sua forma linear, fluxo unidirecional, escoamento oscilante e leitos instáveis. A natureza estreita dos canais dos arroios resulta em uma conexão íntima com o ambiente terrestre de entorno. Assim, além dos fatores físicos e químicos, a estrutura do habitat também está envolvida com a conformação da assembleia de peixes de um arroio. De acordo com Jackson *et al.* (2001), fatores bióticos como predação e competição, também apresentam comparáveis efeitos sobre a assembleia de peixes em sistemas lóticos e lênticos. Contudo, as influências abióticas em lagos e arroios são totalmente diferentes e de relativa importância na determinação da composição (Jackson *et al.*, 2001) e estrutura da assembleia de peixes (Barrella *et al.*, 2000).

Embora exista uma série de estudos procurando explicar relações entre os elementos da paisagem com a ictiofauna, na região Neotropical esse tema ainda é pouco explorado (Ferreira & Casatti, 2006). Becker (2002), Petry *et al.* (2003), Vilella *et al.* (2004), Gerhard *et al.* (2004), Ferreira & Casatti (2006) e Cunico *et al.* (2006) são alguns dos trabalhos realizados sobre esse tema na região Neotropical, sendo que Becker (2002) e Vilella *et al.* (2004), são as únicas referências disponíveis para o extremo sul do país.

Avaliar a qualidade ambiental não é um trabalho simples (Vieira & Shibatta, 2007). Wootton (1990) evidencia que isso vem sendo realizado através da análise de parâmetros físico-químicos da água. Entretanto, Angermeier & Davideanu (2004) salientam que indicadores biológicos complementam os indicadores físico-químicos tradicionais, facilitando uma avaliação mais compreensiva e acurada do ambiente. Eles ressaltam ainda, que a

assembleia de peixes é um excelente indicador da saúde do ecossistema aquático e comumente é utilizada para avaliar a qualidade de rios.

Assim, os protocolos de avaliação rápida que se baseiam em parâmetros físicos dos habitats e/ou parâmetros físico-químicos para estabelecer categorias de integridade do habitat (Callisto *et al.*, 2001, Casatti *et al.*, 2006a), se complementam com uma avaliação biológica.

Para analisar os aspectos biológicos dos ecossistemas, duas metodologias vêm sendo utilizadas: “*bottom-up*” e “*top-down*” (Buss *et al.*, 2003). Os métodos “*bottom-up*” utilizam fundamentalmente dados de laboratório por meio de experimentação em sistemas simples com subsequente extrapolação para sistemas mais complexos. Os testes desta metodologia são realizados, em geral, com base nas respostas de organismos aquáticos a estressores específicos. O uso das respostas fisiológicas em avaliações de laboratório é genericamente conhecido como testes toxicológicos (Buss *et al.*, 2003). Os métodos “*top-down*” avaliam, em nível macro, os impactos ambientais por meio da medição da alteração da organização estrutural e funcional das comunidades biológicas. Por sua vez, estes métodos provaram ser viáveis em muitos casos e representam o caminho mais rápido e prático para o manejo dos ecossistemas (Buss *et al.*, 2003). Entretanto, a aplicação da maioria dos métodos existentes, exige um vasto conhecimento sobre a ecologia e a biologia dos organismos para estabelecer critérios que realmente demonstram a integridade biótica e valorá-los com segurança (Vieira & Shibatta, 2007).

Assim, devido ao pouco conhecimento desses aspectos, o método univariado ABC (curvas de abundância e biomassa), criado por Warwick (1986) é uma boa opção de análise biótica para avaliar possíveis efeitos antrópicos na qualidade do ambiente. Conforme este autor, este método relaciona fatores da estrutura da assembleia, abundância e biomassa das espécies. De acordo com esta relação, ele avalia o grau de estresse causado por poluentes na assembleia, estabelecendo três condições ao ambiente: limpo, moderadamente poluído e

totalmente poluído. A interpretação das curvas ABC é baseada no gradiente de seleção $r - k$. Em condições ambientais estáveis dominam as espécies consideradas k - estrategistas, que são as espécies de maior tamanho corporal e de vida mais longa, são pouco representadas numericamente, porém dominantes em termos de biomassa. Nesse caso, as curvas de biomassa se posicionam acima das curvas de abundância, revelando a prevalência desses indivíduos de maior tamanho. Já em condições ambientais instáveis, as espécies k - estrategistas são desfavorecidas, enquanto que espécies oportunistas, r - estrategistas com pequeno tamanho corporal e curto ciclo de vida são favorecidas (Clarke & Warwick, 1994). Inicialmente, este método foi desenvolvido com ênfase na macrofauna bentônica marinha, entretanto, adaptações deste método para a assembleia de peixes em arroios têm sido realizadas por alguns autores, como Pinto *et al.* (2006) e Casatti *et al.* (2006b).

No entanto, os estudos em arroios ainda são insuficientes e a falta de conhecimento, tanto da composição e estrutura da assembleia de peixes e suas relações com o habitat, dificulta severamente o desenvolvimento de estratégias de manejo integradas, mitigação de impactos e políticas de conservação (Cunico *et al.*, 2006).

Objetivos

Objetivo geral

No presente estudo buscou-se determinar a composição e estrutura das assembleias de peixes e qualidade ambiental de três arroios subtropicais e verificar quais características do habitat foram mais relevantes na estruturação das assembleias.

Objetivos específicos

- Verificar a composição e a estrutura da assembleia de peixes nos arroios Tamanduá, Travesseiro e Forquetinha, sub-bacia do rio Forqueta, sul do Brasil;
- Averiguar indicativos de variação espaço-temporal das assembleias de peixes;
- Avaliar a qualidade ambiental dos trechos e dos arroios amostrados;
- Associar a estrutura das assembleias de peixes às características ambientais dos locais amostrados.

Material e métodos – considerações gerais

Os três arroios estudados estão localizados na porção final da sub-bacia do rio Forqueta, parte inferior da bacia hidrográfica Taquari-Antas, sistema hidrográfico da Laguna dos Patos. Em cada arroio foram definidos dois trechos de amostragem: Tamanduá - TA1 ($29^{\circ}16'05,38''\text{S}$ $52^{\circ}11'00,45''\text{W}$) e TA2 ($29^{\circ}15'44,00''\text{S}$ $52^{\circ}08'50,06''\text{W}$); Travesseiro - TR1 ($29^{\circ}17'15,45''\text{S}$ $52^{\circ}03'37,45''\text{W}$) e TR2 ($29^{\circ}19'35,11''\text{S}$ $52^{\circ}03'44,93''\text{W}$); Forquetinha - F1 ($29^{\circ}21'45,19''\text{S}$ $52^{\circ}07'38,32''\text{W}$) e F2 ($29^{\circ}24'20,67''\text{S}$ $52^{\circ}03'26,16''\text{W}$) (Figura 2).

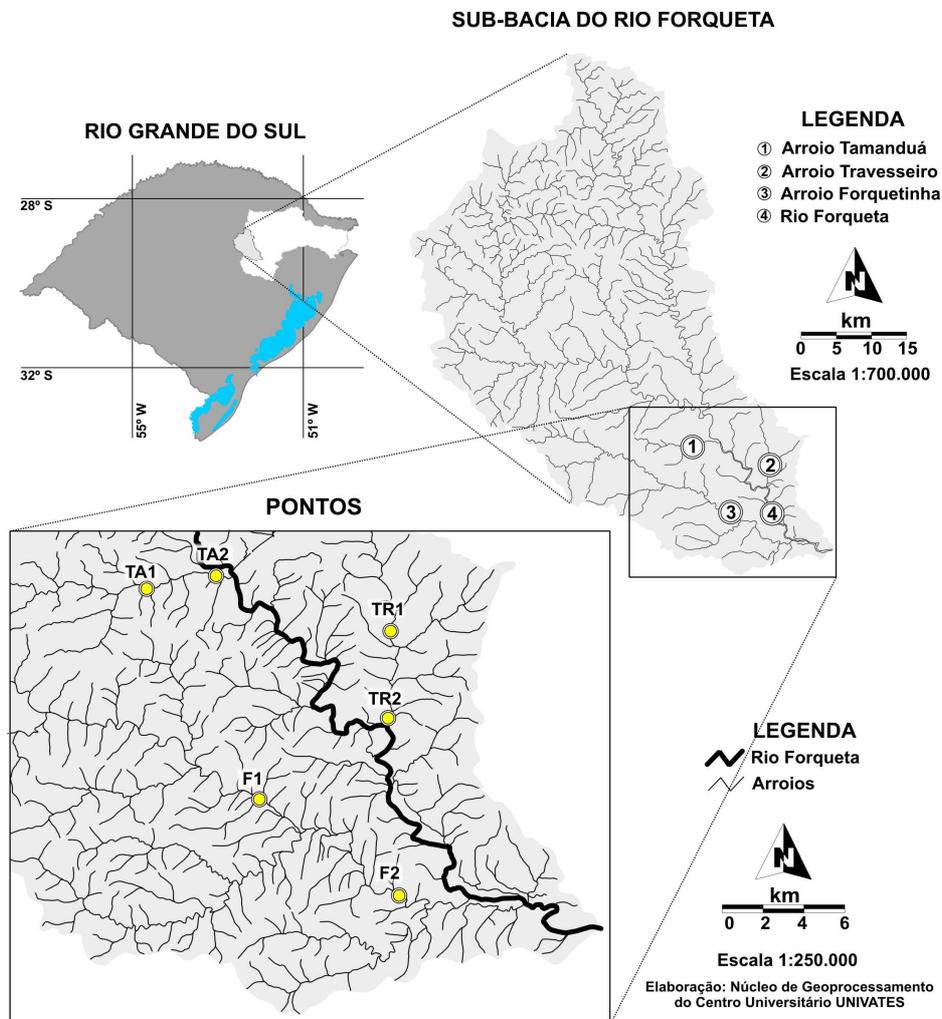


Fig. 2 Localização da área de estudo na sub-bacia do rio Forqueta no Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil e os trechos amostrados.

Em cada trecho de amostragem foram realizados 30 lances de puçá nas corredeiras, 20 lances de puçá nas margens, em meio à vegetação, cinco arrastos de picaré e aproximadamente 14 horas de exposição de redes de espera de malhas 1,5; 2,5 e 3,5 cm entrenós adjacentes nos remansos. As amostragens foram realizadas duas vezes a cada estação do ano, totalizando oito amostragens por trecho, durante o período de abril de 2007 a fevereiro de 2008, ou seja, outono de 2007 ao verão de 2008.

Os indivíduos capturados foram fixados em solução de formalina 10% e posteriormente conservados em álcool 70°GL. Espécimes testemunhos foram depositados na coleção ictiológica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

Em cada coleta e em cada trecho foram mensurados três descritores físico-químicos da água: condutividade, pH e temperatura. E, cinco descritores do habitat foram avaliados ao longo da extensão de cada trecho de amostragem: largura, tipo de substrato, nível de erosão, sombreamento, e vegetação marginal em contato com a água.

Para obter uma avaliação da qualidade do ambiente aquático foi utilizado o protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats proposto por Callisto *et al.* (2001) e o método de avaliação proposto por Warwick (1986), as curvas de abundância e biomassa (ABC).

A diversidade de Shannon (H), Riqueza de Margalef e Equitabilidade (J) foram obtidas através do programa estatístico PAST ver. 1.87 (Hammer *et al.*, 2001). Para verificar a existência de diferenças na diversidade entre os arroios e entre os locais de melhor e pior condição do habitat foi aplicado o teste *t* de Student e o método de rarefação.

A estrutura quantitativa das assembleias foi perquirida através da análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS) por meio do coeficiente de similaridade de Bray-Curtis.

Três hipóteses nulas (H0) foram testadas através da análise de similaridade não-paramétrica (ANOSIM): (1) a estrutura das assembleias não apresenta indicação de variação sazonal; (2) a estrutura quantitativa das assembleias é similar em todos os trechos amostrados; (3) a estrutura quantitativa das assembleias é similar entre os trechos com melhor qualidade e pior qualidade ambiental. Com base nos resultados foi realizada uma análise de similaridade de percentagens (SIMPER) para determinar quais são as espécies mais importantes para a dissimilaridade Bray-Curtis observada entre os grupos. Todas as análises mencionadas foram realizadas no programa estatístico PAST ver. 1.87 (Hammer *et al.*, 2001).

A relação entre os descritores do habitat e a estrutura quantitativa da ictiofauna foi avaliada através da análise de correspondência canônica (CCA), processada no programa computacional CANOCO for Windows 4.5 (ter Braak & Smilauer, 2002). Para a realização da análise foram excluídas as espécies com $n \leq 10$ indivíduos no total. A significância da CCA foi avaliada através do teste de Monte Carlo.

Síntese dos resultados

- Ao todo foram registradas 55 espécies de peixes, sendo 44 espécies no arroio Tamanduá, 45 no arroio Travesseiro e 50 no arroio Forquetinha e foram coletados 14.436 indivíduos e 118.709,25 g de biomassa, dos quais 2.957 indivíduos e 33.315,32 g no arroio Tamanduá, 2.860 e 20.194,66 g no arroio Travesseiro e 8.619 e 65.199,26 g no arroio Forquetinha.

- No arroio Tamanduá, as espécies mais abundantes foram *Astyanax* sp. A e *Hemiancistrus punctulatus* Cardoso & Malabarba, 1999, juntas apresentando 27,12% dos indivíduos. No arroio Travesseiro as espécies mais abundantes foram *Gymnogeophagus gymnogenys* (Hensel, 1870) e *Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887), juntas representando 28,04% e no arroio Forquetinha as espécies mais abundantes foram *G. gymnogenys* e *Cyanocharax alburnus* Malabarba & Weitzman, 2003, juntas representando 30,5%.

- De acordo com o protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats proposto por Callisto *et al.* (2001), os trechos TA1, TA2 e TR1 foram considerados os trechos com maior diversidade de habitats e os trechos F1, F2 e TR2 foram considerados os de menor diversidade de habitats. Considerando o arroio como um todo, o Tamanduá apresentou a maior diversidade de habitats, o Travesseiro apresentou uma média diversidade de habitats e o Forquetinha apresentou a menor diversidade de habitats.

- As curvas de abundância e biomassa corroboraram a maioria dos resultados do protocolo, com os trechos F1 e TR2 apresentando moderada perturbação no ambiente e os trechos TA1, TA2, TR1 e F2 apresentando ausente/leve perturbação no ambiente. Já, considerando o arroio como um todo, todos apresentaram ausente/leve perturbação no

ambiente, porém percebe-se que o arroio Tamanduá apresenta as duas curvas mais afastadas, indicando uma melhor qualidade do ambiente sobre os demais arroios. As curvas para o arroio Travesseiro apresentam-se um pouco mais próximas e o Forquetinha apresenta as curvas tão próximas que já estão sobrepostas em seu início, porém não chegam a se cruzarem, o que caracterizaria uma moderada perturbação.

- O arroio com a maior diversidade e equitabilidade foi o Tamanduá e o arroio com a maior riqueza foi o arroio Forquetinha. A diversidade diferiu significativamente entre os arroios Tamanduá e Travesseiro ($t = 2,7533$; $p = 0,0059177$) e Forquetinha e Travesseiro ($t = 2,0552$; $p = 0,039907$). Já comparando a riqueza de espécies através do método de rarefação, o arroio Forquetinha continua sendo o mais rico, porém a diferença entre os arroios diminuiu. Comparando os índices entre os locais com melhor e pior qualidade ambiental observa-se que os com a pior qualidade apresentaram maior diversidade e riqueza e os com melhor qualidade apresentaram maior equitabilidade. Entretanto, a diferença na diversidade entre os locais com melhor e pior qualidade ambiental não é significativa ($t = 1,7817$; $p = 0,074835$). Com relação a riqueza de espécies os trechos com pior qualidade também continuam apresentando maior riqueza, porém a diferença também diminuiu.

- A estrutura quantitativa da ictiofauna demonstrou maior associação com a estrutura do habitat do que com a sazonalidade (NMDS) e conforme a ANOSIM, não há indicação de variação sazonal na estrutura das assembleias e a mesma difere entre os trechos (R global = 0,654; $p = < 0,0001$). A estrutura das assembleias entre os trechos de melhor e pior qualidade ambiental também diferiram ($R = 0,5563$; $p = < 0,0001$). *G. gymnogenys* é a espécie responsável por 14% da dissimilaridade entre os trechos e 17,32% da dissimilaridade entre os locais de melhor e pior qualidade ambiental, seguido de *C. alburnus* (8,39%) e *Gymnogeophagus labiatus* (Hensel, 1870) (7,34%).

- O diagrama de ordenação gerado pela CCA (Eixo 1 = 58,3%; Eixo 1 + 2 = 78,7%; $p = 0,0020$) separou os trechos de melhor e pior qualidade ambiental. Os descritores estruturais do habitat, abundância de sombra e substrato mais rochoso nos trechos TA1, TA2 e TR1 (locais de melhor qualidade) estiveram associados à abundância de *Astyanax* sp.A, *A. henseli* e *H. punctulatus* e principalmente a ocorrência de *Hypobrycon* sp. associado ao sombramento e *Heptapterus* sp. e *Eurycheilichthys* sp. associados ao substrato. O maior nível de erosão nos trechos F1, F2 e T2 (locais de pior qualidade) explicou a abundância de *G. gymnogenys* e a largura esteve associada a abundância de *C. alburnus*.

Referências Bibliográficas

- Agostinho, A. A., J. D. Latini, K. D. G. da. Luz & L. C. Gomes. 2003. A Ictiofauna do rio das Antas, área de influência do Complexo Energético Rio das Antas. Relatório Final. Maringá, CERAN, LIMNOBIOS, 213 p.
- Angermeier, P.L. & G. Davideanu. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiologia*, 511: 65-78.
- Barrella, W., M. Jr. Petrere, W. S. Smith & L. F. de. A. Montag. 2000. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. Pp. 187-208. In: Rodrigues, R. R. & H. de. F. Leitão Filho (Eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, EDUSP, FAPESP, 320 p.
- Becker, F. G. 2002. Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com características de habitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (Bacia do rio Maquiné, RS, Brasil). Unpublished. Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 187 p.
- Buss, D. F., D. F. Baptista & J. L. Nessimian. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade de água dos rios. *Cadernos de Saúde Pública*, 19(2): 465-473.
- Callisto, M., M. Moretti & M. Goulart. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6: 71-82.
- Casatti, L., F. Langeani, A. M. Silva & R. M. C. Castro. 2006a. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2b): 681-696.

- Casatti, L., F. Langeani & C. P. Ferreira. 2006b. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. *Environmental Management*, 38: 974-982.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 144 p.
- Cunico, A. M., A. A. Agostinho & J. D. Latini. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1101-1110.
- Fepam. 2002. Diagnóstico Ambiental da Bacia do Taquari-Antas / RS: Diretrizes Regional para o Licenciamento Ambiental das Hidrelétricas. Porto Alegre, Web Publishing Editora. Livro Digital.
- Ferreira, C. de P. & L. Casatti. 2006. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 642-651.
- Gerhard, P., R. Moraes & S. Molander. 2004. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71: 321-340.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hirschmann, A., M. A. Majolo & H. C. Z. Grillo. 2008. Alterações na ictiocenose do rio Forqueta em função da instalação da Pequena Central Hidrelétrica Salto Forqueta, Putinga, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 98(4): 481-488.

- Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto & J. D. Orden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 157-170.
- Koch, W.R., P.C. Milani & K.M. Grosser. 2000. Guia Ilustrado: peixes Parque Delta do Jacuí. Porto Alegre, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 91p. (Publicações Avulsas FZB, 9).
- Majolo, M. A. 2005. Estudo da taxocenose de peixes na ilha do Andrade, bacia hidrográfica do rio Taquari, Arroio do Meio, Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 121 p.
- Petry, A. C., A. A. Agostinho & L. C. Gomes. 2003. Spatial variation of the fish assemblage structure from the upper Rio Paraná floodplain, Brazil, in a dry year. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15: 1-13.
- Pinto, B. C. T., M. G. Peixoto & F. G. Araújo. 2006. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 269-278.
- Reis, R.E., Z.M.S. Lucena, C.A.S. Lucena & L.R. Malabarba. 2003. Peixes. In: Fontana, C. S., G. A. Bencke & R. E. Reis (Eds.). Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Edipucrs, 632 p.
- ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Microcomputer Power, 500 p.
- Townsend, C. R., M. Begon & J. L. Harper. 2006. Fundamentos em Ecologia. Porto Alegre, Artmed, 592 p.
- Vieira, D. B. & O. A. Shibatta. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7: 1-9.

- Vilella, F. S., F. G. Becker, S. M. Hartz & G. Barbieri. 2004. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. *Hydrobiologia*, 528: 17-30.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92: 557-562.
- Wootton, R. J. 1990. *Ecology of teleost fishes*. New York, Chapman and Hall. 404 p.

Artigo

**“Composição e estrutura da assembleia de peixes
em três arroios da sub-bacia do rio Forqueta,
Sul do Brasil”**

**Composição e estrutura da assembleia de peixes em três arroios da sub-bacia do rio
Forqueta, Sul do Brasil.**

Alice Hirschmann* & Clarice Bernhardt Fialho*

* Departamento de Zoologia, Laboratório de Ictiologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Prédio 43435, Bloco IV, Sala 104, Cep 91501 - 970 Porto Alegre, RS, Brasil. alicehirschmann@yahoo.com.br; cbfialho@pro.via-rs.com.br

Abstract. In this study, we describe the structure and composition of the fish community and analyze environmental quality and habitat features in three subtropical streams in southern Brazil. Fish were collected in two locations of each creek twice by season from April 2007 to February 2008, with the use of gill nets, hand nets and seine nets. Fifty five species were found, with 44 in Tamandua creek, 45 in Travesseiro creek and 50 in Forquetinha creek. Habitat diversity analysis suggests that both sites in Forquetinha and one in Travesseiro are of poor condition, while the remaining sites are better. Abundance-biomass curves based on the captured fish supports most that analysis. A nonparametric analysis of similarity demonstrates that the fish community is more or less constant over the seasons, while the community does vary from one point to another, from one creek to another and from low to high habitat quality. Canonical correspondence analysis supported these patterns as well as demonstrating that shadow, substrate, erosion level and width, were the most relevant variables that explain fish community structure in these subtropical streams.

Key words: streams, habitat degradation, neotropical region, ichthyofauna.

Resumo. Neste estudo buscou-se determinar a composição e estrutura da ictiofauna e suas relações com as características do habitat, além de verificar a qualidade ambiental de três arroios subtropicais no sul do Brasil. As coletas foram realizadas duas vezes a cada estação do ano, em dois trechos de cada arroio, durante o período de abril de 2007 a fevereiro de 2008, onde foram empregados puçá, picaré e redes de espera. Foram registradas 55 espécies de peixes, sendo 44 espécies no arroio Tamanduá, 45 no Travesseiro e 50 no Forquetinha. A análise da diversidade de habitats mostrou que os trechos do arroio Forquetinha e um dos trechos do arroio Travesseiro foram considerados os com menor diversidade de habitats, enquanto que os dois trechos do arroio Tamanduá e o outro trecho do arroio Travesseiro foram considerados os com maior diversidade de habitats. As curvas de abundância e biomassa (ABC) corroboraram a maioria desses resultados. Conforme a análise de similaridade não-paramétrica não há variação sazonal na estrutura das assembleias e a mesma difere entre os trechos e entre os locais de melhor e pior qualidade ambiental. A análise de correspondência canônica reforçou a classificação referente a qualidade ambiental dos trechos e dos arroios amostrados, como também identificou que o sombreamento, o substrato, o nível de erosão e a largura foram os descritores mais relevantes na estruturação das assembleias.

Palavras-chave: riachos, degradação do habitat, região neotropical, ictiofauna.

Introdução

A composição de espécies e a abundância são os dois atributos fundamentais de uma assembleia (Tokeshi & Schmid, 2002), e a estrutura física do habitat é muito importante na determinação desses atributos nas assembleias de peixes em arroios (Gorman & Karr, 1978).

Dentre os aspectos importantes da estrutura do habitat que influenciam na ictiofauna está a composição do substrato (Gorman & Karr, 1978; Mesquita *et al.*, 2006), o tamanho do arroio (Meffe & Sheldon, 1988), a largura, profundidade, condutividade e vegetação emergente (Mesquita *et al.*, 2006).

Os ecossistemas aquáticos ao redor do mundo estão sendo rapidamente alterados por atividades antrópicas (Dudgeon, 1992; Allan & Flecker, 1993), as quais têm exercido uma profunda e, normalmente, negativa influência nas assembleias de peixes de água doce dos menores córregos aos maiores rios. Alguns efeitos negativos são devidos aos poluentes, enquanto outros estão associados às mudanças na hidrologia da bacia, modificações no hábitat e alterações das fontes de energia, das quais depende a biota aquática (Araújo, 1998). As alterações no habitat são geralmente acompanhadas pelo declínio das espécies nativas que são dependentes desses habitats (Brown, 2000). Também são citadas como um fator contribuinte no declínio de 73% das espécies em extinção na América do Norte (Miller *et al.*, 1989), e esse declínio observado ocorreu paralelamente às mudanças na paisagem e degradação do habitat durante o século XX (Karr *et al.*, 1985).

Nos últimos anos os estudos em arroios têm se intensificado em todo o mundo (Sheldon, 1988; Angermeier & Schlosser, 1989; Grossman *et al.*, 1998; Inoue & Nakano, 2001; Erős *et al.*, 2003; Taylor *et al.*, 2006; Rodríguez-Olarte *et al.*, 2006; Kadye *et al.* 2008), inclusive no Brasil (Gerhard *et al.*, 2004; Casatti, 2004; Langeani *et al.*, 2005; Casatti *et al.*, 2006; Cunico *et al.*, 2006; Vieira & Shibatta, 2007), pois suas dimensões reduzidas tornam estes ambientes mais sensíveis à ação humana (Barreto & Aranha, 2005). Entretanto, os estudos sobre o assunto no Brasil se restringem principalmente ao norte da região sul e a região sudeste, sendo muito escassos e recentes no extremo sul, restringindo-se a Becker (2002), Vilella *et al.* (2004) e Bozzetti & Schulz (2004).

Dentre os fatores que criticamente afetam a qualidade desses ambientes para a ictiofauna, salienta-se a perda e alteração do hábitat interno que geralmente está associada à supressão da vegetação ripária (Allan & Flecker, 1993). Como conseqüências ocorrem o aumento da incidência de luz, indisponibilização de alguns itens alimentares e o assoreamento (Joly *et al.*, 2001), o qual afeta diretamente as assembleias de peixes (Rabeni & Smale, 1995).

Aferir a estrutura das assembleias de peixes é uma forma eficiente para avaliar a integridade biótica dos rios em diferentes partes do mundo (Karr, 1981; Ganasan & Hughes, 1998; Meador & Goldstein, 2003), uma vez que complexos processos bióticos e abióticos podem refletir uma variedade de atividades desenvolvidas pelo homem, que podem mudar a estrutura e composição da ictiofauna (Roth *et al.*, 1996; Lammert & Allan, 1999; Meador & Goldstein, 2003). O uso da biota para avaliar os impactos das ações humanas na integridade dos rios é de extrema importância (Gafny *et al.*, 2000; Hughes *et al.*, 2000). As abordagens mais recentes de avaliação da qualidade do ambiente têm procurado conciliar informações da biota aquática com descritores físicos e químicos da água. Além disso, a estrutura física do habitat em ambientes lóticos é um componente importante na avaliação da qualidade desses ecossistemas, pois influenciam na estrutura e composição das assembleias biológicas, como peixes (Gorman & Karr, 1978) e macroinvertebrados bentônicos (Callisto *et al.*, 2001).

Deste modo, a utilização de protocolos para a avaliação da qualidade de habitats são úteis para estimar quão alterados os ambientes estão, principalmente quando analisados juntamente com a biota (Karr, 1981; Smith *et al.*, 1997; Callisto, *et al.*, 2001). Um dos métodos para tal avaliação são as curvas de abundância e biomassa proposto por Warwick (1986).

No presente estudo buscou-se determinar a composição e estrutura das assembleias de peixes e a qualidade ambiental de três arroios subtropicais e verificar quais características do habitat foram mais relevantes na estruturação das assembleias.

Material e métodos

Os três arroios estudados recebem a denominação de arroio Tamanduá, arroio Travesseiro e arroio Forquetinha, todos localizados na porção final da sub-bacia do rio Forqueta, parte inferior da bacia hidrográfica Taquari-Antas, sistema hidrográfico da Laguna dos Patos. Os arroios Tamanduá e Forquetinha são os dois últimos importantes afluentes do rio Forqueta à direita e o arroio Travesseiro é o último à esquerda.

Na região estudada predominam culturas anuais de subsistência familiar e culturas alternativas, como cultivo de erva-mate, tabaco e hortifruticultura. Além disso, na região também é muito comum a prática da suinocultura e pecuária. A paisagem da região é formada por um mosaico de fragmentos onde a formação predominante é a Floresta Estacional Decidual. O clima é caracterizado como sub-tropical com temperaturas moderadas e chuvas bem distribuídas. No inverno há ocorrência de geadas sendo a média de temperatura neste período inferior a 16°C. Já o verão é quente, com temperaturas máximas maiores que 30°C.

Em cada arroio foram definidos dois trechos de amostragem: Tamanduá - TA1 (29°16'05,38''S 52°11'00,45''W) e TA2 (29°15'44,00''S 52°08'50,06''W); Travesseiro - TR1 (29°17'15,45''S 52°03'37,45''W) e TR2 (29°19'35,11''S 52°03'44,93''W); Forquetinha - F1 (29°21'45,19''S 52°07'38,32''W) e F2 (29°24'20,67''S 52°03'26,16''W) (Figura 1).

De acordo com o método de Strahler, extraído de Gordon *et al.* (1992) e Gallagher (1999), os dois trechos do arroio Tamanduá e o primeiro trecho do Travesseiro são de 3ª ordem, o segundo trecho do Travesseiro é de 4ª ordem e os dois trechos do arroio Forquetinha, são de 5ª ordem (escala 1:50.000).

Os métodos de captura para amostrar a ictiofauna foram compostos por puçá, picaré e redes de espera. Estes três tipos de artes de pesca foram utilizados com a finalidade de

capturar uma amostra mais representativa da assembleia em estudo, abrangendo de forma geral todos os meso-habitats encontrados nos arroios. Em cada trecho de amostragem foram realizados 30 lances de puçá nas corredeiras, 20 lances de puçá nas margens, em meio à vegetação, cinco arrastos de picaré e aproximadamente 14 horas de exposição de redes de espera de malhas 1,5; 2,5 e 3,5 cm entrenós adjacentes nos remansos.

As amostragens foram realizadas duas vezes a cada estação do ano, totalizando oito amostragens por trecho, durante o período de abril de 2007 a fevereiro de 2008.

Os indivíduos capturados foram fixados em solução de formalina 10% e posteriormente conservados em álcool 70°GL. Espécimes testemunhos foram depositados na coleção ictiológica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

Em cada coleta e em cada trecho foram mensurados três descritores físico-químicos da água: condutividade, pH e temperatura através de equipamentos portáteis (pHmetro e condutivímetro WTW LF 330).

Para a análise estrutural do ambiente, cinco descritores do habitat foram avaliados ao longo da extensão de cada trecho de amostragem que tiveram em média, aproximadamente 500m de extensão. A largura média foi obtida a partir da métrica da largura máxima e mínima do trecho por amostragem. O tipo de substrato foi visualmente categorizado em (1) areia e cascalhos, (2) areia, cascalhos e rochas, (3) cascalhos, rochas e lajes. O nível de erosão das margens foi categorizado arbitrariamente em (1) baixo - < 30%, (2) médio - 30 a 70%, (3) alto - > 70% e o sombreamento do trecho em (1) escasso - < 30%, (2) abundante - 30 a 70%, (3) muito abundante - > 70%. A vegetação marginal foi categorizada em (1) escassa, (2) pouco abundante, (3) abundante, sendo que a vegetação marginal aqui avaliada refere-se àquela que, de certa forma, está diretamente em contato com a água e integrada ao ambiente aquático, servindo como abrigo, etc.

Seguindo o protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats (PARDH) proposto por Callisto *et al.* (2001) (Tabela 1), cada trecho pode ser classificado de acordo com a qualidade do ambiente aquático. Este protocolo consiste de uma pontuação (0 - 3) para cada parâmetro de habitat, dividido em 11 categorias. Destas 11 categorias apenas a terceira não foi utilizada devido ser pouco informativa para a área de estudo. Para obter a avaliação do arroio como um todo, fez-se a média entre os escores obtidos nos dois trechos avaliados. Assim, quanto maior a pontuação, melhor a qualidade do ambiente analisado. Para classificar os locais amostrados de acordo com os escores obtidos a partir do PARDH utilizaram-se os termos, menor e maior diversidade de habitats.

A abundância e biomassa cumulativa da assembleia de peixes de cada arroio foram combinadas e comparadas nas curvas de abundância e biomassa (curvas ABC). Este método é baseado nas curvas de *k*-dominância e de acordo com esta relação, avalia o grau de perturbação ambiental. Conforme o método, quando a curva da biomassa está acima da curva de abundância o ambiente encontra-se ausente de perturbação ou levemente perturbado, quando as duas curvas se cruzam indica que há uma moderada perturbação e quando a curva da abundância está acima da curva da biomassa, o ambiente encontra-se fortemente perturbado (Warwick, 1986).

Assim no presente estudo, utilizou-se os termos pior e melhor qualidade ambiental, para classificar os locais amostrados de acordo com os resultados obtidos no PARDH e nas curvas ABC, conjuntamente.

A diversidade de Shannon (H), Riqueza de Margalef e Equitabilidade (J) foram obtidas através do programa estatístico PAST ver. 1.87 (Hammer *et al.*, 2001). Para verificar a existência de diferenças na diversidade e riqueza entre os arroios e entre os locais de melhor e pior qualidade ambiental foi aplicado o teste *t* de Student e o método de rarefação.

A estrutura quantitativa das assembleias foi investigada através da análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS). O coeficiente de similaridade de Bray-Curtis foi aplicado para a matriz de abundância de cada espécie registrada em cada trecho amostrado por estação do ano, transformada em $[\log(x+1)]$. A NMDS calcula o stress entre a matriz de similaridade e a ordenação produzida na representação gráfica dos eixos. No presente estudo, o valor do *stress* encontrado situa-se em torno de 0,1, o que corresponde a uma boa ordenação, garantindo boa confiabilidade na interpretação dos resultados (Clarke & Warwick, 1994).

Três hipóteses nulas (H_0) foram testadas através da análise de similaridade não-paramétrica (ANOSIM): (1) a estrutura das assembleias não apresenta indicação de variação sazonal; (2) a estrutura quantitativa das assembleias é similar em todos os trechos amostrados; (3) a estrutura quantitativa das assembleias é similar entre os trechos com melhor qualidade e pior qualidade ambiental. A análise foi realizada com os dados de abundância absoluta considerando os diferentes trechos amostrados e as estações do ano. Neste teste o valor de R , que varia de -1 a 1, indica o grau de separação das amostras e irá permear a decisão de aceite ou rejeição de H_0 . Os valores mais próximos de zero validam a H_0 e o valor de p representa a porcentagem de risco de ocorrer erro do Tipo I (Clarke & Warwick, 1994). Com base nos resultados e utilizando os dados de abundância absoluta foi realizada uma análise de similaridade de percentagens (SIMPER) para determinar quais são as espécies mais importantes para a dissimilaridade Bray-Curtis observada entre os grupos. Esta análise calcula a média da dissimilaridade entre os grupos e a contribuição percentual de cada espécie para a dissimilaridade entre os grupos. Todas as análises mencionadas foram realizadas no programa estatístico PAST ver. 1.87 (Hammer *et al.*, 2001).

A relação entre os descritores do habitat e a estrutura quantitativa da ictiofauna foi avaliada através da análise de correspondência canônica (CCA), processada no programa

computacional CANOCO for Windows 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002). Para a realização da análise foram excluídas as espécies com $n \leq 10$ indivíduos no total. A significância da CCA foi avaliada através do teste de Monte Carlo.

Resultados

Foram registradas 55 espécies de peixes, sendo 44 espécies no arroio Tamanduá, 45 no arroio Travesseiro e 50 no arroio Forquetinha. No total foram coletados 14.436 indivíduos e 118.709,25g de biomassa, dos quais 2.957 indivíduos e 33.315,32g no arroio Tamanduá, 2.860 e 20.194,66g no arroio Travesseiro e 8.619 e 65.199,26g no arroio Forquetinha.

No arroio Tamanduá, as espécies mais abundantes foram *Astyanax* sp. A e *Hemiancistrus punctulatus* Cardoso & Malabarba, 1999, juntas apresentando 27,12% dos indivíduos. No trecho 1 as espécies dominantes foram *Astyanax* sp. A (17,92%) e *Astyanax henseli* Melo & Buckup, 2006 (12,09%), e no trecho 2 *Astyanax* sp. A (14,29%) e *H. punctulatus* (13,32%) foram as espécies dominantes.

No arroio Travesseiro as espécies mais abundantes foram *Gymnogeophagus gymnogenys* (Hensel, 1870) e *Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887), juntas representando 28,04%, sendo que no trecho 1 as espécies dominantes foram *A. henseli* (15,79%) e *H. punctulatus* (15,26%) seguida de *Astyanax* sp. A (13,87%), semelhante ao trecho 2 do Tamanduá. Já no trecho 2, a espécie dominante foi *G. gymnogenys* (27,25%).

No arroio Forquetinha as espécies mais abundantes foram *G. gymnogenys* e *Cyanocharax alburnus* Malabarba & Weitzman, 2003, juntas representando 30,5%, sendo que no trecho 1 as espécies dominantes foram as mesmas, *C. alburnus* (20,23%) e *G. gymnogenys* (15,26%), porém em ordem inversa. Já no trecho 2 as espécies dominantes foram *G. gymnogenys* (19,15%) e *H. punctulatus* (14,20%). Os dados absolutos podem ser observados na Tabela 2.

As espécies de *Astyanax* com status taxonômico indefinido foram separadas em três morfotipos: *Astyanax* sp. A, *Astyanax* sp. B e *Astyanax* sp. C. *Astyanax* sp. A possui os dentes

da série interna do pré-maxilar com sete a nove cúspides (com a face anterior visivelmente côncava), 5 a 6 dentes pentacuspídeos, sem espaço entre eles, na série externa do pré-maxilar e apenas um dente no maxilar com cinco cúspides, sendo a cúspide central maior que as laterais. Possui 19 a 24 raios ramificados na nadadeira anal e a primeira mancha umeral fracionada em dois ramos, geralmente dividida pela linha lateral, sendo o superior maior que o inferior. *Astyanax* sp. B caracteriza-se por possuir os dentes da série interna do pré-maxilar com sete a nove cúspides, 3 a 4 dentes tricuspídeos, espaçados entre si, na série externa do pré-maxilar, e apenas um dente no maxilar com seis a sete cúspides similares. Apresenta 24 a 27 raios ramificados na nadadeira anal e a primeira mancha umeral verticalmente disposta semelhante à de *A. henseli*. *Astyanax* sp. C, com apenas um indivíduo coletado, foi reconhecido pelo maior número de raios ramificados na nadadeira anal (30 raios) em comparação com as demais espécies do gênero coletadas. Nesse indivíduo estão faltando alguns dentes e escamas, que dificulta a obtenção de outros caracteres úteis para seu reconhecimento.

Cada trecho amostrado apresenta características particulares quanto aos descritores do habitat (Tabela 3). Assim, de acordo com o protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats proposto por Callisto *et al.* (2001) os trechos F1, F2 e TR2 foram considerados os trechos com menor diversidade de habitats, principalmente em razão da baixa estabilidade e variabilidade do substrato, elevado grau de sedimentação e maior degradação das margens. Os trechos TA1, TA2 e TR1, que tiveram as maiores pontuações, foram considerados os de maior diversidade de habitats, principalmente devido à estabilidade e diversificação do substrato, baixa sedimentação e menor degradação das margens e do canal (Tabela 4). Assim, considerando o arroio como um todo, o Tamanduá apresentou a maior diversidade de habitats, o Travesseiro apresentou uma média diversidade de habitats e o Forquetinha apresentou a menor diversidade de habitats.

As curvas de abundância e biomassa corroboraram a maioria dos resultados do protocolo, com os trechos F1 e TR2 apresentando moderada perturbação no ambiente e os trechos TA1, TA2, TR1 e F2 apresentando ausente/leve perturbação no ambiente (Fig. 2). Já, considerando o arroio como um todo, todos apresentaram ausente/leve perturbação no ambiente, porém percebe-se que o arroio Tamanduá apresenta as duas curvas mais afastadas, indicando uma melhor qualidade do ambiente sobre os demais arroios. As curvas para o arroio Travesseiro apresentam-se um pouco mais próximas e o Forquetinha apresenta as curvas tão próximas que já estão sobrepostas em seu início, porém não chegam a se cruzarem, o que caracterizaria uma perturbação moderada do ambiente (Fig. 3).

O arroio com a maior diversidade e equitabilidade foi o Tamanduá e o arroio com a maior riqueza foi o arroio Forquetinha. A diversidade diferiu significativamente entre os arroios Tamanduá e Travesseiro ($t = 2,7533$; $p = 0,0059177$) e Forquetinha e Travesseiro ($t = 2,0552$; $p = 0,039907$). Já comparando a riqueza de espécies através do método de rarefação, o arroio Forquetinha continua sendo o mais rico, porém a diferença entre os arroios diminuiu (Fig. 4). Comparando os índices entre os locais com melhor e pior qualidade ambiental observa-se que os com a pior qualidade apresentaram maior diversidade e riqueza e os com melhor qualidade apresentaram maior equitabilidade. Entretanto, a diferença na diversidade entre os locais com melhor e pior qualidade ambiental não é significativa ($t = 1,7817$; $p = 0,074835$). Com relação a riqueza de espécies os trechos com pior qualidade também continuam apresentando maior riqueza, porém a diferença também diminuiu (Fig. 5).

A estrutura quantitativa da ictiofauna demonstrou maior associação com a estrutura do habitat do que com a sazonalidade visto que a maioria dos trechos ficaram agrupados separadamente na NMDS, independentemente do período de amostragem (Fig. 6).

De acordo com a ANOSIM, não há indicação de variação sazonal na estrutura das assembleias e a mesma difere entre os trechos ($R_{\text{global}} = 0,654$; $p = < 0,0001$). A

significância desta análise ocorre em razão de todos os trechos diferirem entre si (Tabela 5). A estrutura das assembleias entre os trechos de melhor e pior qualidade ambiental também diferiram ($R = 0,5563$; $p = < 0,0001$). *G. gymnogenys* é a espécie responsável por 14% da dissimilaridade entre os trechos e 17,32% da dissimilaridade entre os locais de melhor e pior qualidade de habitats, seguido de *C. alburnus* (8,39%) e *Gymnogeophagus labiatus* (Hensel, 1870) (7,34%).

O diagrama de ordenação gerado pela CCA (Eixo 1 = 58,3%; Eixo 1 + 2 = 78,7%; $p = 0,0020$) separou os trechos de melhor e pior qualidade ambiental (Fig. 7). Os descritores estruturais do habitat, abundância de sombra e substrato mais rochoso nos trechos TA1, TA2 e TR1 (locais de melhor qualidade) estiveram associados a abundância de *Astyanax* sp. A, *A. henseli* e *H. punctulatus* e principalmente a ocorrência de *Hypobrycon* sp. associado ao sombramento e *Heptapterus* sp. e *Eurycheilichthys* sp. associados ao substrato. O nível de erosão nos trechos F1, F2 e TR2 (locais de pior qualidade) explicou a abundância de *G. gymnogenys* e a largura esteve associada a abundância de *C. alburnus*.

Discussão

Conforme Oyakawa *et al.* (2006), a ordem Siluriformes é o grupo predominante nos ambientes de cabeceiras da maioria das bacias hidrográficas da América do Sul. Assim, nos trechos de menor ordem amostrados (TA1 e TR1), os Siluriformes foram mais representativos enquanto que nos demais trechos a ordem Characiformes foi a predominante.

Foram registradas ao menos 12 espécies de peixes que não haviam sido registradas nos trabalhos existentes para a área (Agostinho *et al.*, 2003; Majolo, 2005; Hirschmann *et al.*, 2008). Este elevado acréscimo de espécies pode estar associado ao ambiente e/ou aos métodos de amostragem utilizados por esses estudos. Desta forma, o registro atual para a bacia é de aproximadamente 78 espécies, sendo uma espécie (*Pachyurus bonariensis*) alóctone (Dufech & Fialho, 2007), ou seja, nativa de bacia hidrográfica brasileira registrada em uma bacia onde não ocorria naturalmente, e cinco exóticas (carpas, catfish e tilápia) provenientes possivelmente do extravasamento de açudes, os quais são muito comuns na região. Contudo, a abundância das espécies exóticas nos rios e arroios da bacia Taquari-Antas parece ser baixa, conforme as informações disponíveis em Agostinho *et al.* (2003), Majolo (2005) e Hirschmann *et al.* (2008), bem como no presente estudo.

Considerando os trabalhos realizados na bacia (Agostinho *et al.*, 2003; Majolo, 2005; Hirschmann *et al.*, 2008), pode-se dizer que dentre todas as espécies registradas para a bacia Taquari-Antas, cinco espécies, cerca de 7% da riqueza, (*Hypobrycon* sp., *Pareiorhaphis hystrix* Pereira & Reis, 2002, *Trychomycterus* sp., *Homodiaetus anisitsi* Eigenmann & Ward, 1907 e *Heptapterus* sp.) são características de arroios. Este fato alerta para a importância destes cursos d'água na manutenção da biodiversidade e para que sejam empregados esforços

em sua conservação, pois suas dimensões reduzidas tornam estes ambientes mais sensíveis à ação humana (Barreto & Aranha, 2005).

A utilização do protocolo de avaliação da diversidade de habitats juntamente com as curvas ABC foram complementares para a avaliação dos locais em estudo. Os trechos que apresentaram melhor avaliação pelo protocolo (TA1, TA2 e TR1), também foram considerados com ausente/leve perturbação pelas curvas ABC. Dos trechos que foram considerados de pior diversidade de habitats pelo protocolo (F1, F2 e TR2), apenas F2 foi considerado com ausente/leve perturbação pelas curvas ABC.

A principal responsável pelo resultado de ausente/leve perturbação no ambiente das curvas ABC foi a espécie *H. punctulatus*, um loricarídeo de médio porte, amplamente distribuído e abundante em tributários lóticos e de substrato rochoso no sistema da laguna dos Patos (Cardoso & Malabarba, 1999). Isto ocorre, pois retirando essa espécie da análise, o F2 passa para forte perturbação, os TA1 e TR1 passam a apresentar moderada perturbação, enquanto que somente o TA2 permanece na mesma classificação. Os loricarídeos em geral se alimentam de microorganismos aderidos ao substrato (perifiton) (Santos *et al.*, 1984), apresentando um comportamento de “pastejo” ficando apoiados sobre rochas, troncos e vegetais submersos, de onde raspam a matriz perifítica (Casatti, 2002). Assim, a supressão da vegetação ripária e o conseqüente aumento da incidência de luz no substrato podem incrementar a produtividade autóctone (Pusey & Arthington, 2003) e poderiam favorecer *H. punctulatus*. Entretanto, a ausência da vegetação ripária e a intensificação do carregamento de partículas leves para o leito dos arroios dificulta o estabelecimento de organismos fotossintetizantes dependentes de substratos consolidados e estruturalmente mais complexos. Desta maneira, tanto a produção alóctone quanto a autóctone fica comprometida em condições de ausência de vegetação ripária (Ferreira & Casatti, 2006). Logo, *H. punctulatus* se mostra mais abundante nos locais com melhor qualidade do habitat e a abundância desta

espécie no F2 indica que a mesma ainda não foi afetada pela degradação do local e, de certa forma, ainda encontra as características necessárias para sua sobrevivência. De fato, este trecho apresenta menor influência antrópica que o F1 e TR2, pois F1 está sujeito a extração periódica de cascalho, o que faz seu trecho apresentar um substrato extremamente instável e de menor granulometria, e TR2 além de apresentar sua zona ripária degradada possui em seu trecho um semi-barramento ocasionado por uma passagem para veículos. Assim, de acordo com as informações referidas acima, considera-se F2 um local com baixa qualidade ambiental, juntamente com F1 e TR2.

Sabe-se que as relações entre os peixes de água doce e as margens dos cursos d'água são diversas e importantes. A zona ripária representa a interface entre os ecossistemas aquáticos e terrestres, e pode, portanto, regular a transferência de materiais e energia entre esses sistemas, bem como a incidência de energia solar para o ecossistema aquático, mantendo assim, a estrutura interna do habitat (Pusey & Arthington, 2003). Desta forma, os trechos com melhor qualidade ambiental (TA1, TA2 e TR1) apresentam a vegetação ripária mais conservada, o que promove um maior sombreamento e conseqüentemente uma maior complexidade do substrato devido a menor erosão, permitindo a ocorrência de espécies de coluna d'água (*Astyanax* sp. A, *A. henseli* e *Cyanocharax dicropotamicus* Malabarba & Weitzman, 2003) e de substratos mais estáveis e complexos (*H. punctulatus*, *Ancistrus brevipinnis* (Regan, 1904), *Eurycheilichthys* sp., *Hypobrycon* sp. e *Heptapterus* sp.). A presença destas espécies bentônicas intolerantes ao assoreamento indica alta integridade biótica (Casatti, 2004). Geralmente essas espécies são sensíveis à degradação do substrato, diminuindo com o aumento dos níveis de assoreamento (Rabeni & Smale, 1995).

Os trechos com pior qualidade ambiental (F1, F2 e TR2) apresentam a vegetação ripária muito degradada, chegando a estar ausente em alguns trechos dos trechos amostrados, o que proporciona uma maior incidência de luz e erosão, modificando o fundo e o deixando

mais instável. Conforme Pusey & Arthington (2003), a matéria orgânica despejada pelas margens tem uma vasta influência sobre o habitat dos arroios, podendo afetar a biodiversidade e uma gama de processos, como a reprodução e a predação. Desta maneira, a elevada abundância de *G. gymnogenys* e *C. alburnus* nesses locais provavelmente é devida a adaptação destas espécies a ambientes mais erodidos e conseqüentemente com substratos mais instáveis e menos complexos. *G. gymnogenys* e *C. alburnus* são consideradas generalistas e a ocorrência de espécies generalistas vem corroborar a classificação de locais de pior qualidade (Bruschi Jr. *et al.*, 2000). Assim, a presença de distúrbios do habitat e a dominância de espécies tolerantes em detrimento das mais sensíveis constituem marcantes alterações na estrutura e distribuição da ictiofauna (Jackson *et al.*, 2001).

Apesar de não haver diferença significativa, a menor diversidade e riqueza nos locais de melhor qualidade ambiental é um resultado intrigante, pois contraria a informação de que existe uma forte relação entre a disponibilidade e complexidade de habitats e a biodiversidade (Gorman & Karr, 1978; Galdean *et al.*, 2000). Entretanto, esse resultado pode estar associado às diferenças de porte dos arroios, pois conforme Meffe & Sheldon (1988), a diversidade de espécies aumenta com o aumento da profundidade, e segundo Angermeier & Schlosser (1989), a riqueza de espécies também está associada ao volume do habitat. Os trechos com melhor qualidade ambiental são classificados como de 3ª ordem, enquanto que dois dos trechos com pior qualidade ambiental são de 5ª ordem e o terceiro é de 4ª ordem. Além disso, somente a utilização de índices ecológicos em uma avaliação ambiental pode acarretar em julgamentos errôneos a cerca da qualidade do ecossistema (Flores-Lopes, 2006).

Mesmo com as variações sazonais observadas durante o desenvolvimento do estudo, como duas grandes enchentes, uma no inverno e outra no início da primavera, e seca no verão, foi observada uma estabilidade sazonal nas características das assembleias, o que indica que as características locais do habitat são mais influentes do que as variações temporais.

Resultado semelhante ao encontrado por Becker (2002) para as corredeiras de arroios subtropicais e por diversos outros autores para os arroios de regiões tropicais e temperadas (Matthews, 1990; Erős *et al.*, 2003; Langeani *et al.*, 2005; Kadye *et al.*, 2008). Porém, a variação sazonal também é constatada por muitos autores, como Bozzeti & Schulz (2004) para arroios subtropicais, e Lowe-McConnell (1999) e Galacatos *et al.* (2004) para regiões tropicais. Desta forma, parece não existir um padrão geral aplicável a todos os casos.

A existência de diferença significativa na estrutura quantitativa entre todos os trechos de amostragem, inclusive dentro do mesmo arroio provavelmente ocorre em parte devido as espécies mais abundantes diferirem entre eles. Em nenhum trecho amostrado as espécies mais abundantes foram exatamente as mesmas. Apesar de diferirem entre si, um padrão na estrutura das assembleias pode ser constatado entre os trechos de melhor e pior qualidade: a dominância de *Astyanax* sp.A, *A. henseli* e *H. punctulatus* nos locais de melhor qualidade e a dominância de *G. gymnogenys* e *C. alburnus* nos locais de pior qualidade ambiental. Este padrão foi reforçado através da CCA, onde os descritores ambientais associados aos trechos foram identificados. A CCA também avigora que o arroio Forquetinha apresenta pior qualidade ambiental, o arroio Travesseiro apresenta moderada qualidade e o arroio Tamanduá possui melhor qualidade ambiental.

Grande ênfase tem sido dada na proteção ou recuperação de zonas ribeirinhas como uma tática para a preservação dos ecossistemas aquáticos (Meador & Goldstein, 2003). O fato de existirem registros de espécies exclusivas dos arroios e a constatação da forte influência da estrutura física do habitat na estruturação e composição das assembleias, revela mais uma vez, a importância da conservação das zonas ripárias na manutenção dos ecossistemas aquáticos. Entretanto, é importante ressaltar que Harding *et al.* (1998), analisando o histórico do uso do solo, particularmente para a agricultura, indicam que a degradação estrutural pode resultar em alterações em longo prazo e reduções na diversidade aquática, independentemente do

reflorestamento das zonas ribeirinhas. Também comentam que a recuperação destas zonas pode não ser suficiente para manter a biodiversidade nos córregos, e a manutenção dessa biodiversidade pode exigir conservação de grande parte ou da totalidade da bacia hidrográfica.

Finalmente, segundo Casatti *et al.* (2009), a recuperação de toda uma bacia hidrográfica não está na lista de prioridades dos países em desenvolvimento, sendo necessário encontrar alternativas para reduzir o stress e mitigar o impacto sobre a biota aquática com os menores custos possíveis. E, para que sejam encontradas alternativas para a conservação dos ecossistemas aquáticos, se fazem necessários estudos mais aprofundados e amplamente distribuídos, pois conforme Cunico *et al.* (2006) os estudos em arroios ainda são insuficientes e a falta de conhecimento, tanto da composição e estrutura da assembleia de peixes e suas relações com o habitat, dificulta severamente o desenvolvimento de estratégias de manejo integradas, mitigação de impactos e políticas de conservação.

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES pela bolsa concedida ao PPG Biologia Animal da UFRGS, ao Ms. Carlos Benhur Kasper e a Ms. Giovana Inês Lagemann pela grande ajuda sempre, ao Prof. Dr. Milton Mendonça Jr. pelo auxílio na análise de dados e aos Profs. Drs. Luiz Roberto Malabarba, Lilian Casatti e Sandra Maria Hartz por suas críticas e sugestões.

Referências Bibliográficas

As normas seguem as instruções do periódico NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY

- Agostinho, A. A., J. D. Latini, K. D. G. da. Luz & L. C. Gomes. 2003. A Ictiofauna do rio das Antas, área de influência do Complexo Energético Rio das Antas. Relatório Final. Maringá, CERAN, LIMNOBIOS, 213 p.
- Allan, J.D. & A.S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *BioScience*, 43(1): 32-43.
- Angermeier, P. L. & I. J. Schlosser. 1989. Species-area relationships for stream fishes. *Ecology*, 70(5): 1450-1462.
- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 547-558.
- Barreto, A. P. & J. M. R. Aranha. 2005. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 27(2): 153-160.

- Becker, F. G. 2002. Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com características de habitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (Bacia do rio Maquiné, RS, Brasil). Unpublished. Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 187 p.
- Bozzeti, M. & U. H. Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 133-144.
- Brown, L. R. 2000. Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, Califórnia. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 251-269.
- Bruschi JR., W., L. R. Malabarba & J. F. P. da. Silva. 2000. Avaliação da qualidade ambiental dos riachos através das taxocenoses de peixes. Pp. 803-809. In: CENTRO DE ECOLOGIA/UFRGS. Carvão e Meio Ambiente. Porto Alegre, Ed. da Universidade/UFRGS.
- Callisto, M., M. Moretti & M. Goulart. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6: 71-82.
- Cardoso, A. R. & L. R. Malabarba. 1999. Description of three new species of *Hemiancistrus* Bleeker, 1862 from southern Brazil (Teleostei: Siluriformes: Loricariidae). *Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia da PUCRS*, 12: 141-161.
- Carvalho, T. P. 2008. Revisão taxonômica das espécies de *Hisonotus* Eigenmann & Eigenmann (Siluriformes: Loricariidae) da bacia do rio Uruguai e sistema da laguna dos Patos. Unpublished. Dissertation, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 260 p.
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2(2): 1-14.

- Casatti, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 757-765.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & Langeani, F. 2008. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.
- Casatti, L., F. Langeani, A. M. Silva & R. M. C. Castro. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2b): 681-696.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 144 p.
- Cunico, A. M., A. A. Agostinho & J. D. Latini. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1101-1110.
- Dudgeon, D. 1992. Endangered ecosystems: a review of the conservation status of tropical Asian rivers. *Hydrobiologia*, 248: 167–191.
- Dufech, A. P. S & C. B. Fialho. 2007. Biologia populacional de *Pachyurus bonariensis* Steindachner, 1879 (Perciformes, Sciaenidae), uma espécie alóctone no sistema hidrográfico da laguna dos patos, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(1): 91-96.
<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn03207012007>
- Erős, T., Z. Botta-Dukát & G. D. Grossman. 2003. Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream: a patchbased approach. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 141–150.
- Ferreira, C. de P. & L. Casatti. 2006. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 642-651.

- Flores-Lopes, F. 2006. Monitoramento ambiental da bacia hidrográfica do lago Guaíba – RS – Brasil, através da utilização de diferentes metodologias aplicadas a taxocenose de peixes. Unpublished. Ph.D. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 228 p.
- Gafny, S., M. Goren & A. Gasith. 2000. Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal mediterranean stream (Yarqon, Israel) receiving domestic effluent *Hydrobiologia*, 422/423: 319–330.
- Galacatos, K., R. Barriga-Salazar & D. J. Stewart. 2004. Seasonal and habitat influences on fish communities within the lower Yasuni river basin of the Ecuadorian Amazon. *Environmental Biology of Fishes*, 71: 33-51.
- Galdean, N., M. Callisto, F. A. R. Barbosa & L. A. ROCHA. 2000. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classifications base don the benthic macroinvertebrate community. *Journal of the Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 545-552.
- Gallagher, A. S. 1999. Drainage Basins. In: Bain, M. B. & N. J. Stevens. (Eds.). *Common Methods Aquatic Habitat Assessment*. Maryland, Bthesda, 216 p.
- Ganasan, V. & R. M. Hughes. 1998. Aplication of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40: 367-383.
- Gerhard, P., R. Moraes & S. Molander. 2004. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71: 321-340.
- Gordon, N. D., T. A. MacMahon & B. L. Finlayson. 1992. *Stream Hydrology an Introduction for Ecologists*. Chichester, Editora Wiley Publishers Since, 500 p.

- Gorman, O. T. & J. R. Karr. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3): 507-515.
- Grossman, G. D., R. E. Jr. Ratajczak, M. Crawford & M. C. Freeman. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68(3): 395-420.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Harding, J. S., E. F. Benfield, P. V. Bolstad, G. S. Helfman, & E. B. D. Jones III. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 95: 14843-14847.
- Hirschmann, A., M. A. Majolo & H. C. Z. Grillo. 2008. Alterações na ictiocenose do rio Forqueta em função da instalação da Pequena Central Hidrelétrica Salto Forqueta, Putinga, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 98(4): 481-488.
- Hughes, R. M., S. G. Paulsen & J. L. Stoddard. 2000. EMAP-Surface Waters: a multiassemblage, probability survey of ecological integrity in the U.S.A. *Hydrobiologia*, 422/423: 429-443.
- Inoue, M & S. Nakano. 2001. Fish abundance and habitat relationships in forest and grassland streams, northern Hokkaido, Japan. *Ecological Research*, 16: 233-247.
- Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto & J. D. Orden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 157-170.
- Joly, C. A., J. R. Spigolon, S. A. Lieberg, S. M. de Salis, M. P. M. Aidar, J. P. W. Metzger, C. S. Zickel, P. C. Lobo, M. T. Shimabukuro, M. C. M. Marques & A. Salino. 2001. Projeto Jacaré-Pepira – O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com

- base na florística regional. Pp. 271-287. In: Rodrigues, R. R. & H. de. F. Leitão Filho (Eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, EDUSP, FAPESP, 320 p.
- Kadye, W. T., C. H. D. Magadza, N. A. G. Moyo & S. Kativu. 2008. Stream fish assemblages in relation to environmental factors on a montane plateau (Nyika Plateau, Malawi). *Environmental Biology of Fishes*, 83: 417–428.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21–27.
- Karr, J.R., L.A. Toth & D.R. Dudley. 1985. Fish communities of Midwestern rivers: a history of degradation. *BioScience* 35: 90-95.
- Lammert, M. & J. D. Allan. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23(2): 257–270.
- Langeani, F., L. Casatti, H. S. Gameiro, A. B. do. Carmo & D. de. C. Rossa-Feres. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3(2): 305-311.
- Lowe McConnell, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, 535 p.
- Majolo, M. A. 2005. Estudo da taxocenose de peixes na ilha do Andrade, bacia hidrográfica do rio Taquari, Arroio do Meio, Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 121 p.
- Matthews, W. J. 1990. Spatial and temporal variation in fishes of riffle habitats: a comparasion of analytical approaches for the Roanoke river. *American Midland Naturalist*, 124(1): 31-45.

- Meador, M. R. & R. M. Goldstein. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*, 31(4): 504-517.
- Meffe, G. K. & A. L. Sheldon. 1988. The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *American Midland Naturalist*, 120(2): 225-240.
- Miller, R.R., J.D. Williams & J.E. Williams. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries*, 14(6): 22-36.
- Mesquita, N., M. M. Coelho & M. M. Filomena. 2006. Spatial variation in fish assemblages across small Mediterranean drainages: effects of habitat and landscape context. *Environmental Biology of Fishes*, 77: 105-120.
- Oyakawa, O. T., A. Akama, K. C. Mautari & J. C. Nolasco. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica. São Paulo, Editora Neotropica, 201 p.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54(1): 1-16.
- Rabeni, C. F. & M. A. Smale. 1995. Effects on siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia*, 303: 211-219.
- Rodríguez-Olarte, D., A. Ahyran, J. Coronel & D. C. Taphorn B. 2006. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotropical Ichthyology*, 4(3): 319-328.
- Roth, N. E., J. D. Allan & D. L. Erickson. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 11(3): 141-156.
- Santos, G. M. dos, M. Jégu & B. de. Merona. 1984. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins. Projeto tucuruí. Manaus, Eletronorte, Inpa, Brasília, CNPq. 83 p.

- Smith, W. S., W. Barreia & M. Cetra. 1997. Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1(1): 67-71.
- Sheldon, A. L. 1988. Conservation of Stream Fishes: Patterns of Diversity, Rarity, and Risk. *Conservation Biology*, 2(2): 149-156.
- Taylor, C. M., T. L. Holder, R. A. Fiorillo, L. R. Williams, R. B. Thomas & M. L. Warren Jr. 2006. Distribution, abundance, and diversity of stream fishes under variable environmental conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 43-54.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Microcomputer Power, 500 p.
- Tokeshi, M & P. E. Schmid. 2002. Niche division and abundance: an evolutionary perspective. *Population Ecology*, 44: 189-200.
- Vieira, D. B. & O. A. Shibatta. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7: 1-9.
- Vilella, F. S., F. G. Becker, S. M. Hartz & G. Barbieri. 2004. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. *Hydrobiologia*, 528: 17-30.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92: 557-562.

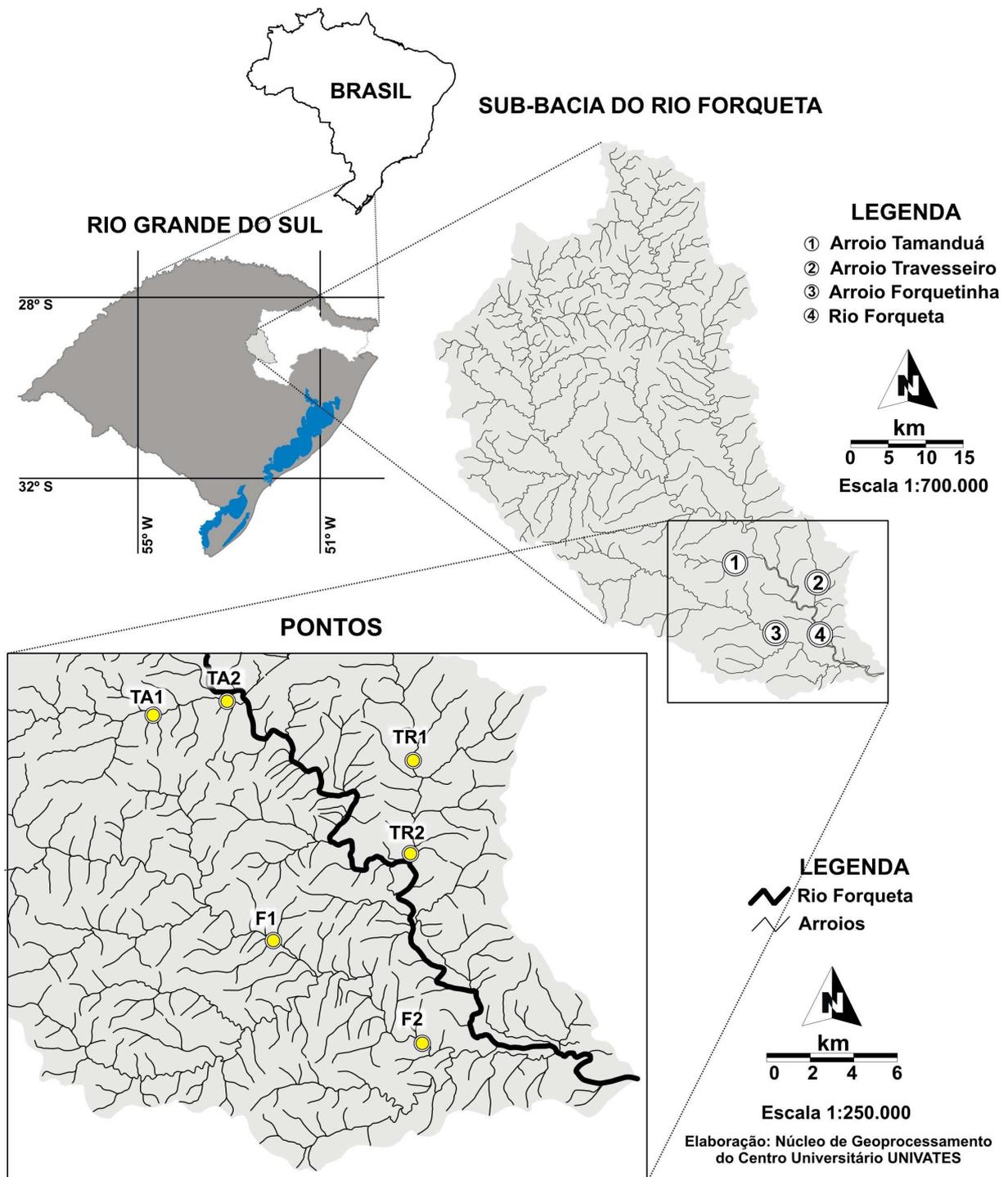


Fig. 1 Localização da área de estudo na sub-bacia do rio Forqueta no Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil e os trechos amostrados.

Tabela 1. Protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats (PARDH) segundo Callisto *et al.* (2001).

Parâmetros	Ótimo (3 pontos)	Sub-ótimo (2 pontos)	Mediano (1 ponto)	Pobre (0 pontos)
1 – Tipos de fundos	Mais de 50% com habitats diversificados (pedaços de tronco submersos, cascalho) e estáveis.	30 a 50% de habitats estáveis, sem evidência de alteração por erosão ou assoreamento.	10 a 30% de habitats estáveis; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de habitats estáveis; substrato instável ou ausente.
2 – Largura dos remansos	Rápidos e remansos bem desenvolvidos; remansos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Remansos com a largura igual a do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; remansos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Remansos rápidos ou inexistentes.
3 – Frequência de remansos (ou curvas)	Remansos relativamente frequentes; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Remansos não frequentes; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Remansos ou curvas ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com remansos rasos; pobreza de habitats; distância entre remansos dividida pela largura do rio > 25.
4 – Tipo de substrato	Seixos abundantes (principalmente em nascentes de rios).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo principalmente formado por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ausentes.
5 – Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama (silte e argila).	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
6 – Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos. Provável que a correnteza arraste todo o material fino.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado, suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens, entre 30 e 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, margens assoreadas; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes.
7 – Alteração do canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens cimentadas; acima de 80% do rio modificado.
8 – Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" expostos.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.

9 – Presença de vegetação ripária (cada margem)	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desmatamento; todas as plantas atingindo a altura “normal”.	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura “normal”.	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; deflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura “normal”.	Menos de 50% da vegetação ripária nativa; deflorestamento muito acentuado.
10 – Estabilidade das margens (cada margem)	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
11 – Extensão da vegetação ripária (cada margem)	Largura da vegetação ripária > 18 m; sem influência de atividades antrópicas (pastos, estradas, etc).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.

Tabela 2. Abundância absoluta e biomassa (g) de cada espécie nos trechos amostrados (com códigos das espécies entre parênteses) juntamente com os índices ecológicos.

Espécies	TA1	TA1 (g)	TA2	TA2 (g)	TR1	TR1 (g)	TR2	TR2 (g)	F1	F1 (g)	F2	F2 (g)
<i>Cyphocharax voga</i> (Cv)	-	-	1	83,59	-	-	-	-	27	2714,438	6	153,016
<i>Steindachnerina biornata</i> (Sb)	1	32,503	42	698,715	14	302,528	41	497,879	99	1833,402	78	1442,893
<i>Characidium orientale</i> (Co)	10	13,848	23	22,967	51	39,406	9	3,629	38	35,808	5	1,272
<i>Characidium pterostictum</i> (Cp)	29	185,962	94	372,544	21	77,592	88	219,15	41	125,017	38	76,799
<i>Charax stenopterus</i> (Cs)	-	-	-	-	-	-	8	26,072	24	86,915	9	42,987
<i>Cheirodon interruptus</i> (Ci)	-	-	-	-	-	-	2	6,071	-	-	152	121,263
<i>Serrapinnus caliurus</i> (Sc)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1,222	-	-
<i>Diapoma speculiferum</i> (Ds)	-	-	-	-	-	-	-	-	378	290,676	104	98,321
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> (Pd)	-	-	6	19,823	-	-	19	44,76	1	3,387	7	13,136
<i>Astyanax</i> sp. A (AA)	160	974,923	295	2821,564	130	1039,887	72	376,866	139	1392,9	54	150,406
<i>Astyanax</i> sp. B (AB)	7	92,655	34	166,524	-	-	9	46,504	122	504,355	55	307,801
<i>Astyanax</i> sp. C (AC)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,815	-	-
<i>Astyanax henseli</i> (Ah)	108	185,815	64	250,612	148	524,673	83	329,119	75	378,822	95	650,357
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Aj)	-	-	2	13,492	2	10,861	2	17,499	12	105,423	11	65,6
<i>Astyanax laticeps</i> (Al)	5	61,032	5	39,104	-	-	13	118,591	1	11,383	1	9,721
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Bi)	44	102,352	69	350,406	103	197,904	163	513,403	124	224,951	267	315,184
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Ca)	12	2,122	1	0,88	4	0,584	-	-	913	667,336	240	154,837
<i>Cyanocharax dicropotamicus</i> (Cd)	48	65,993	134	163,991	1	2,292	6	8,07	6	4,375	13	8,893
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (HI)	-	-	40	107,913	-	-	1	7,993	20	33,874	77	46,185
<i>Hypobrycon</i> sp. (Hysp)	38	92,267	22	49,289	11	27,156	28	18,586	-	-	-	-
<i>Oligosarcus robustus</i> (Or)	-	-	-	-	-	-	-	0	1	2,769	3	5,905
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Oj)	3	128,235	6	319,339	7	409,089	19	715,36	15	752,923	5	223,158
<i>Hoplias malabaricus</i> (Hm)	-	-	5	470,499	-	-	3	54,096	19	4321,504	5	252,377
<i>Bunocephalus iheringii</i> (Bui)	-	-	2	7,407	-	-	3	4,877	-	-	1	0,409
<i>Trichomycterus</i> sp. (Tsp)	2	4,132	1	3,052	3	6,423	2	2,459	-	-	-	-
<i>Homodiaetus anisitsi</i> (Ha)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,154	-	-
<i>Corydoras paleatus</i> (Cop)	-	-	4	11,109	2	7,047	2	9,799	16	73,159	124	335,618
<i>Eurycheilichthys</i> sp. (Esp)	12	24,752	-	-	7	9,959	-	-	-	-	-	-
<i>Hisonotus</i> sp. "Sinos" (Hisp) *	11	18,083	106	104,979	70	62,551	30	40,19	165	151,714	7	7,902
<i>Hisonotus armatus</i> (Hia)	22	26,398	52	49,783	33	26,12	124	112,889	158	158,905	55	59,692
<i>Loricariichthys anus</i> (La)	-	-	-	-	-	-	-	-	94	5385,946	48	831,257
<i>Rineloricaria cadeae</i> (Rc)	26	100,927	78	285,581	44	106,794	126	595,502	15	64,123	29	106,938

<i>Rineloricaria microlepidogaster</i> (Rm)	57	509,537	169	1917,031	60	352,928	114	769,343	180	1213,436	169	1278,284
<i>Rineloricaria strigilata</i> (Rs)	-	-	4	37,841	-	-	5	19,621	69	261,878	94	640,995
<i>Rineloricaria malabarbai</i> (Rma)	-	-	1	3,719	-	-	5	15,185	15	36,242	-	-
<i>Hypostomus commersoni</i> (Hc)	5	103,569	2	32,938	6	340,639	2	21,938	25	3229,775	33	493,98
<i>Ancistrus brevipinnis</i> (Anb)	58	556,655	45	648,339	3	17,847	14	98,741	13	81,79	20	224,514
<i>Hemiancistrus punctulatus</i> (Hp)	72	2584,58	275	11927,56	143	4427,168	26	714,905	149	4745,265	583	13443,842
<i>Microglanis cottoides</i> (Mc)	8	7,208	10	8,621	10	16,259	3	6,956	58	131,675	4	12,84
<i>Heptapterus mustelinus</i> (Hem)	1	13,034	43	165,245	11	29,073	14	36,383	11	35,587	12	24,91
<i>Heptapterus sp.</i> (Hsp)	8	43,186	7	49,038	2	11,7	-	-	-	-	-	-
<i>Rhamdella eriarcha</i> (Re)	4	79,534	4	97,163	2	52,338	12	312,057	2	23,083	9	24,247
<i>Rhamdia sp.</i> (Rsp)	4	668,19	14	890,729	8	335,234	3	65,636	5	544,617	5	404,852
<i>Pimelodus pintado</i> (Pp)	-	-	-	-	-	-	-	-	8	733,582	2	165,224
<i>Gymnotus sp.</i> (Gsp)	-	-	4	30,092	2	10,915	-	-	1	23,939	-	-
<i>Eigenmannia trilineata</i> (Et)	-	-	-	-	-	-	-	-	9	43,397	-	-
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Pc)	1	0,459	7	1,886	3	0,744	39	14,49	3	0,479	13	2,751
<i>Australoheros sp.</i> (Asp)	76	165,251	50	267,419	4	2,301	-	-	91	584,688	1	0,072
<i>Crenicichla lepidota</i> (Cl)	-	-	1	12,328	-	-	11	174,585	37	370,316	18	138,36
<i>Crenicichla punctata</i> (Crp)	7	257,082	20	357,554	8	167,954	30	476,422	47	1439,625	34	295,174
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Gb)	1	0,6	8	8,851	-	0	93	515,842	259	1835,666	360	833,466
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Gg)	3	2,81	121	906,074	12	172,072	524	2601,877	689	2165,37	786	2268,231
<i>Gymnogeophagus labiatus</i> (Gl)	50	335,768	192	2016,117	12	203,652	172	1518,602	337	1813,728	465	809,322
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> (Gr)	-	-	-	-	-	-	3	71,029	-	-	8	15,836
<i>Oreochromis niloticus</i> (On)	-	-	1	84,152	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	893	7439,46	2064	25875,86	937	8991,69	1923	11202,98	4514	38640,43	4105	26558,83
Riqueza Margalef		5,256				5,529				5,407		
Diversidade Shannon H		2,983				2,91				2,953		
Equitabilidade J		0,793				0,7645				0,7547		
Riqueza Margalef			5,08							5,506		
Diversidade Shannon H			2,978							3,009		
Equitabilidade J			0,7918							0,7616		

* em Carvalho, 2008.

Tabela 3. Descritores físico-químicos e estruturais do ambiente em cada trecho amostrado nos arroios Tamanduá, Travesseiro e Forquetinha na sub-bacia do rio Forqueta, sul do Brasil. PARDH (protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats).

Pontos	Descritores										
	Condutividade (µS/cm)	pH	Temperatura da água (°C)	Largura média (m)	Substrato	Nível de erosão	Sombreamento	Veg. em contato com a água	Pontuação PARDH	Perturbação / curvas ABC	
FOP1	Out	74 / 66,9	6,56 / 7,51	17,3 / 14,3	19,47	areia e cascalhos	alto	escasso	abundante	10	moderada
	Inv	58,6 / 60	7,64 / 7,56	10,6 / 17							
	Pri	58,5 / 70,2	7,5 / 8,2	20,2 / 29							
	Ver	82,9 / 81	9,26 / 7,8	30,1 / 24,7							
FOP2	Out	81,4 / 75,2	7,77 / 7,63	20,3 / 15	17,93	areia e cascalhos	alto	escasso	escassa	13	ausente/leve
	Inv	67,2 / 68	7,73 / 7,32	9,6 / 17,6							
	Pri	69,4 / 80,9	7,57 / 8,66	21 / 30,2							
	Ver	93,7 / 88,4	9,55 / 8,28	31,2 / 25,5							
TAP1	Out	52,3 / 48,1	7,45 / 6,94	14,8 / 13,8	10,98	cascalhos, rochas e lajes	baixo	abundante	pouco abundante	29	ausente/leve
	Inv	45,2 / 44	8,47 / 7,21	10 / 14,9							
	Pri	42,8 / 48,5	7,66 / 7,79	19,6 / 21,1							
	Ver	52,7 / 52,9	8,06 / 7,56	23,1 / 19,6							
TAP2	Out	62,5 / 63,8	7,09 / 7,01	17,4 / 15,8	10,17	areia, cascalhos e rochas	médio	abundante	abundante	24	ausente/leve
	Inv	52,8 / 51	7,65 / 7,42	11,5 / 16							
	Pri	59,6 / 66,4	6,67 / 7,95	21,7 / 25,6							
	Ver	71,5 / 62,1	7,76 / 7,71	23,6 / 21,6							
TRP1	Out	69,1 / 57,7	7,24 / 6,75	15,3 / 16,2	10,32	areia, cascalhos e rochas	médio	muito abundante	pouco abundante	26	ausente/leve
	Inv	42,9 / 45	8,2 / 7,37	10,5 / 14,5							
	Pri	46 / 70	7,78 / 7,64	19 / 20,9							
	Ver	86,5 / 93,3	7,75 / 8,06	24,3 / 24,3							
TRP2	Out	83 / 60,5	7,05 / 6,93	18,7 / 17,5	8,94	areia e cascalhos	alto	escasso	pouco abundante	15	moderada
	Inv	59,1 / 55	7,6 / 7,45	12,8 / 15,2							
	Pri	54,4 / 87,9	7,58 / 7,82	20,3 / 23,8							
	Ver	94,3 / 98,7	7,78 / 9,5	26,1 / 31,8							

Tabela 4. Pontuação dos parâmetros ambientais conforme o protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats de Callisto *et al.* (2001) em cada trecho e a média para os arroios amostrados na sub-bacia do rio Forqueta, sul do Brasil.

Parâmetros	TA1	TA2	TR1	TR2	F1	F2
1	3	2	2	1	1	1
2	3	3	3	3	3	3
3	-	-	-	-	-	-
4	3	2	2	1	1	1
5	3	3	2	3	1	1
6	2	2	2	1	1	1
7	3	2	1	1	1	2
8	2	2	2	1	2	2
9	2/1	2/0	2/1	0/0	0/0	0/0
10	2/2	2/1	3/2	1/1	0/0	0/0
11	2/1	3/0	2/2	2/1	0/0	1/1
Total	29	24	26	15	10	13
Média	26,5		20,5		11,5	

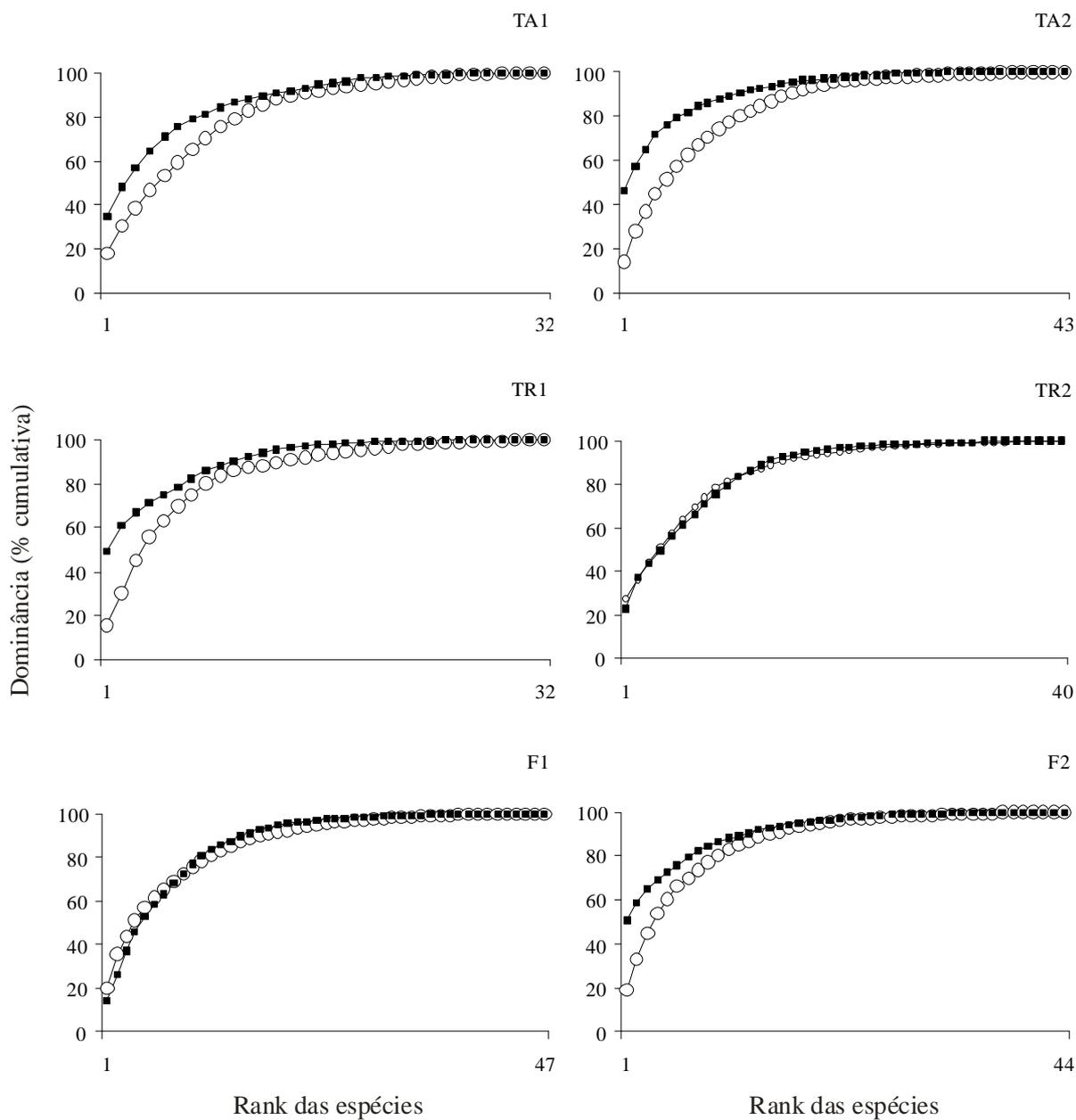


Fig. 2 Curvas de abundância (círculos) e biomassa (quadrados) para os trechos amostrados nos arroios Tamanduá (TA1, TA2), Travesseiro (TR1, TR2) e Forquetinha (F1, F2), sul do Brasil.

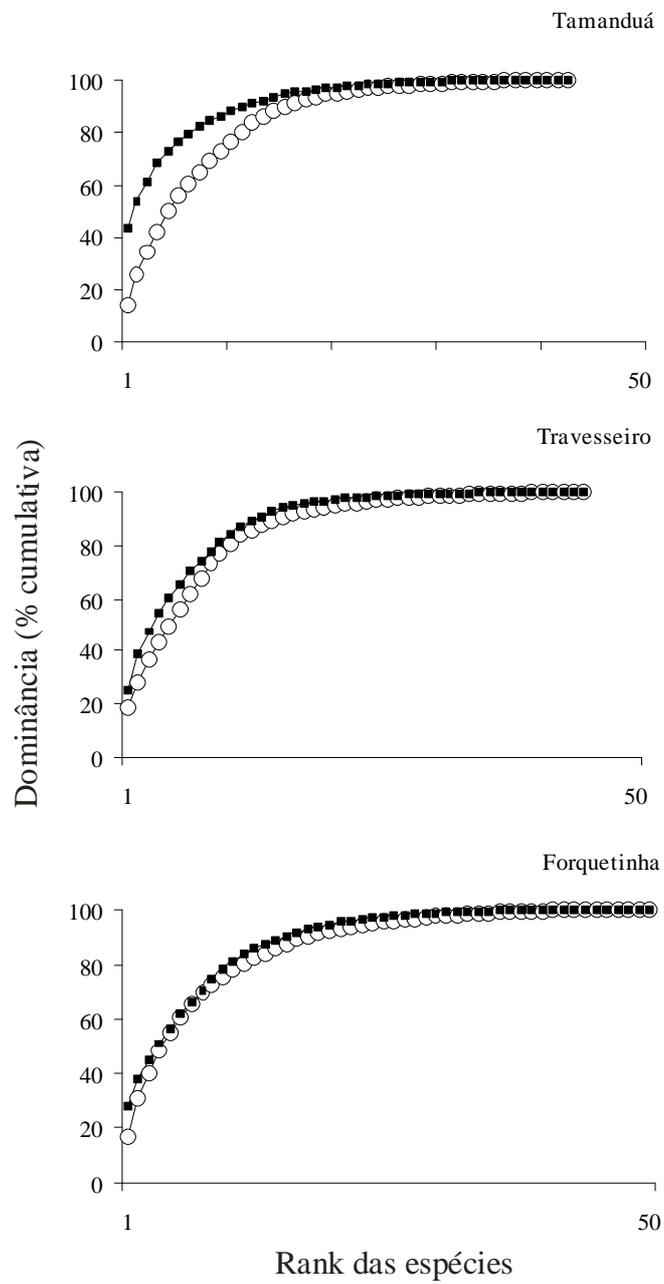


Fig. 3 Curvas de Abundância (círculos) e biomassa (quadrados) para os arroios amostrados na sub-bacia do rio Forqueta, sul do Brasil.

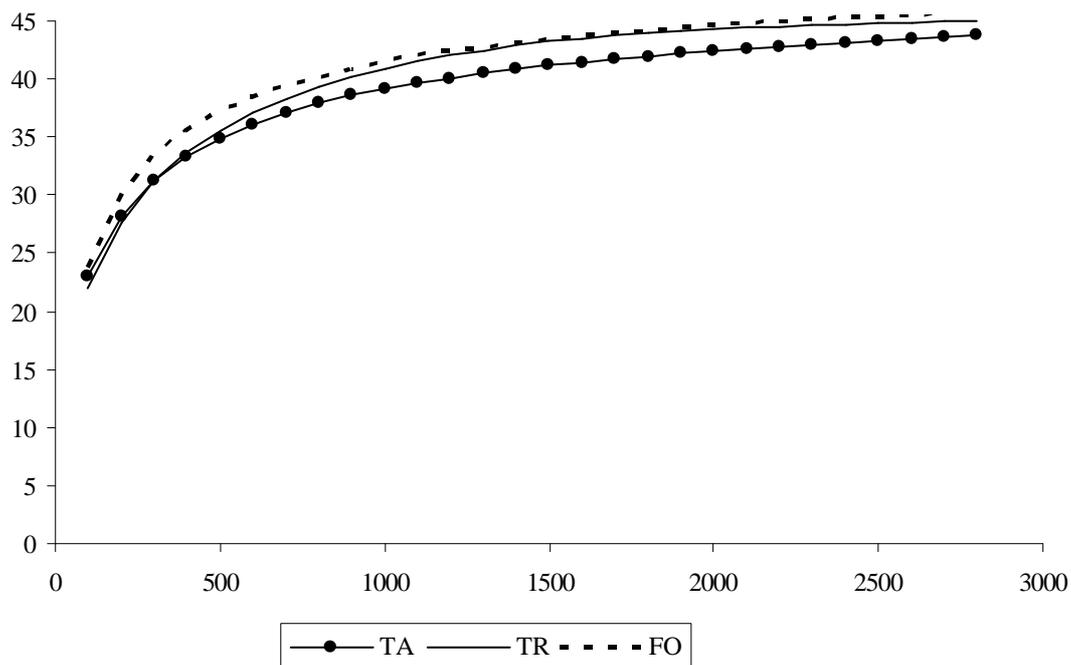


Fig. 4 Curvas de rarefação para os arroios amostrados na sub-bacia do rio Forqueta, sul do Brasil.

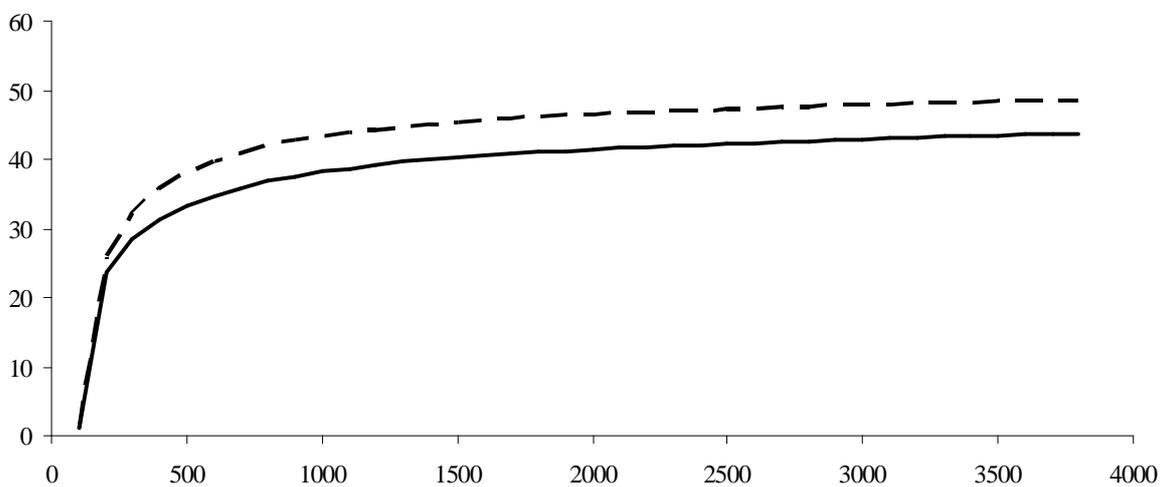


Fig. 5 Curvas de rarefação para os locais com pior (linha pontilhada) e melhor (linha contínua) qualidade ambiental na sub-bacia do rio Forqueta, sul do Brasil.

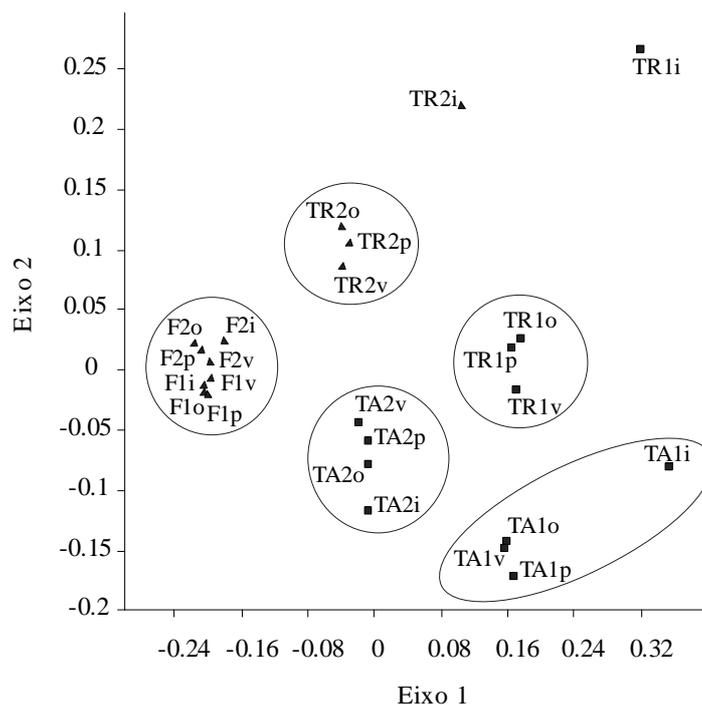


Fig. 6 Análise da estrutura quantitativa das espécies através do método de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) com base na abundância das espécies nos trechos e nas estações do ano (o = outono; i = inverno; p = primavera; v = verão) nos arroios Tamanduá, Travesseiro e Forquetinha, sul do Brasil. Quadrados = trechos com melhor qualidade de habitats; Triângulos = trechos com pior qualidade de habitats.

Tabela 5. Valores de p resultantes da análise de similaridade ANOSIM entre os trechos de amostragem. R global = 0,654; p = < 0,0001; número de permutações = 10000.

Trechos	F1	F2	TA1	TA2	TR1	TR2
F1		0,0017	0	0,0003	0,0001	0,0001
F2	0,0017		0	0,0001	0,0001	0,0003
TA1	0	0		0,0005	0,0218	0,0001
TA2	0,0003	0,0001	0,0005		0,0004	0
TR1	0,0001	0,0001	0,0218	0,0004		0
TR2	0,0001	0,0003	0,0001	0	0	

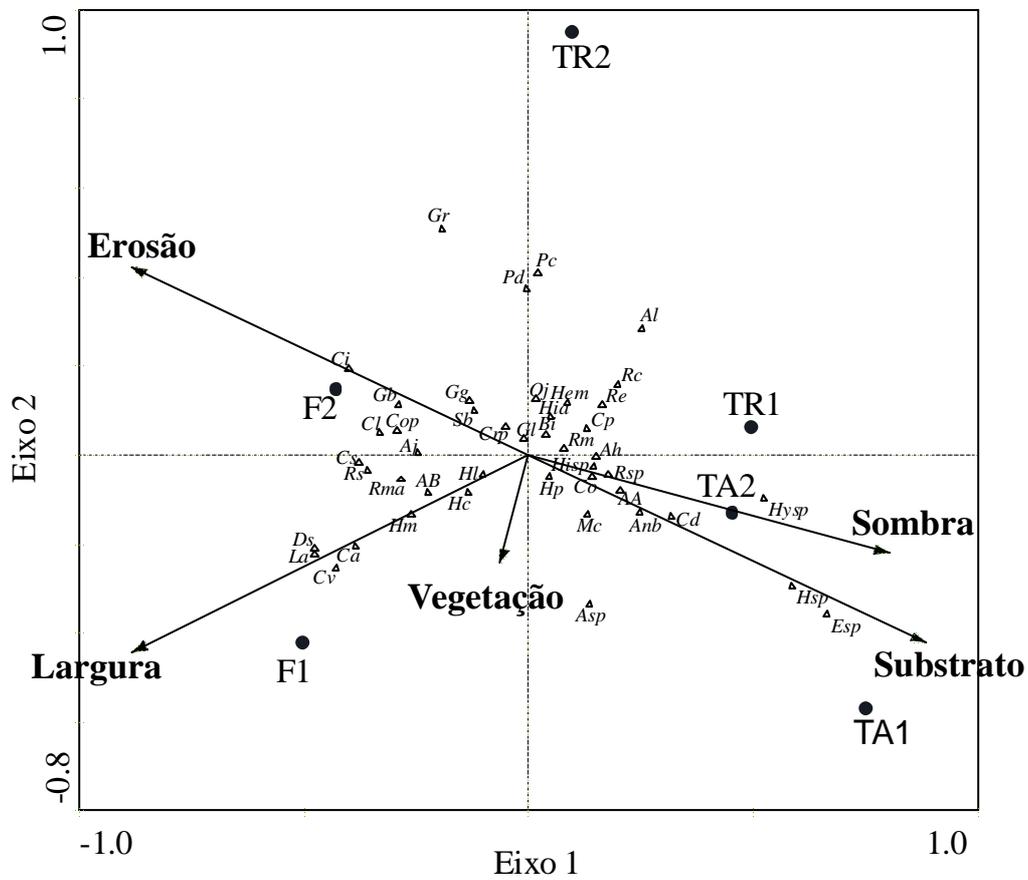


Fig. 7 Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica, mostrando os trechos amostrados, as espécies (triângulos) e os descritores ambientais (setas). Ver Tabela 1 para códigos das espécies.

Conclusões Gerais

- Foram registradas 12 espécies de peixes que não haviam sido registradas nos trabalhos existentes para a área;

- A utilização do protocolo de avaliação da diversidade de habitats juntamente com as curvas ABC foram complementares para a avaliação dos locais em estudo, embora o protocolo tenha sido mais eficiente;

- Os trechos considerados com melhor qualidade foram TA1, TA2 e TR1, enquanto que os trechos com pior qualidade foram F1, F2 e TR2.

- O arroio Tamanduá apresenta melhor qualidade ambiental, o arroio Travesseiro apresenta moderada qualidade e o arroio Forquetinha possui pior qualidade ambiental;

- A composição e a estrutura das assembleias da área em estudo estão intimamente associadas com a estruturação do habitat, semelhantemente ao que ocorre em diversos outros locais do mundo, tanto nas regiões temperadas como nas tropicais.

- A CCA avigorou a classificação referente a qualidade ambiental dos trechos e dos arrosios amostrados, como também identificou que o sombreamento, o substrato, o nível de erosão e a largura foram os descritores mais relevantes na estruturação das assembleias.

Anexo I - Fotos



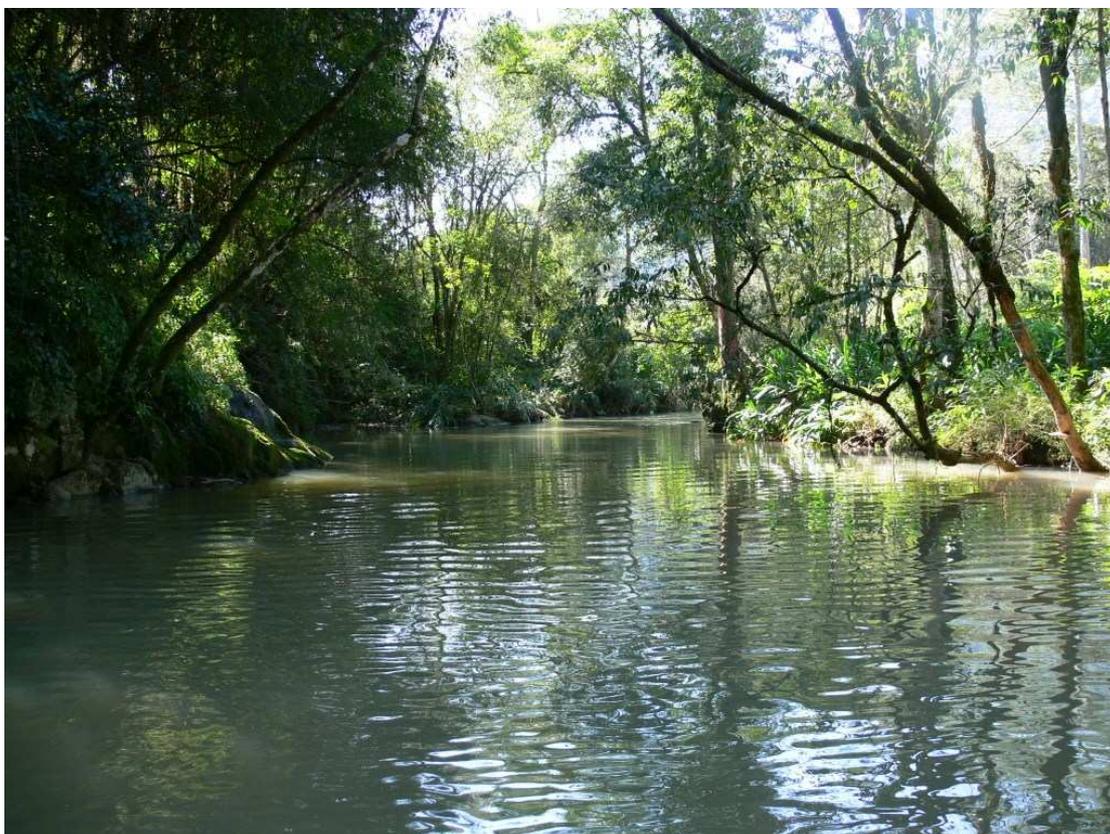
Arroio Tamanduá – trecho 1 (TA1)



Arroio Tamanduá – trecho 2 (TA2)



Arroio Tamanduá – trecho 2 (TA2)



Arroio Travesseiro – trecho 1 (TR1)



Arroio Travesseiro – trecho 1 (TR1)



Arroio Travesseiro – trecho 2 (TR2)



Arroio Forquetinha – trecho 1 (F1)



Arroio Forquetinha – trecho 2 (F2)

Anexo II – Normas da Revista

NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY

Instruções para os autores

A submissão de manuscritos para publicação na revista Neotropical Ichthyology é inteiramente eletrônica. Acesse o sítio www6.ufrgs.br/seerni/ojs, registre-se como autor e siga os procedimentos lá descritos de submissão.

Arquivos de figuras maiores do que 1Mb e menores do que 10Mb devem ser enviados por e-mail (neoichth@ufrgs.br).

Arquivos de figuras menores do que 1Mb devem ser enviados durante o processo de submissão como "Supplementary files".

Em caso de dúvidas, escreva para:

Dr. Luiz R. Malabarba
Editor Científico
e-mail: neoichth@ufrgs.br

Manuscritos

- Os manuscritos devem ser submetido em arquivos Word para Windows ou em arquivos rtf. Fotos devem ser submetidas em arquivos tif ou jpg separadamente.

Formato

- Para artigos de sistemática consulte também: [Neotropical Ichthyology taxonomic contribution style sheet](#)
- O texto deve ser submetido em Inglês.
- O manuscrito deve conter, nesta ordem: Título, nome dos autores (*), endereço (não utilizar rodapé), palavras-chave (até cinco – não devem repetir palavras do título), Abstract, Resumo, Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão, Agradecimentos, Referências Bibliográficas, Tabelas, Legendas das Figuras.
- Manuscritos não devem exceder 60 páginas, incluindo Figuras e Tabelas. Exceções serão analisadas pelo Corpo Editorial.
- Notas Científicas devem conter, nesta ordem: Título, nome dos autores (*), endereço (não utilizar rodapé), palavras-chave (até cinco – não devem repetir palavras do título), Abstract, Texto sem subtítulos, incluindo Introdução, Material e Métodos, Resultados e Discussão. Seguem Referências Bibliográficas, Tabelas, Legendas das Figuras. Notas Científicas somente serão aceitas caso contenham informações inéditas que justifiquem sua publicação imediata.

Texto

- O texto não deve conter cabeçalho e rodapé (exceto número de página), ou qualquer formatação de parágrafo. Nunca use hífen para a separação de sílabas ao longo do texto. Nunca use a tecla "Tab" ou "espaço" para formatar referências bibliográficas. O texto deve estar alinhadas à esquerda, não justificado.
- Nomes de espécies, gêneros, e termos em latim (*et al.*, *cf.*, *aff.*, *in vitro*, *in vivo*, etc.) devem ser apresentados em itálico. Não sublinhe nada no texto.
- Somente os títulos das seguintes seções do manuscrito devem ser marcadas em Negrito: **Abstract**, **Introdução**, **Material e Métodos**, **Resultados**, **Discussão**, **Agradecimentos**, **Referências Bibliográficas**.
- As abreviaturas utilizadas no texto devem ser referidas em Material e Métodos, exceto abreviaturas de termos de uso comum como min, km, mm, kg, m, Seg, h, ml, L, g.
- Todas as medidas apresentadas devem empregar o sistema métrico.
- Todos os artigos devem obrigatoriamente conter a indicação (número de catálogo e instituição depositária) de espécimes-testemunho ("voucher specimens") dos organismos estudados.
- Agradecimentos devem ser concisos, com nome e sobrenome.

- Figuras e Tabelas devem ser numeradas sequencialmente na ordem em que aparecem no texto, e citadas nos seguintes formatos: Fig. 1, Figs. 1-2, Fig. 1a, Figs. 1a-b, Tabela 1, Tabelas 1-2.
- Nas legendas, as palavras **Tabela** e **Fig.** devem ser marcadas em negrito.
- Legendas de Figuras devem ser apresentadas no final do manuscrito.
- Tabelas devem ser construídas com linhas e colunas, não utilizando as teclas "Tab" ou "espaço". Tabelas não devem conter linhas verticais ou notas de rodapé. Arquivos digitais de Tabelas devem ser obrigatoriamente apresentados formatados em células. Arquivos digitais de Tabelas com colunas separadas por marcas de tabulação ou espaços vazios não serão aceitos.
- As Tabelas e suas respectivas legendas devem ser apresentadas ao final do manuscrito, no seguinte formato: **Table 1.** Variação mensal do IGS médio em *Diapoma speculiferum* Cope....
- Indicar ao longo do texto os locais sugeridos para inserção de Tabelas e Figuras.

Nomenclatura

- Nomes científicos devem ser citados de acordo com o ICZN (2000).
- Fornecer autoria no título e na primeira citação de cada nome científico de espécie ou gênero no texto em trabalhos taxonômicos. Não é necessário informar autoria no abstract.

Figuras

- Figuras devem conter alta qualidade e definição para serem aceitas. Não submeta figuras impressas em dot-matrix.
- Fotos digitais serão somente se apresentarem alta definição. Poderá ser solicitada uma cópia impressa de alto contraste e definição.
- Textos contidos em gráficos ou figuras devem ter tamanho de fonte compatível com a redução para impressão na largura da página (175 mm) ou coluna (85 mm). Gráficos serão impressos preferencialmente em uma coluna (85 mm).
- Fotos coloridas somente serão aceitas se plenamente justificada a necessidade de impressão a cores. O custo adicional para a impressão será cobrado dos autores.
- Figuras compostas devem ser identificadas com as letras **a, b, ...**, em minúsculas, no canto esquerdo inferior de cada ilustração. As figuras compostas devem ser preparadas fazendo-se uso apropriado do espaço disponível (largura da página - 175 mm; coluna - 85 mm).
- Ilustrações devem conter escalas de tamanho ou indicação de tamanho na legenda.

Referências Bibliográficas

- Citar no texto nos seguintes formatos: Eigenmann (1915, 1921) ou (Eigenmann, 1915, 1921; Fowler, 1945, 1948) ou Eigenmann & Norris (1918) ou Eigenmann *et al.* (1910a, 1910b).
- Resumos de Eventos Científicos ou relatórios não devem ser citados e listados nas Referências Bibliográficas.
- Referências devem ser listadas em ordem alfabética, nos seguintes formatos:

Livros:

Campos-da-Paz, R. & J. S. Albert. 1998. The gymnotiform "eels" of Tropical America: a history of classification and phylogeny of the South American electric knifefishes (Teleostei: Ostariophysi: Siluriphysi). Pp. 419-446. In: Malabarba, L. R., R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (Eds.). Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. Porto Alegre, Edipucrs, 603p.

Dissertações/Teses:

Langeani, F. 1996. Estudo filogenético e revisão taxonômica da família Hemiodontidae Boulenger, 1904 (*sensu* Roberts, 1974) (Ostariophysi, Characiformes). Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade de São Paulo, São Paulo. 171 p.

Artigo em revistas (listar nome do periódico por extenso):

Lundberg, J. G., F. Mago-Leccia & P. Nass. 1991. *Exalloodontus aguanai*, a new genus and species of Pimelodidae (Teleostei: Siluriformes) from deep river channels of South America and delimitation of the subfamily Pimelodinae. Proceedings of the Biological Society of Washington, 104(4): 840-869.

Artigo in press:

Burns, J. R., A. D. Meisner, S. H. Weitzman & L. R. Malabarba. (in press). Sperm and spermatocyte ultrastructure in the inseminating catfish, *Trachelyopterus lucenai* (Ostariophysi: Siluriformes: Auchenipteridae). Copeia, 2002: 173-179.

Documentos necessários após o aceite:

- Uma cópia digital da versão definitiva do manuscrito com:
 - as devidas correções editoriais (mudanças em estilo e formato solicitadas pelo editor não são negociáveis e o seu não atendimento irá resultar da rejeição do manuscrito).
 - as correções sugeridas pelos **Assessores Científicos** ou justificativa do autor para a não adoção de eventuais sugestões feitas pelos **Assessores Científicos** (lembre-se que as dúvidas ou questionamentos em relação ao manuscrito feitas pelo revisor podem ser as mesmas de outros leitores, e procure corrigi-las ou respondê-las no corpo do texto).
 - Figuras originais digitais ou impressas.
- A não observância de qualquer dos requisitos acima resultará na recusa do manuscrito. Se a versão definitiva do manuscrito retornar aos editores dois meses ou mais após o envio dos comentários dos **Assessores Científicos** aos autores, este será considerado como re-submetido.

Provas

As provas do artigo serão enviadas ao autor responsável pela correspondência, devendo ser conferida e devolvida no prazo máximo de uma semana. Provas não devolvidas no prazo serão corrigidas pelo editor.