

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
CENTRO DE CIÊNCIAS DO AMBIENTE - CCA
MESTRADO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE E
SUSTENTABILIDADE NA AMAZÔNIA - PPG-CASA**

**A COMUNIDADE DE PEIXES COMO BASE PARA A
AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE BIÓTICA DO RIO
TARUMÃ-AÇU (MANAUS – AMAZONAS)**

ELANE BIVAR DE SOUZA

MANAUS – AM

2007

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
CENTRO DE CIÊNCIAS DO AMBIENTE - CCA
MESTRADO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE E
SUSTENTABILIDADE NA AMAZÔNIA - PPG-CASA**

ELANE BIVAR DE SOUZA

**A COMUNIDADE DE PEIXES COMO BASE PARA A
AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE BIÓTICA DO RIO
TARUMÃ-AÇU (MANAUS – AMAZONAS)**

Dissertação apresentada à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia da Universidade Federal do Amazonas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre na área de concentração em Serviços Ambientais e Recursos Naturais

Orientador: Prof. Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas

MANAUS - AM

2007

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Dr. Carlos Edwar pela orientação, paciência e profissionalismo.

Ao Dr. Jansen Zuanon pela contribuição na identificação dos peixes, com o material bibliográfico e amizade.

Ao André, pela cooperação dos artigos e pela ajuda nas dificuldades encontradas.

Ao Allan, Flávia, Luci, Kedma, Karen e Raniere, que me ajudaram de alguma forma a concretizar este trabalho.

Aos colegas da turma de mestrado, principalmente a Simone pelo companheirismo durante as disciplinas cursadas.

Ao Adriano, que me ajudou nos momentos em que precisei para que tivesse tempo para dedicar-me a esta pesquisa.

Aos pescadores Nildo e Raimundo pela paciência, companhia e ajuda no trabalho de campo.

À minha amiga Eloísa sempre presente, e pela ajuda em relação às normas técnicas para a elaboração deste texto.

Ao Alexandre por estar sempre presente em todos os momentos, pelo amor e carinho dedicados.

À minha tia e madrinha que sempre me incentivou nos estudos.

À minha mãe pela confiança, pelo exemplo e pelos conselhos em que para conseguir ou alcançar o que se deseje basta querer, ter força de vontade e fé em Deus que tudo se consegue.

Principalmente a Deus que me permita sempre seguir o caminho da verdade e de vitórias.

RESUMO

O rio Tarumã-Açu é um tributário da margem esquerda do rio Negro, situado a montante da cidade de Manaus no estado do Amazonas. Atualmente o rio está sujeito a uma intensa ação antrópica e por isso a conservação e a recuperação do rio Tarumã-Açu é vital para manutenção da qualidade de seus recursos hídricos. No entanto, apesar de sua importância, tem recebido pouca atenção do ponto de vista de estudos dos ecossistemas e pouco tem sido reportado em relação a este ambiente. Por isso, este estudo teve como objetivo avaliar a integridade biótica do rio Tarumã-Açu, utilizando a comunidade de peixes como indicador de qualidade ambiental. As coletas foram realizadas com o uso de uma bateria de malhadeiras, durante os meses de dezembro 2005, abril, julho e setembro de 2006 que correspondem aos períodos de enchente, cheia, vazante e seca, respectivamente. Foram coletados 353 exemplares de peixes, distribuídos em 82 espécies, 19 famílias e quatro ordens. Durante a enchente, foram coletadas 11 espécies exclusivas, 13 durante a cheia, nove durante a vazante e 24 durante a seca e apenas uma espécie *Hypophthalmus marginatus* foi comum a todos os períodos de coleta. A comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu foi analisada também do ponto de vista da estrutura trófica. Esta análise é importante, pois alterações na qualidade do ambiente ou da água podem afetar a disponibilidade dos recursos alimentares para os peixes e provocar alterações na comunidade. A categoria mais abundante foi a dos onívoros, seguida pelos piscívoros, detritívoros, herbívoros, insetívoros e planctívoros. O Índice de Integridade Biótica (IIB) foi desenvolvido para avaliar a qualidade dos recursos aquáticos. Trata-se de um índice multimétrico, ou seja, composto por vários atributos ou métricas da comunidade de peixes, cada uma das quais representa uma característica mensurável do conjunto biológico, que muda de maneira previsível com o aumento ou diminuição do estresse ambiental. Para avaliar os efeitos das alterações ambientais no rio Tarumã-Açu, algumas métricas da comunidade de peixes foram modificadas e adaptadas. Especialmente, o menor valor do IIB foi obtido no ponto mais próximo da foz do rio Tarumã-Açu, no ponto a montante o valor aumenta significativamente e atinge o máximo no terceiro ponto, no quarto ponto há uma pequena diminuição no valor. Estes resultados indicam uma leve mudança na qualidade da água, à medida que o rio se afasta da foz. As classes de integridade biótica do rio Tarumã-Açu variam de pobre, no primeiro ponto, regular no segundo ponto, bom no terceiro ponto e regular no quarto ponto. Em relação ao ciclo hidrológico as classes variam durante o ciclo hidrológico de pobre na enchente a regular na cheia e vazante e bom na seca. Embora as informações nos permitam afirmar que a degradação da bacia do rio Tarumã-Açu é resultante do crescimento desordenado da cidade de Manaus, é necessário conhecer melhor como as modificações ambientais, que afetam física, química e biologicamente as águas do rio Tarumã-Açu causam esse processo de degradação progressiva e que precisa ser controlada.

Palavras-chave: rio, peixes, Índice de Integridade Biótica

ABSTRACT

The Rio Tarumã-Açu is a tributary of the left edge of the Rio Negro, situated the sum of the Manaus city in the Amazon State. The rio Tarumã-Açu conservation is vital for maintenance of the quality of its hidrics resources, however, although its importance, have received little attention of the point of view from studies of ecosystems and little has been reported in relation to this environment. Therefore, this study it had as objective to evaluate the biotic integrity of the rio Tarumã-Açu, using of fish communities. The collections had been carried through with the use of a battery of gill net, during the months of december, april, july and september that correspond to the periods of flood, full, receding and dry, respectively. 353 units of fish, distributed in 82 species, 19 families had been collected and four orders. During the flood, 11 species exclusive, 13 during the full one had been collected, nine during ebb tide and 24 during dry and only one species *Hypophthalmus marginatus* was common in all the periods of collection. The fishes community of the rio Tarumã-Açu was also analyzed of the point of view of the trofic structure. This analysis is important, therefore alterations in the quality of the environment or the water can affect the availability of the alimentary resources them fish and to provoke alterations in the community. The category most abundant was of the omnivorous, followed for the piscivorous, detritivorous, herbivorous, insectivorous and planctivorous. The Index of Biotic Integrity (IBI) was developed to evaluate the quality of the aquatic resources. Is one about a multimetric index, or either, composition for some metric attributes or of the community of fish, each one of which represents a measurable characteristic of the biological set that dumb in previsible way with the increase or reduction stress it ambient. To evaluate the effect of the ambient alterations, in the rio Tarumã-Açu, some metric ones of the community of fish had been modified and adapted. Space, the average minor of the IBI was gotten in the point next to the estuary of the rio Tarumã-Açu, in the point the sum the average increases significantly and reaches the principle in the third point, in the room point has a small reduction in the value. These results suggest a light change in the quality of the water, to the measure that the river if moves away from the estuary. The integrity classrooms biotic of the rio Tarumã-Açu vary of poor person, in the first point, to regulating in the three following points. In relation to the hydrologic cycle bigger differences in the final value of the IIB had been found, where the classrooms vary during the hydrologic cycle of poor person in the flood to the good one in the full one and in it dries. Although the information in allow them to affirm that the degradation of the basin of the Tarumã is resultant of the disordered growth of Manaus, it is necessary to know better as the ambient modifications, that affect physics, chemistry biological and the waters of the rio Tarumã-Açu, cause a process of gradual degradation, but that it needs to be controlled, therefore, the study of monitoring of water of the rio Tarumã-Açu, on the basis of the Index of Biotic Integrity, was basic to detect space and secular differences of quality of the water and can be enclosed as a useful tool in the development of programs of monitoring in the long run of the Tarumã basin.

Key words: river, fishes community, Index of Biotic Integrity

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Bacia hidrográfica do rio Tarumã-Açu.....	16
Figura 2. Foto do ponto de coleta 1, rio Tarumã-Açu.....	19
Figura 3. Foto do ponto coleta 2, rio Tarumã-Açu.....	19
Figura 4. Foto do ponto de coleta 3, rio Tarumã-Açu.....	20
Figura 5. Foto do ponto de coleta 4, rio Tarumã-Açu.....	20
Figura 6. Profundidade (m) das estações de coleta durante o ciclo hidrológico.....	34
Figura 7. Transparência da água (em metros) nos quatro pontos de coleta durante o ciclo hidrológico.....	34
Figura 8. Temperatura da água (em °C) durante o ciclo hidrológico.....	36
Figura 9. pH da água nas quatro estações de coleta durante o ciclo hidrológico.....	36
Figura 10. Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$) nas estações de coleta durante os períodos de enchente e vazante.....	38
Figura 11. Oxigênio dissolvido nas estações de coleta durante o ciclo hidrológico.....	38
Figura 12. Riqueza (a) e abundância relativa (%) (b) das ordens de peixes coletados no rio Tarumã-Açu.....	41
Figura 13. Riqueza(a) e abundância relativa (%) (b) das famílias de peixes coletados no rio Tarumã- Açu.....	42
Figura 14. Frequência relativa de capturas durante o ciclo hidrológico.....	43
Figura 15. Frequência relativa (%) em número e peso das espécies de peixes coletados no total das amostragens.....	44
Figura 16. $cpue_n$ (ex./280m ² / 18h) por ponto de coleta durante o ciclo hidrológico.....	51
Figura 17. Estrutura trófica da comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu em porcentagem de espécies por ponto de coleta.....	55
Figura 18. Estrutura trófica da comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu em porcentagem de exemplares por ponto de coleta.....	55

Figura 19. Estrutura trófica da comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu em porcentagem de espécies, durante o ciclo hidrológico.....	56
Figura 20. Estrutura trófica da comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu em porcentagem de exemplares, durante o ciclo hidrológico.....	56
Figura 21. Distribuição das pontuações do Índice de Integridade Biótica (IIB), nos quatro pontos de coleta do rio Tarumã-Açu.....	60
Figura 22. Distribuição das pontuações do Índice de Integridade Biótica (IIB), durante o ciclo hidrológico, do rio Tarumã-Açu.....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características observadas em cada ponto de coleta do rio Tarumã-Açu.....	18
Tabela 2. Categorias tróficas encontradas entre os peixes do rio Tarumã-Açu.....	26
Tabela 3. Métricas originais do IIB de Karr (1981).....	28
Tabela 4. Descrição e pontuação das categorias de integridade biótica adotadas para o presente estudo.....	32
Tabela 5. Composição das amostras de peixes coletadas no rio Tarumã-Açu durante o período da enchente (E), cheia (C), vazante (V) e seca (S).....	39
Tabela 6. Registro de ocorrência das espécies de peixes nos quatro pontos de coleta.....	46
Tabela 7. Riqueza de espécies obtida nos quatro pontos de coleta durante o ciclo hidrológico.....	48
Tabela 8. Síntese da riqueza de espécies (estimativa Jackknife) por ponto de coleta.....	49
Tabela 9. Número de espécies, exemplares e índices de diversidade no rio Tarumã-Açu por ciclo hidrológico E= enchente, C= cheia, V= vazante e S= seca.....	50
Tabela 10. Categoria trófica das espécies de peixes encontradas no rio Tarumã-Açu.....	52
Tabela 11. Número e porcentagem de espécies e exemplares de peixes por categoria trófica coletados no rio Tarumã-Açu.....	54
Tabela 12. Pontuações das métricas da comunidade de peixes, adaptadas para o rio Tarumã-Açu, com base no trabalho de Karr (1981).....	57
Tabela 13. Valor obtido (v.o.), pontuação (p) e suas respectivas médias do IIB nos pontos de coletas.....	59
Tabela 14. Valor obtido (v.o.), pontuação (p) e suas respectivas médias do IIB durante o ciclo hidrológico.....	59

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
2 OBJETIVOS.....	14
2.1 Geral.....	14
2.2 Específicos.....	14
3 METODOLOGIA.....	15
3.1 Área de estudo.....	15
3.2 Delineamento amostral.....	17
3.3 Características estruturais dos pontos de coleta.....	18
3.4 Variáveis limnológicas.....	21
3.5 Estrutura das assembléias de peixes.....	21
3.5.1 Estimativa da riqueza Jackknife.....	21
3.5.2 Índice de diversidade (SHANNON-WIENER).....	23
3.5.3 Equitabilidade.....	23
3.5.4 Índice de dominância.....	24
3.5.5 Captura por unidade de esforço (cpue).....	24
3.6 Estrutura trófica.....	25
3.7 Índice de Integridade Biótica (IIB).....	27
3.7.1 Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB) para o rio Tarumã-Açu.....	29
4 RESULTADOS.....	33
4.1 Variáveis físico-químicas.....	33

4.1.1 Profundidade.....	33
4.1.2 Transparência.....	33
4.1.3 Temperatura.....	35
4.1.4 pH	35
4.1.5 Condutividade elétrica.....	37
4.1.6 Oxigênio dissolvido.....	37
4.2 Dados biológicos.....	39
4.2.1 Características da ictiofauna.....	39
4.2.2 Frequência de captura por espécie.....	43
4.2.3 Distribuição.....	45
4.2.4 Estrutura da comunidade de peixes.....	49
4.2.4.1 Riqueza estimada de espécies (Jackknife).....	49
4.2.4.2 Diversidade de espécies.....	49
4.2.4.3 Captura por unidade de esforço (cpue _N)	50
4.2.5 Estrutura trófica.....	52
4.2.6 Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB).....	57
5 DISCUSSÃO.....	61
5.1 Variáveis ambientais.....	61
5.2 Estrutura da ictiofauna	64
5.3 Estrutura trófica.....	66
5.4 Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB).....	69
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	72
REFERÊNCIAS.....	74

1 INTRODUÇÃO

A Amazônia apresenta uma grande diversidade de corpos d'água, não somente de grandes rios e lagos, mas também inúmeros pequenos igarapés que vão se juntando e contribuem para a formação de grandes rios (JUNK, 1983). As altas taxas de precipitação na Amazônia (SALATI, 1985) contribuem para a existência dessa extensa e densa rede de drenagem, que apresenta corpos d'água que diferem física e quimicamente quanto à qualidade de suas águas. A bacia do rio Negro, principal afluyente do rio Amazonas, é formada por rios que drenam solos bastante erodidos e apresentam baixa carga de sedimentos, o que resulta em uma baixa produtividade primária e elevada dependência da floresta circunvizinha (SIOLI, 1984).

O rio Tarumã-Açu é um tributário da margem esquerda do rio Negro, situado a montante da cidade de Manaus, apresenta comunidades vegetais de platô, encosta, campinarana, baixio e formação de terras baixas. Estas áreas de terras baixas, que ficam anualmente alagadas, apresentam uma importância fundamental na composição e na produtividade dos peixes da Bacia Amazônica (JUNK *et al.*, 1989). Goulding *et al.* (1988) identificaram pelo menos 450 espécies de peixes no rio Negro, mas estimam que esse total ultrapasse 700, caso os diversos biótopos (praias arenosas, corredeiras, remansos, ilhas paranás e lagos) sejam devidamente amostrados.

A riqueza e variedade de habitats em rios fornecem extensa gama de alimentos e substratos possíveis e podem ser utilizados para caracterizar as condições ambientais. O alimento é produzido no próprio sistema aquático (autóctone) ou em sistemas externos (alóctone). No entanto, é basicamente dependente de material externo originado a partir de sedimento aluvial, nutrientes dissolvidos, material trazido de sistemas com fluxo superficial ou produtos decompostos em zonas de inundação (WELCOMME, 1985).

Os ambientes aquáticos, em seu estado natural, são importantes não somente para a manutenção dos organismos que nele habitam, mas também têm grande importância para o homem da região, seja como fonte de água potável, fonte de alimento através da pesca ou como via de locomoção. No entanto, em cidades como Manaus, com o centro urbano localizado em áreas de terra-firme, os igarapés que formam as bacias hidrográficas estão perdendo todas essas funções e utilidades (SILVA, 1993).

Os impactos de maior ocorrência em bacias hidrográficas estão associados aos problemas de erosão do solo, sedimentação de canais navegáveis, perda da qualidade da água e do pescado, além do aumento do risco de extinção de elementos da fauna e flora (SCHIAVETTI & CAMARGO, 2005). As atividades antrópicas têm exercido uma profunda e, normalmente, negativa influência nos peixes dos menores igarapés aos maiores rios. Alguns efeitos negativos são devidos aos poluentes, enquanto outros estão associados às mudanças na hidrologia da bacia, modificações no habitat e alterações nas fontes de energia, das quais depende a biota aquática (ARAÚJO, 1998).

Embora seja comum o emprego de critérios químicos, para detectar os danos causados aos ambientes aquáticos, avaliações dessa natureza geralmente subestimam a real magnitude desses danos (KARR & CHU, 1999). As abordagens mais recentes da avaliação da qualidade da água empregam descritores físicos e químicos e informações sobre a biota aquática em diferentes níveis de organização. Além disso, a estrutura física do habitat também deve ser considerada na avaliação da qualidade desses ecossistemas, pois influem na estrutura e composição das comunidades de peixes (GORMAN & KARR, 1978).

A integridade biológica de uma região é definida como a capacidade de sustentação e manutenção de uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição de espécies, diversidade e organização funcional compatíveis àquelas de ambientes naturais de uma região (ANGERMEIER & KARR, 1994; ANGERMEIER, 1997).

O “Índice de Integridade Biótica” (IIB) foi proposto por Karr (1981) para investigar o estado de conservação de riachos nos Estados Unidos utilizando, para isso, atributos observados em comunidades de peixes. Tais atributos devem representar a ampla diversidade ecológica existente e os diversos níveis de organização biológica, e devem ser comparados com condições de referência, definidas como aquelas que possuem menor influência antrópica possível em uma dada região (HUGHES, 1995).

Entre os vertebrados, os peixes são considerados particularmente úteis para a avaliação da integridade biótica dos ecossistemas. Em particular, Fausch *et al.* (1990) afirmam que os peixes são sensíveis a uma ampla gama de estressores diretos; integram efeitos negativos de vários e complexos estressores também atuantes sobre outros componentes do ecossistema aquático, como habitat e macro invertebrados, devido à sua dependência para a reprodução, sobrevivência e crescimento; são organismos de vida relativamente longa e, portanto, a dinâmica das populações fornece um registro, a longo prazo, dos efeitos do estresse ambiental; podem ser usados para avaliar os custos sociais da degradação de maneira mais direta que outros indicadores biológicos, devido ao seu valor econômico direta.

A principal vantagem do uso de comunidades de peixes na elaboração do IIB está na relativa facilidade em se obter informações sobre aspectos da biologia, quando comparados a outros grupos como as algas e os invertebrados bentônicos, normalmente utilizados como indicadores ambientais. Além disso, as comunidades de peixes geralmente incluem representantes de vários níveis tróficos e são capazes de fornecer uma visão integrada do ambiente aquático (KARR, 1981).

Atualmente, este índice está sendo adaptado e utilizado em vários contextos, pois métodos de avaliação que consistem em conjunto de espécies refletem melhor a condição de um amplo segmento do ecossistema (PETESSE, 2005). As aplicações do IIB em vários locais do EUA e da Europa mostram a eficácia dos conceitos básicos do método, mas há também

necessidade de modificar ou adaptar as métricas, de modo que possam representar melhor a situação particular do local ou da região do estudo. Esta possibilidade também é explicitada por Karr (1981), que a considera uma vantagem do método. Uma revisão ampla das adaptações do índice, fora dos EUA e Canadá, foi realizada por Hughes & Oberdoff (1999). Adaptações do índice no Brasil podem ser encontradas em Araújo (1998) e Araújo *et al.* (2003), para a avaliação da integridade biótica do rio Paraíba do Sul no Estado do Rio de Janeiro. Petesse (2005) adaptou o índice para a represa de Barra Bonita no Estado de São Paulo.

Na Amazônia, existem algumas iniciativas visando avaliar os efeitos das atividades humanas sobre os peixes, no entanto raras são as tentativas de usar a comunidade de peixes como um meio mais compreensível para a determinação biótica da qualidade da água. A conservação e a recuperação do rio Tarumã-Açu é vital para manutenção da qualidade de seus recursos hídricos; no entanto, apesar de sua importância, tem recebido pouca atenção do ponto de vista de estudos dos ecossistemas e pouco tem sido reportado em relação a este ambiente. Neste sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar a integridade biótica do rio Tarumã-Açu, utilizando a comunidade de peixes como indicador da qualidade ambiental.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral:

Avaliar a integridade biótica do rio Tarumã-Açu, utilizando atributos biológicos das comunidades de peixes como indicadores da qualidade ambiental.

2.2 Específicos:

1. Comparar as assembléias de peixes em diferentes trechos do rio Tarumã-Açu;
2. Identificar tipos de impactos ambientais negativos à integridade biótica das comunidades de peixes do rio Tarumã-Açu;
3. Analisar a estrutura trófica da fauna ictífica do rio Tarumã-Açu;
4. Adaptar e aplicar um IBI (Índice de Integridade Biótica) proposto por Karr (1981) para o rio Tarumã-Açu.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Localizada na zona oeste da cidade de Manaus, no Estado do Amazonas, a micro-bacia do rio Tarumã-Açu apresenta uma área total de 134.000 há. sendo formada por uma rede de drenagem de corpos d'água de diferentes magnitudes, cujas nascentes encontram-se numa importante área de expansão urbana.

O rio Tarumã- Açu é um afluente da margem esquerda do rio Negro (3° 02' S; 60° 10' W) (Figura 1). Como a maioria dos tributários do Rio Amazonas e Negro, situa-se numa região de zonas mais baixas do curso da floresta, que ficam anualmente inundadas (igapó). Suas águas originam-se em pequenos vales relativamente íngremes, que descem do platô, cerca de 60 a 120m acima do nível do mar. Estes fluem para os baixios onde são inundados por densas chuvas entre janeiro e junho (WALKER, 1992). Em seu trecho inferior correspondente ao limite ocidental da área urbana de Manaus. Apresenta diversos afluentes em sua margem esquerda, alguns deles nascendo na Reserva Ducke e percorrendo as Zonas Norte e Oeste de Manaus (Figura 1).

O rio Tarumã-Açu vem sofrendo forte ação antrópica, inclusive nas nascentes dos numerosos igarapés da microbacia, passando por zonas relativamente povoadas onde ocorrem desmatamentos irregulares, minerações de pedra e areia, ocupações ilegais de terras e presença de restaurantes, marinas e flutuantes, que despejam seus esgotos e resíduos no leito do rio.

Dessa forma, o rio Tarumã-Açu vem sendo ameaçado por dois grandes vetores de degradação ambiental: poluição por esgotos domésticos e o assoreamento dos corpos d'água causado pelos desmatamentos ilegais.

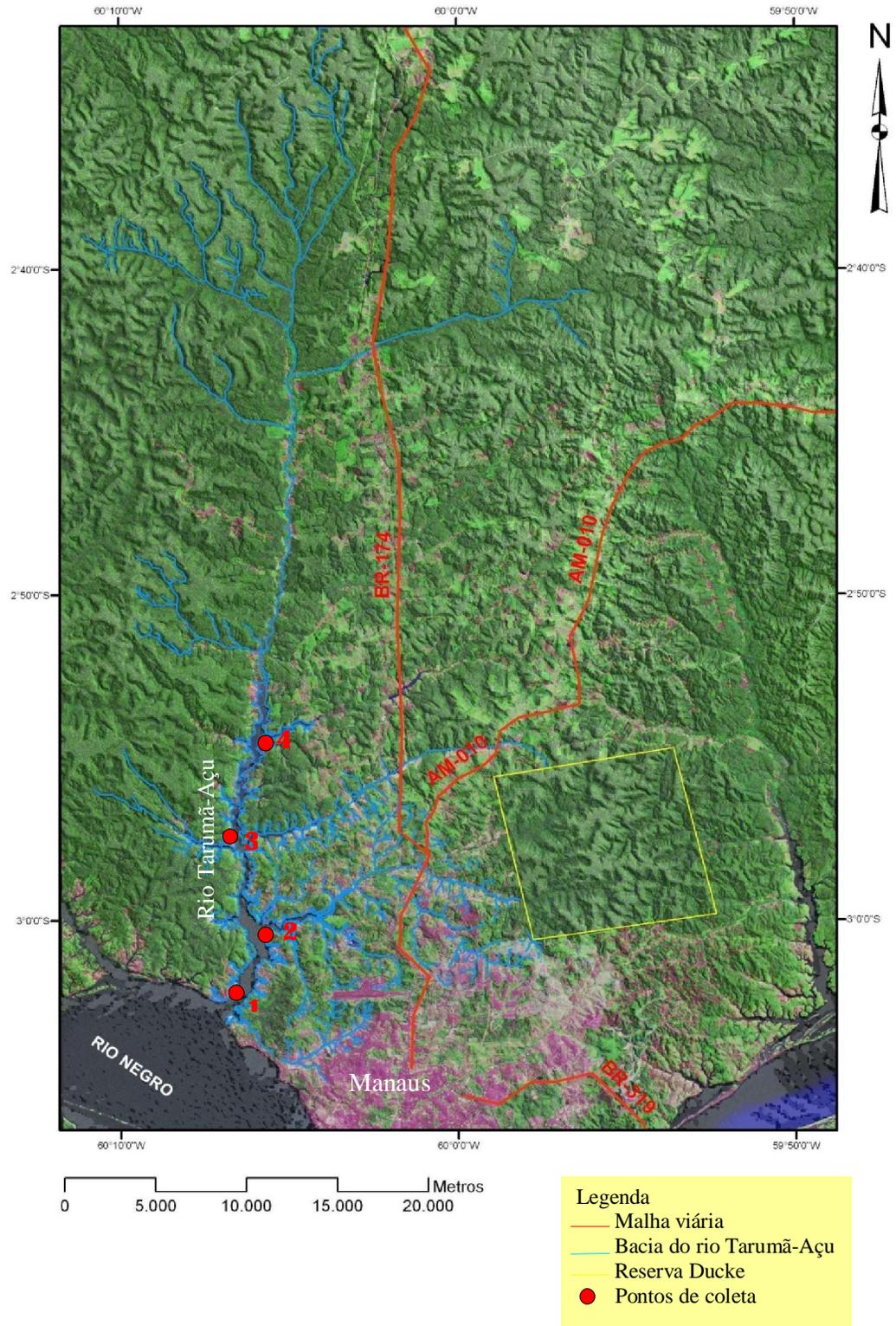


Figura 1. Bacia hidrográfica do rio Tarumã-Açu

3.2 Delineamento amostral

Os exemplares de peixes foram obtidos a partir de coletas realizadas no baixo curso do rio Tarumã-Açu, localizado na margem esquerda do rio Negro, durante os meses de dezembro de 2005, abril, julho e setembro de 2006, que correspondem, respectivamente, aos períodos de enchente, cheia, vazante e seca na região.

Foram estabelecidos quatro pontos de coletas, a partir da foz do rio Tarumã-Açu, distantes aproximadamente 4000m um do outro. Para as amostragens da ictiofauna, em cada ponto amostral, foi empregada uma bateria de sete malhadeiras, cada uma com 20m de comprimento por 2m de altura e com tamanho de malha de 10 a 70 mm entre nós adjacentes. Em cada ponto de coleta, as malhadeiras ficaram dispostas durante 18 horas (06:00 às 00:00), sendo revisadas a cada seis horas (Figuras 2, 3, 4 e 5).

Após as coletas, os peixes foram colocados em sacos plásticos e etiquetados por ponto de coleta e o ciclo hidrológico. Ainda em campo, alguns peixes foram identificados, bem como foram observados aspectos de sua anatomia externa para eventual detecção de tumores, lesões e deformidades. Posteriormente, alguns indivíduos de cada espécie foram fixados em formol (10%) levados ao laboratório e conservados em álcool (70%). A identificação dos exemplares capturados foi feita com o uso de chaves de identificação (Géry, 1977; Kullander *et al.*, 2003) e ainda com a ajuda de especialistas da UFAM e do INPA.

3.3 Características estruturais dos pontos de coleta

Como já foi relatado, o rio Tarumã-Açu, vem sendo ameaçado por várias ações antrópicas, desde as nascentes dos numerosos igarapés da microbacia, até o seu leito principal. A Tabela 1 reúne informações sobre algumas características observadas nos quatro pontos de coleta, incluindo a presença ou a ausência de mata ciliar, a coloração da água e os tipos de perturbações presentes em cada ponto de coleta.

Tabela 1. Características observadas em cada ponto de coleta do rio Tarumã-Açu.

Pontos	Características
1	Este é o ponto mais próximo da foz do rio Tarumã-Açu, apresenta uma mata ciliar de Terra firme e uma mata que fica alagada (igapó) durante os períodos de cheia e vazante. Nos períodos de enchente e seca apresenta uma praia. Em relação à coloração da água, fica de cor amarelada, durante os períodos de seca e enchente. Na margem oposta a este ponto, encontra-se a marina do David e devido à sua localização apresenta um intenso fluxo de barcos.
2	Este ponto está localizado a montante de uma praia (praia Dourada) e jusante da foz do igarapé do Tarumã, conhecido também como cachoeira alta e baixa. Há uma mata ciliar de terra firme que fica alagada entre os períodos cheia e vazante. Durante este período, a água fica com a cor mais escura (cor de chá), no entanto, durante a seca e a enchente apresenta uma pequena praia e a água assume uma coloração amarelada. Na foz do igarapé do Tarumã há um Hotel em construção, subindo o igarapé encontra-se um restaurante flutuante, uma comunidade e um desmatamento para a construção de um condomínio residencial. Aparentemente este é o ponto mais degradado.
3	Apesar da proximidade de um estaleiro, este ponto aparentemente está mais conservado. A sua margem é bastante íngreme, não apresentou praia durante a seca e a enchente, apresenta também uma mata ciliar que durante a cheia fica alagada. Do outro lado da margem há uma entrada, via fluvial através de um igarapé, para o conjunto habitacional da Vivenda Verde, que segundo relatos, a qualidade da água encontra-se alterada.
4	Neste ponto as coletas foram realizadas próximo a uma mata ciliar de capoeira, encontrou-se alagado durante todos os períodos de coleta, aparentemente o local está conservado, no entanto, próximo a este ponto há um Hotel desativado e uma barragem em uma das nascentes do rio Tarumã-Açu destinada à criação de peixes.



Figura 2. Foto do ponto de coleta 1, rio Tarumã-Açu



Figura 3. Foto do ponto coleta 2, rio Tarumã-Açu.



Figura 4. Foto do ponto de coleta 3, rio Tarumã-Açu.



Figura 5. Foto do ponto de coleta 4, rio Tarumã-Açu

3.4 Variáveis limnológicas

As variáveis limnológicas consideradas foram: profundidade (m), transparência (m), temperatura da água (°C), pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio dissolvido (mg/l).

A transparência da água foi obtida com uso de um disco de Secchi (ESTEVES, 1998) destinado à estimativa visual direta. A profundidade foi obtida por medições próximas as malhadeiras, com o uso de uma corda graduada, as variáveis referentes à qualidade da água foram determinadas com medidores digitais portáteis, assim que eram armadas as malhadeiras, a cerca de 50cm abaixo da superfície.

3.5 Estrutura das assembléias de peixes

3.5.1 Estimativa da riqueza Jackknife

Visto que o número de espécies numa amostragem geralmente é menor do que o número real na comunidade (AGOSTINHO *et al.*, 1997), foi obtida uma estimativa não-viciada do número de espécies com o método de Jackknife. Este é um método não-paramétrico baseado na frequência observada de espécies raras na comunidade (KREBS, 1998). Do ponto de vista matemático a estimativa Jackknife é dada por:

$$= s + \left(\frac{n-1}{n} \right) * k \quad \text{onde:}$$

= estimador Jackknife da riqueza de espécies;

s = número total de espécies presentes em n parcelas;

n = número total de parcelas amostradas;

k = número de espécies únicas; por espécie única, entende-se espécies que ocorrem só em uma parcela.

A variância do estimador Jackknife é:

$$\text{var} = \left(\frac{n-1}{n} \right) * \left[\sum_{j=1}^s (f_j^2 / f_j) - \frac{k^2}{n} \right] \quad \text{onde:}$$

Var = variância do estimador Jackknife da riqueza de espécies;

f_j = número de parcelas com j espécies únicas (j = 1,2,3.....,s);

k = número de espécies únicas

n = número total de parcelas amostradas.

Esta variância pode ser usada para estabelecer os limites de confiança para o estimador Jackknife:

$$\pm t * \sqrt{\text{var}} \quad \text{onde:}$$

= estimador Jackknife da riqueza de espécies;

t = t de Student por (n-1) graus de liberdade e nível de probabilidade;

Var = variância do estimador Jackknife.

Em relação à estimativa Jackknife, Krebs (1998) afirma que esta abordagem não pode ser usada para comunidades com número de espécies raras excepcionalmente grande, ou em comunidades não suficientemente amostradas (onde s é menor do que a metade das espécies presentes), enquanto que o valor máximo da estimativa é o dobro do número observado de espécies.

3.5.2 Índice de diversidade (SHANNON-WIENER)

Este índice deriva da teoria da informação e mede a incerteza de que dois indivíduos tomados ao acaso de uma população de S espécies e N indivíduos, sejam da mesma espécie. Portanto, quanto mais o valor do índice se afasta da zero, maior será a diversidade. Sendo a base logarítmica usada igual a dois (\log_2), a unidade de medida da diversidade é bits/indivíduo. Ele é dado por:

$$H = - \sum_{j=1}^s \frac{n_j}{N} \log_2 \frac{n_j}{N}$$

onde:

S = é o número de espécie na amostra;

n_i = número de indivíduos da i-ésima espécie;

N = número total de indivíduos na amostra.

3.5.3 Equitabilidade

Este índice fornece informações sobre a repartição das abundâncias das espécies na comunidade (PIELOU, 1966). Seu valor máximo é atingido quando todas as espécies têm a mesma abundância. A equitabilidade é estimada conforme a equação:

$$E = H' / H'_{\max}$$

Onde H' é o índice de Shannon e $H'_{\max} = \log_2(S)$, sendo S o número total de espécies na amostra.

3.5.4 Índice de dominância (SIMPSON)

Fornece uma medida da dominância de algumas espécies na comunidade. Assim, uma elevada dominância implica que uma ou poucas espécies têm o monopólio dos recursos (PIELOU, 1978). Ele é uma probabilidade e assim varia entre 0 e 1. É dado por:

$$D = \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

E estimado por:

$$D = \sum_{i=1}^s \frac{[n_i(n_i-1)]}{[N(N-1)]}$$

onde: n_i e N são definidos como anteriormente.

3.5.5 Captura por unidade de esforço (cpue)

Este é um índice muito usado para avaliação dos recursos pesqueiros. É obtido como a razão entre as capturas (C , em número ou em peso) e o esforço de pesca (f), assim que: $cpue = C/f$

O esforço considerado foi o conjunto de malhadeiras com uma área armada total de 280 m² por 18 horas de pesca, em cada ponto de coleta. A cpue foi calculada para cada fase do ciclo hidrológico com o número total de exemplares capturados por ponto de coleta.

O uso da cpue baseia-se no pressuposto de que, para certa quantidade do esforço aplicado, as capturas são proporcionais ao tamanho da população no momento da coleta (RICKER, 1975). Este, todavia, não pode ser considerado um índice absoluto de abundância do estoque devido à variabilidade da capturabilidade das diferentes espécies em relação ao tipo de ambiente e ao comportamento dos peixes. Na pesca experimental, todavia, a homogeneidade das artes e dos esforços, limita tal variabilidade e pode ser considerada uma medida apropriada da abundância, o que permite a comparação das comunidades entre os diferentes ambientes e períodos (TEJERINA-GARRO *et al.*, 1998).

3.6 Estrutura trófica

O estudo da utilização do alimento, além de propiciar um campo interessante para a discussão de aspectos teóricos, como a substituição das espécies através dos componentes espacial, temporal e trófico do nicho (SCOENER, 1974), atende a outros propósitos tais como: conhecimento básico da biologia das espécies; compreensão da organização trófica do ecossistema e conhecimento dos mecanismos biológicos de interação entre as espécies, como a competição e a predação (HERRAN, 1988). A comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu foi analisada também do ponto de vista da estrutura trófica. Esta análise é importante, pois alterações na qualidade do ambiente ou da água podem afetar a disponibilidade dos recursos alimentares para os peixes e provocar alterações na comunidade (ARAÚJO, 1998).

A atribuição da categoria trófica foi baseada em levantamento bibliográfico (SANTOS *et al.*, 2006; MELO *et al.*, 2005; FISHBASE, 2006) e a partir de informações

obtidas junto a pesquisadores do INPA. As espécies foram agrupadas em sete categorias tróficas e as suas descrições estão na Tabela 2.

Tabela 2. Categorias tróficas encontradas entre os peixes do rio Tarumã-Açu.

Categoria Trófica	Descrição
Onívoro	Compreende espécies consumidoras de material de origem animal e vegetal em proporções variadas, sem predomínio de um tipo de alimento.
Herbívoro	Compreende espécies onde a dieta é constituída pela predominância de vegetais. Fizeram parte dessa categoria espécies que se alimentam de perifíton e algas filamentosas.
Detritívoro	Compreende espécies que consumiram alimentos particulados associados ao fundo, incluindo uma porção considerável de sedimentos e partículas minerais.
Insetívoro	Compreende espécies com predominância de insetos na dieta.
Planctívoro	Compreende espécies com predominância de plâncton (principalmente zooplâncton) na dieta.
Carnívoro	Compreende espécies que se alimentam de matéria orgânica de origem animal (vertebrado ou invertebrado).
Piscívoro	Compreende espécies com predominância de peixes na dieta.

3.7 Índice de Integridade Biótica (IIB)

O IIB originalmente desenvolvido por Karr (1981) e Karr *et al.* (1986) foi proposto para avaliar a qualidade dos recursos aquáticos de riachos de áreas temperadas dos EUA. Trata-se de um índice multimétrico, ou seja, composto por vários atributos ou métricas da comunidade de peixes, cada uma das quais representa uma característica mensurável do conjunto biológico que muda de maneira previsível com o aumento ou diminuição do estresse ambiental. Posteriormente este índice foi adaptado para aplicações em outros contextos, tais como grandes rios (SIMON & SANDERS, 1999; SEEGERT, 2000); lagos (SIMON, 1998; THOMA, 1999) e represas (McDONOUGH & HICKMAN, 1999).

A avaliação das condições do ambiente estudado é feita por comparação com a condição de um local similar “não alterado” e localizado na mesma região. Se não houver locais de referência não alterados, podem ser usados aqueles com menor grau de alteração, como sugeridos por Hughes *et al.* (1986) e Maio *et al.* (1996).

O cálculo do IIB, originalmente desenvolvido por Karr (1981), prevê a combinação de 12 contagens parciais obtidas de uma série de atributos (métricas) da comunidade de peixes. Estas podem ser reunidas em três grupos:

- 1) métricas relativas à composição e riqueza de espécies;
- 2) métricas relativas às categorias tróficas;
- 3) métricas relativas à abundância e às condições da saúde dos peixes. O elenco das métricas originalmente consideradas por Karr (1981) é apresentado na Tabela 3.

A cada métrica considerada no índice é atribuída uma pontuação de 1, 3 ou 5, à medida que o seu valor afaste muito (1), pouco (3), ou se aproxime (5) do valor do ambiente de referência. No final, o valor do IIB, para cada local amostrado, é obtido com a soma das 12 pontuações e varia de um mínimo de 12 a um máximo de 60. Esse intervalo é dividido em cinco

classes de qualidade indicativas da integridade biótica da comunidade: muito pobre (12-24); pobre (28-34); razoável (40-44); boa (48-52) e excelente (58-60).

Tabela 3. Métricas originais do IIB de Karr (1981)

Categoria	Métrica	Descrição
<i>Riqueza e composição de espécies</i>	<i>1. número total de espécies</i>	Essa métrica é uma medida diversidade que geralmente diminui com a degradação ambiental.
	<i>2. número de espécies de "darter"</i>	Representa a riqueza de espécies sensíveis à degradação do habitat bêntico.
	<i>3. número de espécies de "sunfish"</i>	Sunfish (Lepomidae) são basicamente invertívoros, e uma comunidade diversificada desse grupo é indicativa de alta qualidade da zona litoral.
	<i>4. número de espécies de "sucker"</i>	A riqueza dessas espécies dá uma idéia da qualidade do habitat bentônico, pois este grupo coloniza as águas mais profundas, e é particularmente intolerante à degradação do substrato.
	<i>5. número de espécies intolerantes</i>	Espécies intolerantes são sensíveis a várias formas de degradação. Em geral, são raras, e, por isso, são amostradas de maneira ineficiente.
	<i>6. % em números de indivíduos "green sunfish"</i>	Este grupo se torna muito abundante quando as condições ambientais pioram.
<i>Composição Trófica</i>	<i>7. % em número de indivíduos Piscívoros</i>	Este grupo é composto por espécies especialistas, cuja abundância diminui quando a qualidade do habitat piora.
	<i>8. % em número de indivíduos onívoros</i>	Os onívoros são pouco sensíveis a estresses ambientais e têm flexibilidade em variar sua dieta. Quando as ligações tróficas são quebradas devido à degradação ambiental, as espécies especialistas como os invertívoros, diminuem, ao contrário das onívoras e oportunistas, cuja abundância relativa aumenta.
	<i>9. % em número de indivíduos insetívoros</i>	A proporção de insetívoros aumenta com a melhoria da qualidade do ambiente, devido à especialização da dieta desse grupo.
<i>Abundância e condições da saúde dos peixes</i>	10. número total de indivíduos	Condições ambientais ótimas geram uma comunidade de peixes de alta qualidade, que exibe grande número de indivíduos.
	11. % em número de indivíduos Híbridos	A presença de híbridos aumenta devido à perda do isolamento reprodutivo e a conseqüente simplificação estrutural do ambiente.
	12. % em número de indivíduos com doenças, parasitas, anomalias	A saúde dos indivíduos é um reflexo da qualidade ambiental.

3.7.1 Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB) para o rio Tarumã-Açu.

Um ambiente de referência para o rio Tarumã-Açu deveria representar as condições existentes numa época anterior à intensa ocupação do homem, o que é neste caso impossível. Assim, a avaliação das condições do ambiente estudado é feita por comparação com a condição de um local similar “não alterado” e localizado na mesma região. Se não houver locais de referência não alterados, podem ser usados aqueles com menor grau de alteração, como sugeridos por Hughes *et al.* (1986) e Maio *et al.* (1996). No presente estudo, a determinação de um local de referência foi prejudicada em razão da falta de estudos ecológicos em rios de água preta, nas mesmas dimensões do rio Tarumã-Açu e com o mesmo esforço amostral. A maioria dos estudos na região têm sido realizados em lagos de várzea (YAMAMOTO, 2004) ou lagos de águas pretas (GARCIA, 1995). Assim, para o rio Tarumã-Açu, o local de referência foi composto a partir da observação do ponto de coleta com o menor grau de alteração (terceiro ponto).

Para avaliar os efeitos das alterações ambientais no rio Tarumã-Açu, algumas métricas da comunidade de peixes foram modificadas e adaptadas, buscando selecionar características das comunidades de peixes que fossem semelhantes às utilizadas originalmente por Karr (1981). Dentre elas:

1. Riqueza de espécies: Essa métrica fornece uma medida de diversidade biológica do ambiente, visto que tipicamente diminui com o aumento da degradação (HUGHES & OBERDOFF, 1999). Em um ambiente não degradado, portanto, o número total de espécies esperado é alto.

2. Riqueza de Characiformes: Essa métrica foi adotada em lugar de “sunfish”, espécies propostas por Karr (1981) para a avaliação do ambiente de coluna de água. São registradas espécies que se alimentam de frutos e sementes provenientes da vegetação ripária. À medida

que a degradação das margens se intensifica, tais recursos alimentares se tornam escassos, e essas espécies se tornam pouco abundantes ou raras no ambiente.

3. Riqueza de Siluriformes: Esta métrica pretende avaliar as condições do habitat bentônico. Substitui o número de espécies “darter” propostas por Karr (1981). A escolha desse grupo é justificada por serem organismos adaptados ao ambiente bentônico e altamente especialistas. Em condições degradadas, especialmente pelo assoreamento, a riqueza de Siluriformes tende a diminuir, provavelmente em razão de tais espécies terem seu sítio de alimentação e reprodução prejudicadas.

4. Riqueza de Cichlidae: Essa métrica é indicativa da degradação de ambientes lênticos da região marginal. São espécies adaptadas a esses tipos de ambientes e também são indicadoras das condições da margem, visto que usam este ambiente na época da reprodução para desova (construção de ninhos). Também, como alternativa ao número de espécies de “sunfish”, nas adaptações das métricas, para os ambientes tropicais (HUGHES & OBERDORFF, 1999).

5. Presença de espécies intolerantes: A presença de espécies intolerantes é um critério importante. Em cada área geográfica, algumas espécies facilmente identificáveis são as primeiras a desaparecer com o aumento da influência do homem (ARAÚJO, 1998). O desaparecimento ou a diminuição dessas espécies pode ser atribuído a alterações na qualidade da água, como por exemplo, altas temperaturas provocadas pela retirada de mata ciliar, ou poluição por despejo de esgoto. Foram consideradas para essa métrica a presença de duas espécies de *Bryconops*, por serem espécies de igarapé que podem ser consideradas intolerantes a altas temperaturas e à poluição.

6. Porcentagem de espécies piscívoras: Esse grupo é composto por peixes de hábitos alimentares especializados, e à medida que a interferência antrópica aumenta (representada por retirada da mata ciliar, assoreamento, pesca predatória, entre outros) tais espécies podem se tornar raras (KARR, 1981).

7. Porcentagem de espécies detritívoras: Esse grupo é representado por espécies que se alimentam de detritos depositados no substrato. No entanto, em locais muito assoreados, com intenso aporte de sedimento, essas espécies se tornam raras, provavelmente devido à falta de substrato ideal para a deposição desses detritos (FERREIRA, 2006).

8. Porcentagem de espécies insetívoras: Trata-se de organismos que se nutrem de insetos de origem alóctone e autóctone, sendo esperado que com o aumento da degradação ripária as espécies que se alimentem de itens alóctones sejam desfavorecidas e raramente registradas no ambiente.

9. Abundância de peixes: Esta métrica é baseada no fato de que condições ambientais ótimas geram assembléias de peixes de alta qualidade que suportam um grande número de indivíduos.

10. Porcentagem de indivíduos com doenças, parasitas e anomalias: Peixes com doenças, anomalias ou parasitas, como proposto por Karr *et al.* (1986), foram considerados, apesar de ser comum na região alguns exemplares de *Cichla temensis* apresentarem parasitas externos.

Para a métrica riqueza de espécies, o ajuste relativo à riqueza esperada de espécies foi obtido com o método Jackknife, também utilizado no trabalho de Petesse (2005). Trata-se de uma abordagem conservativa, de acordo com McDonough & Hickman (1999), que garante a ausência de pontos de referência para a medida do grau de desvio das condições esperadas. Uma vez que o número máximo de riqueza de espécies foi determinado, o intervalo individual foi dividido em três partes, seguindo a metodologia acima descrita.

Após definir o conjunto de métricas para discriminar os efeitos das alterações ambientais no rio Tarumã-Açu, foram estabelecidas as pontuações. Como os índices multimétricos são desenvolvidos por adição das pontuações de cada métrica, é preciso padronizar as diferentes escalas. A cada métrica considerada no índice é atribuída uma pontuação de 1, 3 ou 5, à medida que o seu valor afaste muito (1), pouco (3), ou se aproxime

(5) do valor do ambiente de referência. No final, o valor do IIB, para cada local amostrado, é obtido com a soma das 10 pontuações e varia de um mínimo de 10 a um máximo de 50. Esse intervalo é dividido em cinco classes de qualidade indicativas da integridade biótica da comunidade: muito pobre (10-19); pobre (20-29); regular (30-39); bom (40-50).

O valor final do IIB para cada ponto é representado pela soma das pontuações de todas as métricas e classificado em uma das quatro classes de integridade biótica (Tabela 4).

Tabela 4. Descrição e pontuação das categorias de integridade biótica adotadas para o presente estudo.

Classe	Pontuação	Descrição
Bom	40-50	Ambiente em boas condições, comunidade bem diversificada, estrutura trófica equilibrada.
Regular	30-39	Riqueza de espécies próximo do esperado; estrutura trófica equilibrado, porém com alguns aspectos da biologia comprometidos.
Pobre	20-29	Ambiente com muitos aspectos da integridade biológica distantes da situação minimamente impactada, presença de indivíduos com doença.
Muito pobre	10-19	Ambiente com muitos aspectos da integridade biológica alterados, poucos peixes, elevada presença de anomalias, parasitas. Indicando degradação séria.

4 RESULTADOS

4.1 Parâmetros limnológicos

4.1.1 Profundidade

A profundidade dos pontos de coleta foi medida nas proximidades das malhadeiras dispostas às margens do rio Tarumã-Açu (Figura 6). Considerando-se a distribuição das profundidades por ponto de coleta, observa-se que no primeiro ponto a profundidade apresentou uma pequena variação, com um mínimo de 2,3 m e um máximo de 4 m. No segundo ponto de coleta, a mínima foi de 2 m e a máxima foi de 5,3 m. As margens do terceiro ponto apresentam uma inclinação acentuada e por isso apresentaram uma maior variação de 2,7m no período da vazante a 8m no período da cheia. No quarto ponto de coleta, a mínima foi de 2,15m e a máxima foi de 7,15m.

As profundidades, durante o ciclo hidrológico, apresentaram médias de 3,3m durante o período de enchente; na cheia 5,24 m; na vazante 3,65 m e 2,71 m durante o período de seca.

4.1.2 Transparência

No primeiro ponto de coleta foi observado o menor valor de transparência, 0,3m (Figura 7). Os maiores valores foram observados nos pontos 3 e 4 (1,2m), ou seja, nos pontos mais distantes da foz. Durante o ciclo hidrológico, as medidas de transparência da enchente e seca são menores, sendo que no período da seca os valores foram os mesmos (0,60m) em todos os pontos, e os maiores valores de transparência foram observados durante o período de cheia e vazante nas quatro estações de coleta.

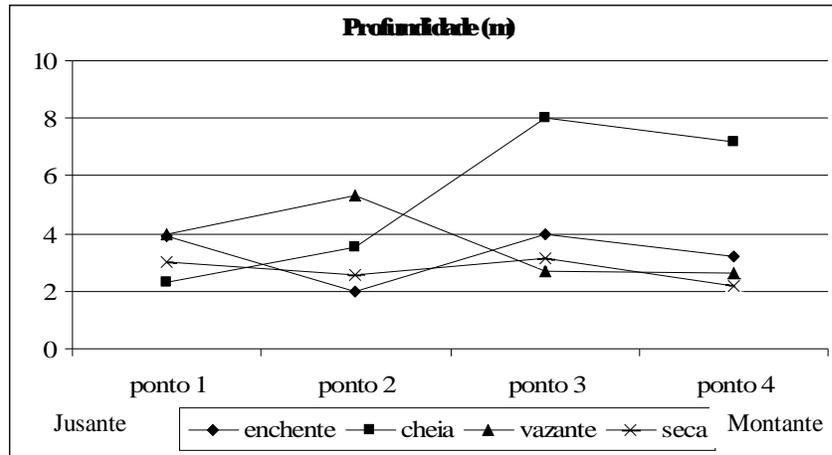


Figura 6. Profundidade (m) das estações de coleta durante o ciclo hidrológico.

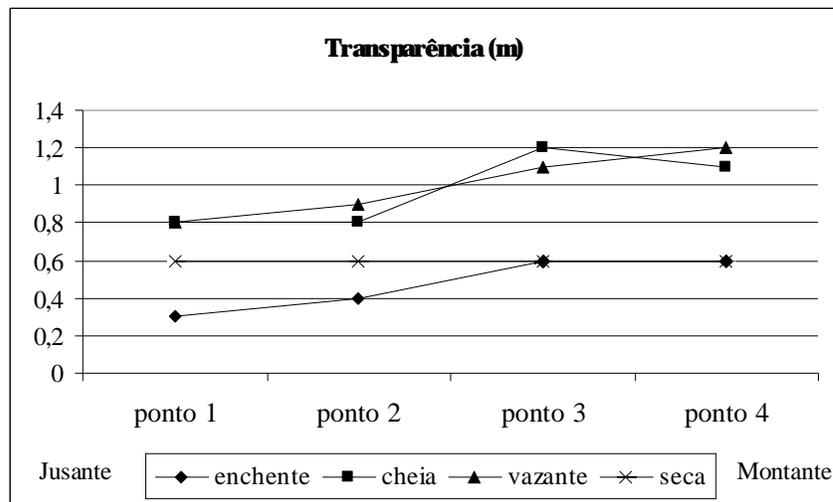


Figura 7. Transparência da água em (m) nos quatro pontos de coleta durante o ciclo hidrológico.

4.1.3 Temperatura

Em relação aos valores da temperatura da água nas diferentes estações de coleta (Figura 8), evidencia-se que a maior temperatura foi atingida no ponto mais a jusante, onde a mínima foi de 29,9° C na enchente e a máxima de 34° C na seca. No segundo ponto, a temperatura mínima foi de 29,2° C na enchente e a máxima de 31° C na cheia. Nos pontos de coletas mais distante da foz, os valores mostram uma menor variação e um menor grau em relação aos dois primeiros pontos; no terceiro ponto de coleta, a mínima foi de 26,9° C na enchente e a máxima de 29° C na seca e, no quarto ponto de coleta observou-se a mínima de 26,3° C na enchente e máxima de 28,4° C na vazante.

Considerando o ciclo hidrológico como um todo, as temperaturas mais elevadas foram determinadas durante o período de seca, com uma média de 31° C, seguida pelo período da vazante, com uma média de 29,2° C, cheia e enchente com 29° C e 28° C, respectivamente.

4.1.4 pH

Durante o ciclo hidrológico e nas estações de coleta, os valores de pH apresentaram variações relevantes, os maiores foram medidos no segundo ponto com 6,8, durante a enchente, e, no primeiro ponto, com 6,5 durante o período da cheia. Os menores valores foram medidos no terceiro e quarto pontos durante a enchente (Figura 9). O valor médio do pH, nos três primeiros pontos, é de 5,7 e 5,8, no quarto ponto, de coleta. A amplitude de variação foi semelhante nos pontos 1, 3 e 4 ao longo do ano, com os maiores valores ocorrendo na cheia. Entretanto no segundo ponto essa amplitude foi pequena entre cheia e vazante, porém na enchente o pH se elevou bastante.

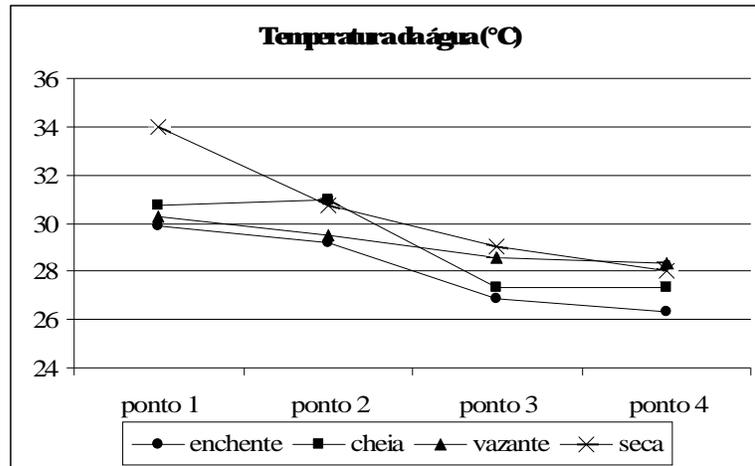


Figura 8. Temperatura da água em °C durante o ciclo hidrológico.

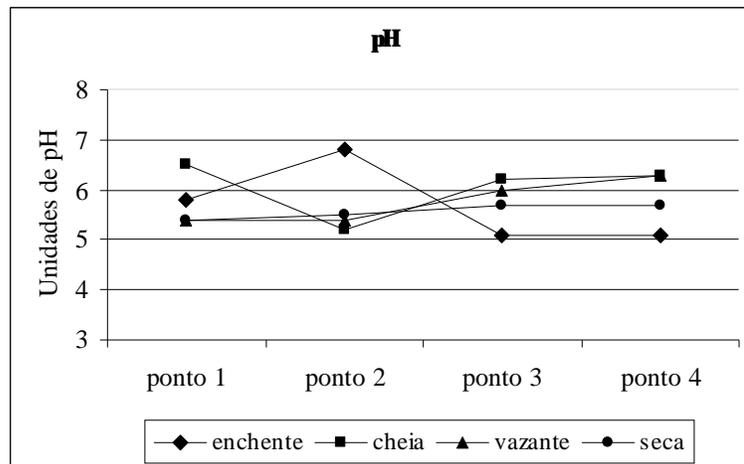


Figura 9. pH da água nas quatro estações de coleta durante o ciclo hidrológico.

4.1.5 Condutividade elétrica

Essa variável fornece indicações sobre as modificações na composição mineral da água. A sua variabilidade é relacionada à qualidade dos sais dissolvidos e pode indicar a presença de fontes de contaminação da água.

Os valores de condutividade elétrica medidos, nas quatro estações de coleta, estão apresentados na Figura 10; no entanto, por problemas apresentados no equipamento, foram aferidos apenas dois períodos do ciclo hidrológico, enchente e vazante.

Os maiores valores de condutividade foi durante o período da vazante o primeiro ponto de coleta com $15,5 \mu\mathcal{S}.\text{cm}^{-1}$, e menor no quarto ponto com $12,3 \mu\mathcal{S}.\text{cm}^{-1}$. Na enchente, o maior valor foi de $12,4 \mu\mathcal{S}.\text{cm}^{-1}$, no quarto ponto de coleta, e o menor foi de $9,4 \mu\mathcal{S}.\text{cm}^{-1}$, no segundo ponto de coleta. Em relação aos valores de condutividade por pontos de coleta, observa-se que os maiores valores foram encontrados no primeiro e segundo ponto, durante o período da vazante. A variação da condutividade foi progressivamente maior no sentido montante-jusante.

4.1.6 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido representa um dos elementos mais importantes no monitoramento dos ambientes, visto que garante os processos de mineralização das substâncias orgânicas e da respiração dos organismos aquáticos. Os valores aferidos nas estações de coleta, durante o ciclo hidrológico, estão apresentados na Figura 11. A maior variação foi determinada durante o período da cheia. Em relação à distribuição dos valores para as estações de coleta, as menores concentrações de oxigênio dissolvido ocorreram consistentemente no segundo ponto.

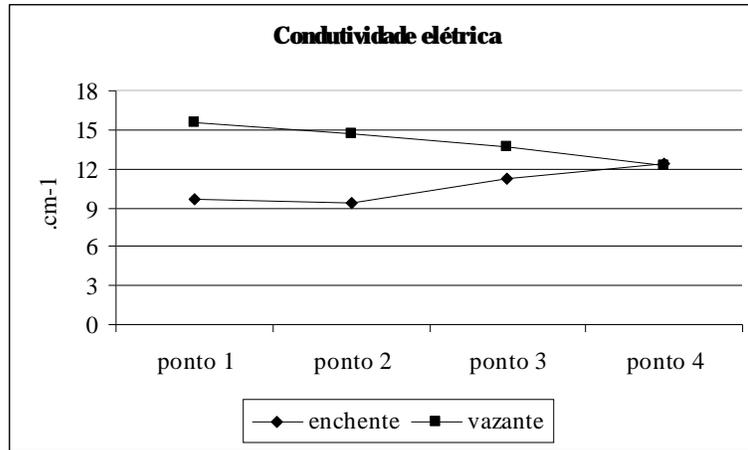


Figura 10. Condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$), nas estações de coleta, durante os períodos de enchente e vazante.

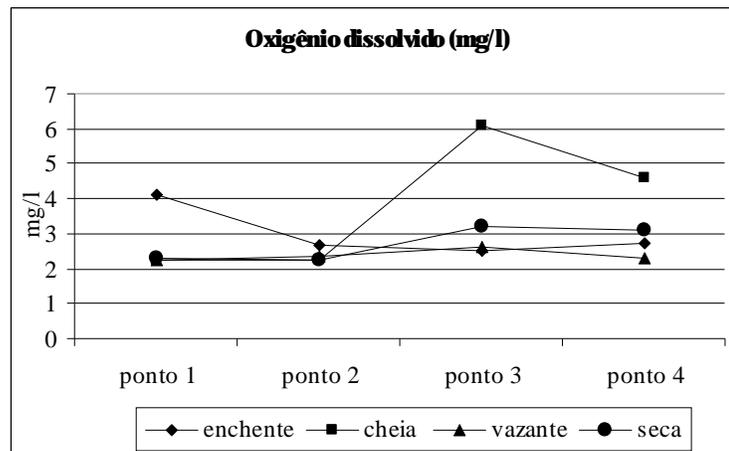


Figura 11. Oxigênio dissolvido, nas estações de coleta, durante o ciclo hidrológico.

4.2 Dados biológicos

4.2.1 Características da ictiofauna

Foram coletados 353 exemplares de peixes, distribuídos em 82 espécies, 18 famílias e quatro ordens. Durante o ciclo hidrológico, 24 espécies foram coletadas na enchente e na cheia; na vazante, 23 espécies e, durante a seca, subiu para 42 espécies. A Tabela 5 mostra a lista de espécies de peixes e o número de exemplares que ocorreram em cada período de amostragem.

Tabela 5. Composição das amostras de peixes coletadas no rio Tarumã-Açu durante o período da enchente (E), cheia (C), vazante (V) e seca (S).

Ordem	Família	Espécie	E	C	V	S	
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Lycengraulis batesii</i>		1			
	Pristigasteridae	<i>Ilisha amazonica</i>	2	4			
		<i>Pellona castelnaeana</i>	2			3	
		<i>Pellona flavipinnis</i>		1			
		<i>Pristigaster cayana</i>				1	
Characiformes	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	1		5	1	
		<i>Acestrorhynchus microlepis</i>				3	
	Anostomidae	<i>Laemolyta proxima</i>			1		
		<i>Leporinus falcipinnis</i>		1			
		<i>Leporinus fasciatus</i>				2	
		<i>Leporinus friderici</i>				2	
		<i>Schizodon fasciatus</i>	2			1	
	Characidae	<i>Agoniatès anchovia</i>			1		
		<i>Brycon amazonicus</i>				1	3
		<i>Brycon melanopterus</i>				1	
		<i>Bryconops alburnoides</i>				27	3
		<i>Bryconops giacopinii</i>			4		
		<i>Charax gibbosus</i>					1
		<i>Colossoma macropomum</i>				1	
		<i>Metynnis argenteus</i>	1				
		<i>Metynnis lippincottianus</i>					4
		<i>Myleus schomburgkii</i>	3				
		<i>Mylossoma aureum</i>	1				
		<i>Mylossoma duriventre</i>					1
		<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	5				
<i>Serrasalmus sp.</i>					1		
<i>Serrasalmus gouldingi</i>					1		
<i>Serrasalmus rhombeus</i>					1		
<i>Serrasalmus serrulatus</i>					7		

Tabela 5. Continuação...

Ordem	Família	Espécie	E	C	V	S
		<i>Triportheus albus</i>	2			
		<i>Triportheus elongatus</i>			4	1
		<i>Triportheus angulatus</i>	1			
	Ctenoluciidae	<i>Boulengerella lateristriga</i>			1	
		<i>Boulengerella lucius</i>		4	2	1
	Curimatidae	<i>Potamorhina latior</i>	2			4
		<i>Cyphocharax abramoides</i>	2			1
		<i>Curimata vittata</i>	12			
		<i>Psectrogaster rutiloides</i>		1		
	Cynodontidae	<i>Cynodon gibbus</i>		1		
		<i>Hydrolycus scomberoides</i>		2		1
		<i>Hydrolycus tatauaia</i>		1		
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>				1
	Hemiodontidae	<i>Anodus sp.</i>				3
		<i>Argonectes longiceps</i>				1
		<i>Hemiodus atranalis</i>				1
		<i>Hemiodus immaculatus</i>			12	1
		<i>Hemiodus sp.</i>	3			
		<i>Hemiodus unimaculatus</i>	1		6	
		<i>Micromischodus sugillatus</i>	1			
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus nigricans</i>				1
		<i>Semaprochilodus insignis</i>				12
		<i>Semaprochilodus tainiurus</i>			1	
Perciformes	Cichlidae	<i>Cichla temensis</i>		66	1	2
		<i>Geophagus altifrons</i>			4	
		<i>Geophagus proximus</i>				5
		<i>Satanoperca acuticeps</i>				1
		<i>Uaru amphiacanthoides</i>	1			
	Sciaenidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	3		2	5
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Ageneiosus sp.</i>	4			1
		<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>		2	5	8
		<i>Auchenipterus nuchalis</i>		1		1
		<i>Centromochlus heckelii</i>		1		
		<i>Tatia intermedia</i>		2	1	
		<i>Trachelyopterichthys taeniatus</i>			1	
	Doradidae	<i>Astrodoras asterifrons</i>	2		1	
		<i>Oxyoras eigenmanni</i>		3		
		<i>Nemadoras elongatus</i>	1			
		<i>Nemadoras trimaculatus</i>	1			
		<i>Oxydoras niger</i>				1
	Heptapteridae	<i>Goeldiella eques</i>				1
		<i>Rhamdia sp.</i>				1
	Loricariidae	<i>Dekeyseria pulcher</i>		1		
		<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i>				1
		<i>Hypostomus carinatus</i>		1		3
		<i>Pseudoloricaria laeviuscula</i>		1		
	Pimelodidae	<i>Hypophthalmus edentatus</i>		1		
		<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>		2	6	
		<i>Hypophthalmus marginatus</i>	3	4	2	5
		<i>Pimelodina flavipinnis</i>				3
		<i>Pimelodus blochii</i>	1	2		
		<i>Pimelodus sp.</i>				1
		<i>Pinirampus pirinampu</i>				1
TOTAL			24	24	23	42

Em relação ao ciclo hidrológico, foram coletadas 12 espécies exclusivas durante a enchente, 13 durante a cheia, 9 durante a vazante e 24 durante a seca e apenas uma espécie *H. marginatus* foi comum em todos os períodos de coleta (Tabela 5).

A proporção entre as ordens de peixes indica os Characiformes como grupo mais rico em espécies (57,3%) e abundância (49%) (Figuras 12a, b). A seguir, em termos de riqueza relativa, os grupos em ordem decrescente, foram: Siluriformes (29,3%), Perciformes (7,3%) e Clupeiformes (6,1%) (Figura 12a). Enquanto, em termos de abundância relativa, foram: Perciformes (25%), Siluriformes (21%) e Clupeiformes (4%) (Figura 12b).

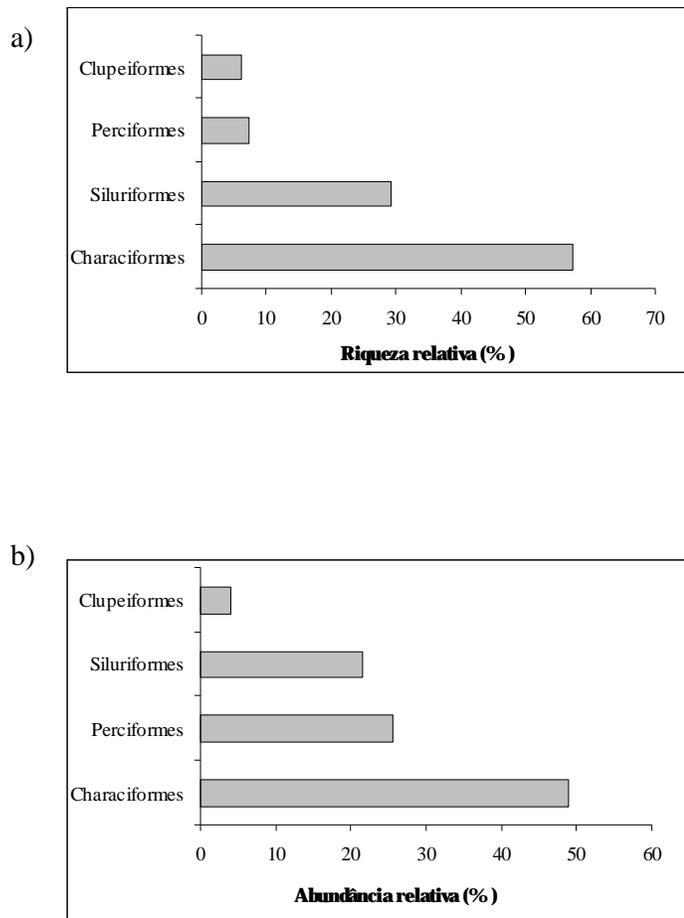


Figura 12. Riqueza (a) e Abundância relativa (%) (b) das ordens de peixes coletados no rio Tarumã-Açu.

A família mais representada, em relação à riqueza, foi Characidae com 20 espécies (24% do total). No entanto, em relação à abundância relativa, devido ao cardume de tucunaré coletado, a família mais representativa foi Cichlidae (23%), seguida por Characidae (21%), Pimelodidae (9%), Hemiodontidae (8%), Auchenipteridae (8%), Curimatidae (6%); as 12 famílias restantes compõem 25% da abundância relativa (Figura 13).

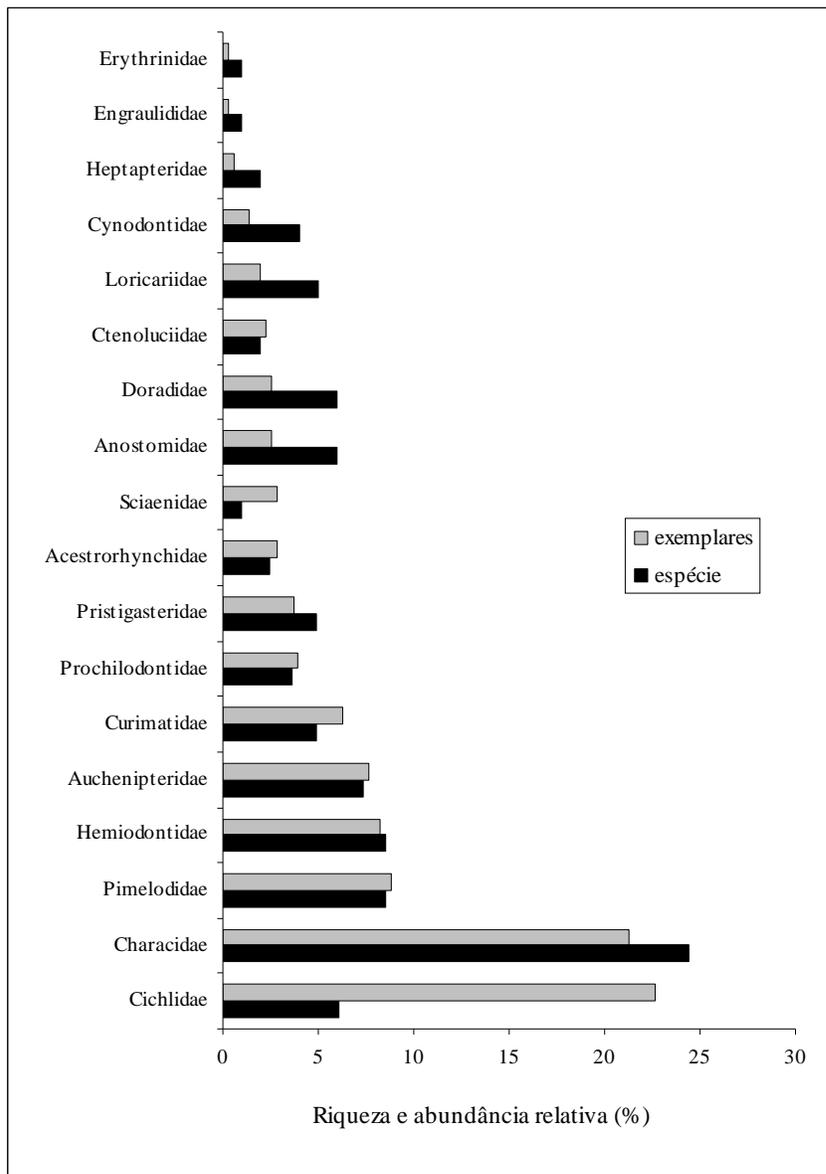


Figura 13. Riqueza e abundância relativa (%) das famílias de peixes coletados no rio Tatumã- Açú.

Ao longo do ciclo hidrológico, no período da enchente, foram coletados, 24 espécies e 57 exemplares totalizando 4,2 kg; na cheia, 24 espécies, 108 exemplares e 6,9 Kg; 23 espécies, na vazante, 87 exemplares e 6,3 kg e, durante a seca subiu para 42 espécies, 101 exemplares e 16 kg. A frequência relativa do número de indivíduos e do peso por ciclo hidrológico (Figura 14) mostra que o número de capturas foi maior do que o peso durante a cheia, devido à captura dos 66 exemplares juvenis da espécie *Cichla temensis*. Durante o período da seca, observa-se um aumento do número de capturas (28,7%) e do peso (48%).

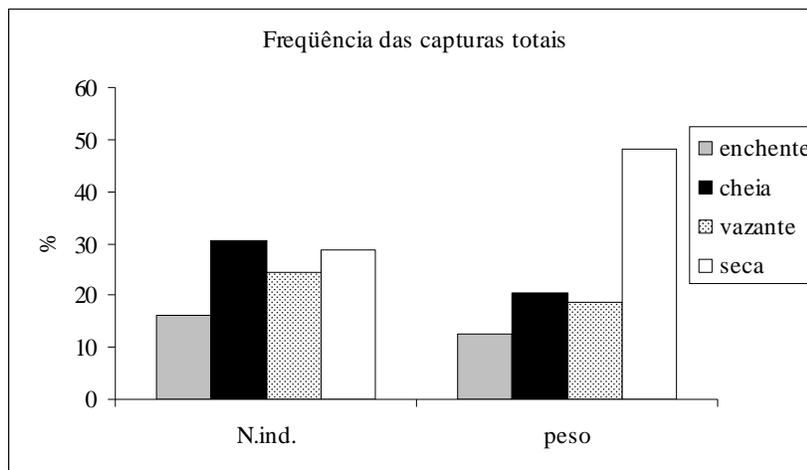


Figura 14. Frequência relativa de capturas durante o ciclo hidrológico.

4.2.2 Frequência de captura por espécie

Considerando o total de peixes coletados, as espécies com maior abundância foram: *Cichla temensis* (66 exemplares), *Bryconops alburnoides* (30), *Auchenipterichthys thoracatus* (15), *Hypophthalmus marginatus* (14), *Hemiodus immaculatus* (13), *Curimata vittata* (12), *Semaprochilodus insignis* (12), *Plagioscion squamosissimus* (10) e *Hypophthalmus fimbriatus* (8) que, juntas, representaram pouco mais de 50 % da abundância total.

Em relação ao peso, as espécies mais frequentes foram: *Hypophthalmus marginatus*, *Cichla temensis*, *Plagioscion squamosissimus*, *Pellona castelnaeana*, *Boulengerella lucius*, *Hypophthalmus fimbriatus*, *Bryconops alburnoides* e *Semaprochilodus insignis*, que, representaram 51 % da biomassa total amostrada. As 25 espécies mais abundantes representaram cerca de 70% da ictiofauna coletada (Figura 15).

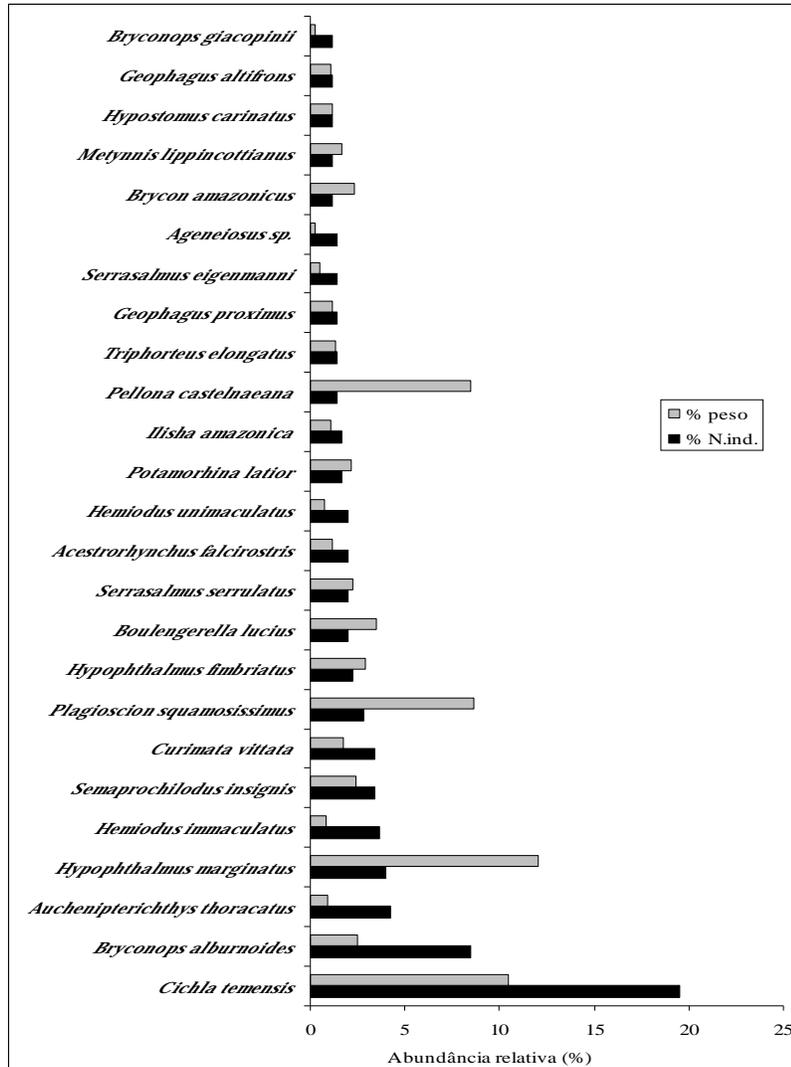


Figura 15. Freqüência relativa (%) em número e peso das espécies de peixes coletados no total das amostragens.

4.2.3 Distribuição espacial das espécies de peixes coletadas no rio Tarumã-Açu

Dentre as 82 espécies encontradas no rio Tarumã-Açu, apenas *Acestrorhynchus falcistrostris* esteve presente nos quatro pontos de coleta. Apesar da pouca distância entre os pontos, no primeiro, ocorreram 13 espécies exclusivas; no segundo, 15; no terceiro, 10 e no quarto, 13. De forma geral, 27 espécies foram coletadas no primeiro ponto; 35, no segundo; 32, no terceiro e 29, no quarto ponto (Tabela 6).

As espécies mais frequentes (*Cichla temensis*, *Bryconops alburnoides*, *Auchenipterichthys thoracatus*, *Hypophthalmus marginatus*, *Hemiodus immaculatus*, *Curimata vittata*, *Semaprochilodus insignis* e *Plagioscion squamosissimus*, *Hypophthalmus fimbriatus*) estiveram presentes em pelo menos três pontos de coleta, com exceção dos exemplares da espécie *Curimata vittata*, que foram coletados apenas no segundo ponto, durante a enchente. A espécie *Ilisha amazonica*, apesar de apresentar poucos exemplares, também foi capturada em três pontos.

Bryconops giacopinii é uma espécie típica de igarapés, e o maior número de exemplares desta espécie foi encontrado no segundo ponto de coleta durante a vazante, época em que o volume de água do igarapé Tarumã-Açu diminui consideravelmente.

Das espécies exclusivas coletadas no primeiro ponto, 10 pertencem à ordem dos Characiformes, dentre elas três exemplares de *Myleus schomburkii* (pacu). No segundo ponto, das espécies exclusivas coletadas, oito pertencem à ordem dos Characiformes, dentre elas, uma traíra *Hoplias malabaricus*, uma espécie de Perciformes, quatro Siluriformes e duas Clupeiformes. Dentre as espécies exclusivas coletadas no quarto ponto, seis pertencem à ordem dos Siluriformes, como por exemplo, *Oxydoras niger* (cuiú).

Tabela 6. Registro de ocorrência das espécies de peixes nos quatro pontos de coleta.

Espécie	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	X	X	X	X
<i>Brycon amazonicus</i>	X	X	X	
<i>Hypostomus carinatus</i>	X	X	X	
<i>Ilisha amazonica</i>	X	X		X
<i>Schizodon fasciatus</i>	X	X		
<i>Potamorhina latior</i>	X	X		
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	X	X		
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>	X	X		
<i>Pimelodus blochii</i>	X	X		
<i>Cyphocharax abramoides</i>	X		X	
<i>Hemiodus immaculatus</i>	X		X	X
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	X		X	X
<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	X		X	X
<i>Leporinus friderici</i>	X			
<i>Colossoma macropomum</i>	X			
<i>Metynnis argenteus</i>	X			
<i>Myleus schomburgkii</i>	X			
<i>Mylossoma duriventre</i>	X			
<i>Serrasalmus sp.</i>	X			
<i>Triportheus albus</i>	X			
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	X			
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	X			X
<i>Prochilodus nigricans</i>	X			
<i>Semaprochilodus tainiurus</i>	X			
<i>Geophagus altifrons</i>	X			
<i>Uaru amphiacanthoides</i>	X			
<i>Pseudoloricaria laeviuscula</i>	X			
<i>Bryconops alburnoides</i>		X	X	X
<i>Triphorteus elongatus</i>		X	X	
<i>Anodus sp.</i>		X	X	
<i>Semaprochilodus insignis</i>		X	X	
<i>Cichla temensis</i>		X	X	X
<i>Geophagus proximus</i>		X	X	
<i>Auchenipterus nuchalis</i>		X	X	
<i>Hypophthalmus marginatus</i>		X	X	X
<i>Pimelodina flavipinnis</i>		X	X	
<i>Lycengraulis batesii</i>		X		
<i>Pellona castelnaeana</i>		X		X
<i>Pristigaster cayana</i>		X		
<i>Laemolyta proxima</i>		X		
<i>Leporinus fasciatus</i>		X		
<i>Brycon melanopterus</i>		X		
<i>Mylossoma aureum</i>		X		
<i>Serrasalmus rhombeus</i>		X		
<i>Triportheus flavus</i>		X		
<i>Hoplias malabaricus</i>		X		
<i>Argonectes longiceps</i>		X		
<i>Satanoperca acuticeps</i>		X		
<i>Tatia intermedia</i>		X		X
<i>Oxydoras eigenmanni</i>		X		
<i>Dekeyseria pulcher</i>		X		

Tabela 6. Continuação...

Espécie	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i>		X		
<i>Hypophthalmus edentatus</i>		X		
<i>Pellona flavipinnis</i>			X	
<i>Leporinus falcipinnis</i>			X	
<i>Bryconops giacopinii</i>			X	
<i>Metynnis lippincottianus</i>			X	X
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>			X	X
<i>Serrasalmus gouldingi</i>			X	
<i>Serrasalmus serrulatus</i>			X	X
<i>Boulengerella lucius</i>			X	X
<i>Curimata vittata</i>			X	
<i>Hemiodus sp.</i>			X	
<i>Micromischodus sugillatus</i>			X	
<i>Ageneiosus sp.</i>			X	
<i>Astrodoras asterifrons</i>			X	X
<i>Nemadoras elongatus</i>			X	
<i>Nemadoras trimaculatus</i>			X	
<i>Goeldiella eques</i>			X	
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>				X
<i>Agoniatas anchovia</i>				X
<i>Charax gibbosus</i>				X
<i>Boulengerella lateristriga</i>				X
<i>Cynodon gibbus</i>				X
<i>Hydrolycus tatauaia</i>				X
<i>Hemiodus atranalis</i>				X
<i>Centromochlus heckelii</i>				X
<i>Trachelyopterichthys taeniatus</i>				X
<i>Oxydoras niger</i>				X
<i>Rhamdia sp.</i>				X
<i>Pimelodus sp.</i>				X
<i>Pinirampus pirinampu</i>				X
N. espécies	27	35	32	29

Os valores de riqueza de espécies por local e época de coleta são apresentados na Tabela 7, variou entre um mínimo de três espécies e um máximo de 19, ambos durante a seca. A riqueza de espécies não apresentou diferenças significativas entre as fases do ciclo hidrológico ($F= 2,3$; $p= 0,13$); ou entre os pontos de coleta ($F= 0,3$ e $p= 0,8$). Entretanto, o primeiro ponto apresenta a menor média de riqueza de espécies em relação aos outros pontos, e o segundo, embora tenha sido o mais rico no total, apresenta uma média menor que o terceiro ponto.

Tabela 7. Riqueza de espécies obtida nos quatro pontos de coleta durante o ciclo hidrológico.

	Pontos			
	1	2	3	4
enchente	8	6	12	4
Cheia	7	6	8	5
Vazante	10	7	4	10
Seca	3	19	18	15
Média	7	9,5	10,5	8,5
Mínimo	3	6	4	4
Máximo	10	19	18	15
desvio padrão	2,9	6,4	6,0	5,1
Variância	8,7	40,3	35,7	25,7
erro padrão	1,5	3,2	3,0	2,5
N	4	4	4	4

4.2.4 Estrutura da comunidade de peixes

4.2.4.1 Riqueza estimada de espécies (Jackknife)

O número de espécies de peixes estimado com a técnica Jackknife foi 121 espécies, sendo 82 o valor observado para a amostra total. O intervalo de confiança (95%) para cada ponto de coleta, indicou um mínimo de 22 e um máximo de 56 espécies. O maior número de espécies estimado encontra-se no terceiro ponto, com 50 espécies, e o menor, no primeiro ponto, com 28 espécies (Tabela 8).

Tabela 8. Síntese da riqueza de espécies (estimativa Jackknife) por ponto de coleta.

	N. de espécies coletadas	N. estimado de espécies	Desvio Padrão	Intervalo conf. (95%)
Ponto 1	27	28	2,9	22 – 33
Ponto 2	35	36	6,4	29 – 42
Ponto 3	32	50	6	43 – 56
Ponto 4	29	30	5	24 – 36

4.2.4.2 Diversidade de espécies

Para analisar a estrutura da comunidade de peixes, foram determinados os seguintes índices: diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade (E) e dominância de Simpson (D) (Magurran, 1988). Os dados foram calculados por ponto e em quatro períodos do ciclo hidrológico (Tabela 9).

Os valores de diversidade entre os períodos foram maiores na seca e menores na cheia. Durante a seca, verifica-se a maior uniformidade no número de exemplares entre as espécies, o que aumenta a diversidade. A maior diversidade foi observada no segundo ponto ($H' = 2,8$) e a menor ($H' = 0,8$) foi observada no terceiro ponto durante a cheia. A dominância de Simpson foi menor durante a cheia, no ponto 3, e, durante a seca no ponto 1, com o contrário ocorrendo nos três outros pontos durante a seca.

A equitabilidade não variou muito entre os períodos e pontos de coleta, mas apresentou menor valor no terceiro ponto durante a cheia (0,4), provavelmente por causa da dominância da espécie *Cichla temensis*.

Tabela 9. Número de espécies, exemplares e índices de diversidade no rio Tarumã-Açu por ciclo hidrológico (E) enchente, (C) cheia, (V) vazante e (S) seca.

	Ponto 1				Ponto 2				Ponto 3				Ponto 4			
	E	C	V	S	E	C	V	S	E	C	V	S	E	C	V	S
N. de espécies	8	7	10	3	6	6	7	19	12	8	4	18	4	5	10	15
N. de exemplares	12	13	24	4	7	9	30	36	30	80	8	40	8	6	25	21
Shannon H'	2,0	1,8	1,9	1,0	1,7	1,7	1,4	2,8	2,0	0,8	1,4	2,5	1,2	1,6	1,9	2,6
Equitabilidade	1,0	0,9	0,8	0,9	1,0	0,9	0,7	1,0	0,8	0,4	1,0	0,9	0,9	1,0	0,8	1,0
Dominância	0,8	0,8	0,8	0,6	0,8	0,8	0,7	0,9	0,8	0,3	0,8	0,9	0,7	0,8	0,8	0,9

4.2.4.3 Captura por unidade de esforço ($cpue_N$)

Os valores de $cpue_N$ variam de 0,001 a 0,03, durante o período da seca (ponto 1), e da cheia (ponto 3). Os maiores valores de captura por unidade de esforço foram observados no

terceiro e no segundo pontos de coleta, com médias de 0,06 e 0,03 respectivamente (Figura 16), e maiores na vazante e seca.

No terceiro ponto, período da cheia, observa-se um aumento no número de indivíduos capturados em relação aos demais períodos, devido a uma grande captura de exemplares juvenis da espécie *Cichla temensis* (tucunaré-paca), cerca de 61 % dos exemplares coletados no período.

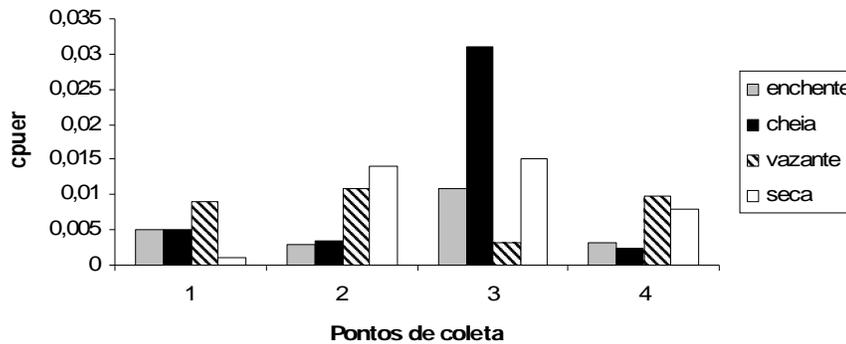


Figura 16. cpue_N por ponto de coleta durante o ciclo hidrológico.

4.2.5 Estrutura trófica

A estrutura trófica da ictiofauna do rio Tarumã-Açu foi agrupada em sete categorias tróficas. A categoria mais abundante foi a dos onívoros, seguida pelos carnívoros, piscívoros, detritívoros, herbívoros, insetívoros e planctívoros (Tabela 10).

Tabela 10. Categoria trófica das espécies de peixes no rio Tarumã-Açu.

Categoria trófica	Espécie	Autores
Onívoro	<i>Laemolyta próxima</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Leporinus fasciatus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Leporinus frederici</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Serrasalmus gouldingi</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Triportheus albus</i>	FERREIRA <i>et al.</i> (1998)
	<i>Triphorteus elongatus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Triphorteus angulatus</i>	FISHBASE (2006)
	<i>Argonectes longiceps</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Hemiodus atranalis</i>	MELO <i>et al.</i> (2005)
	<i>Hemiodus immaculatus</i>	FERREIRA <i>et al.</i> (1998)
	<i>Hemiodus sp.</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	MELO <i>et al.</i> (2005)
	<i>Micromischodus sugillatus</i>	MELO <i>et al.</i> (2005)
	<i>Geophagus altifrons</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Geophagus proximus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Satanoperca acuticeps</i>	FERREIRA <i>et al.</i> (1998)
	<i>Pimelodus blochii</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Pimelodus sp.</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Brycon amazonicus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
<i>Brycon melanopterus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)	
<i>Charax gibbosus</i>	FISHBASE (2006)	
<i>Colossoma macropomum</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)	
<i>Metynnis lippincottianus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)	
<i>Mylosoma aureum</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)	
Carnívoro	<i>Pellona flavipinnis</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Serrasalmus serrulatus</i>	Informações (2007)
	<i>Cichla temensis</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Ageneiosus sp.</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Centromochlus heckelii</i>	Informações (2007)
	<i>Trachelyopterichthys taeniatus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Astrodoras asterifrons</i>	Informações (2007)
	<i>Oxydoras eigenmanni</i>	Informações (2007)
	<i>Nemadoras elongatus</i>	Informações (2007)
	<i>Nemadoras trimaculatus</i>	Informações (2007)
	<i>Goeldiella eques</i>	Informações (2007)
<i>Rhamdia sp.</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)	

Tabela 10. Continuação....

Categoria trófica	Espécie	Autores
	<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i>	FISHBASE (2006)
	<i>Pimelodina flavipinnis</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Ilisha amazonica</i>	Informações (2007)
	<i>Hoplias malabaricus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
Piscívoro	<i>Lycengraulis batesii</i>	FISHBASE (2006)
	<i>Pellona castelnaeana</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	FISHBASE (2006)
	<i>Agoniatas anchovia</i>	Informações (2007)
	<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	Informações (2007)
	<i>Serrasalmus sp.</i>	Informações (2007)
	<i>Boulengerella lateristriga</i>	FISHBASE (2006)
	<i>Boulengerella lucius</i>	FISHBASE (2006)
	<i>Cynodon gibbus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Hydrolycus scomberoides</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Hydrolycus tatauaia</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Pinirampus pinirampu</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
Detritívoro	<i>Potamorhina latior</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Cyphocharax abramoides</i>	Informações (2007)
	<i>Curimata vittata</i>	Informações (2007)
	<i>Psectrogaster rutiloides</i>	FISHBASE (2006)
	<i>Prochilodus nigricans</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Semaprochilodus insignis</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Oxydoras niger</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Dekeyseria pulcher</i>	FISHBASE (2006)
	<i>Hypostomus carinatus</i>	Informações (2007)
	<i>Pseudoloricaria laeviuscula</i>	Informações (2007)
Herbívoros	<i>Metynnus argenteus</i>	FERREIRA <i>et al.</i> (1998)
	<i>Myleus schomburgkii</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Uaru amphiacanthoides</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Leporinus falcipinnis</i>	MELO <i>et al.</i> (2005)
	<i>Schizodon fasciatus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Mylossoma duriventre</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
Insetívoro	<i>Pristigaster cayana</i>	Informações (2007)
	<i>Bryconops alburnoides</i>	Informações (2007)
	<i>Bryconops giacopinii</i>	Informações (2007)
	<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	FERREIRA <i>et al.</i> (1998)
	<i>Tatia intermedia</i>	FISHBASE (2006)
Planctívoro	<i>Anodus sp.</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Hypophthalmus edentatus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Hypophthalmus limbriatus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)
	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	SANTOS <i>et al.</i> (2006)

* Informações = informações sobre a categoria trófica obtidas com pesquisadores do Inpa, através de comunicação pessoal.

Do total de espécies coletadas, observa-se o predomínio de onívoros com 30% das espécies, seguidos pelos carnívoros com 21%. Em relação ao número de exemplares, observa-se o inverso, a categoria mais importante foi a dos carnívoros, com 33%, seguida pelos onívoros com 19%. As categorias menos representativas foram planctívora, com 5%, em relação ao número de espécies, e os herbívoros, representados por apenas 3% do número total de exemplares (Tabela 11).

Tabela 11. Número e porcentagem de espécies e exemplares de peixes por categoria trófica coletados no rio Tarumã-Açu.

Categoria Trófica	Espécies		Exemplares	
	N	%	N	%
Onívoro	25	30	67	19
Carnívoro	18	21	117	33
Piscívoro	13	17	37	11
Detritívoro	11	14	43	12
Herbívoros	6	7	10	3
Insetívoro	5	6	53	15
Planctívoro	4	5	26	7
Total	82	100	353	100

A composição de espécies e exemplares por categoria trófica para os quatro pontos de coleta é apresentada na Figura 17. Em relação à porcentagem de espécies, nota-se, no ponto mais a jusante, a predominância dos onívoros seguidos pelos detritívos e herbívoros. No segundo ponto, aumenta a porcentagem dos onívoros, além disso, é o local de amostragem onde se observa a maior presença da categoria planctívora, representada pelas três espécies de *Hypophthalmus* (maparás) e a espécie *Anodus sp* (orana). Nos pontos mais a montante os carnívoros estão em maior número, no entanto, no último ponto evidencia-se, a predominância dos piscívoros e a ausência da categoria herbívora (Figura 18). Em porcentagem de exemplares, nota-se o predomínio da categoria onívora no ponto a jusante; o segundo ponto apresenta proporções semelhantes de onívoros e insetívoros; os carnívoros

predominam nos pontos a montante, sendo que no último as proporções de carnívoro, onívoro, insetívoro e piscívoro não apresentam diferenças significativas (Figura 18).

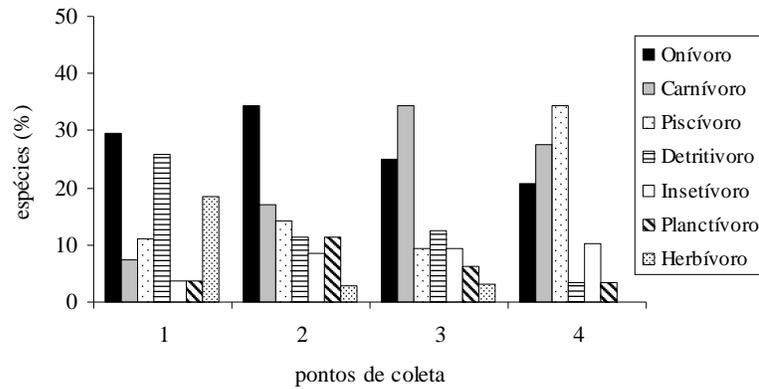


Figura 17. Estrutura trófica da comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu em porcentagem de espécies por ponto de coleta.

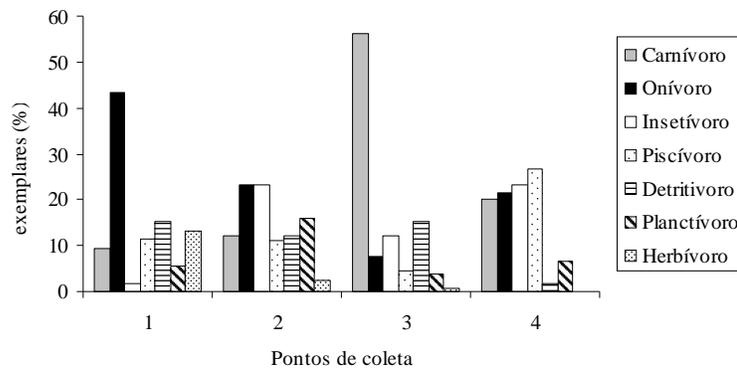


Figura 18. Estrutura trófica da comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu em porcentagem de exemplares por ponto de coleta.

Em relação ao ciclo hidrológico, os onívoros foram mais frequentes durante os períodos de enchente, vazante e seca, tendo uma acentuada diminuição durante a cheia; em seguida, os carnívoros tiveram sua maior predominância durante a enchente e a cheia, diminuindo em número de espécies durante vazante e aumentando novamente durante a seca.

Outra categoria trófica que teve uma relativa importância foi a dos piscívoros, que predominaram durante a cheia, diminuindo sua ocorrência durante a vazante e a seca. Não foi detectada a presença de insetívoros durante a enchente, e de herbívoros durante a vazante (Figura 19). Ocorreu um predomínio dos carnívoros em relação à abundância dos exemplares durante a cheia, e os insetívoros e onívoros predominaram durante a vazante (Figura 20).

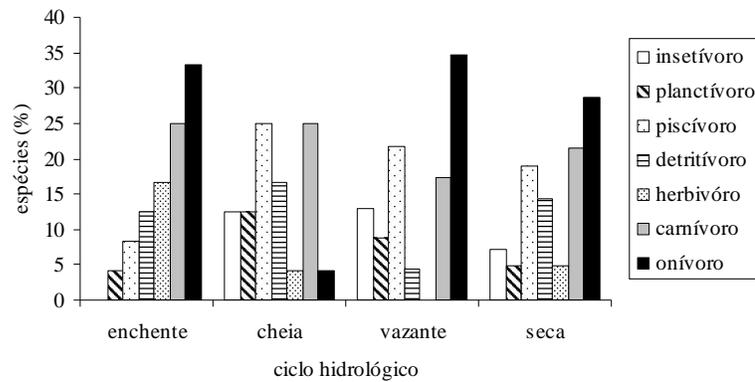


Figura 19. Estrutura trófica da comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu em porcentagem de espécies, durante o ciclo hidrológico.

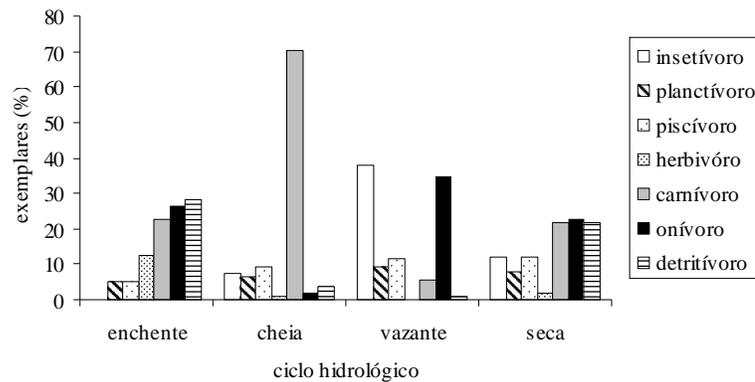


Figura 20. Estrutura trófica da comunidade de peixes do rio Tarumã-Açu em porcentagem de exemplares, durante o ciclo hidrológico.

4.2.6 Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB)

As dez métricas com os intervalos definidos para atribuição da pontuação, baseados no terceiro ponto, o ambiente de referência, são apresentadas na Tabela 12. Estas pontuações foram utilizadas para avaliar as diferenças espaciais, utilizando os quatro pontos de coleta, e avaliar as diferenças temporais ao longo do ciclo hidrológico: enchente, cheia, vazante e seca.

Tabela 12. Pontuações das métricas da comunidade de peixes, adaptadas para o rio Tarumã-Açu, com base no trabalho de Karr (1981). As descrições das métricas encontram-se na metodologia.

Métricas	Pontuação		
	(5) Bom	(3) Regular	(1) Ruim
1. Riqueza de espécies	> 30	15 - 30	< 15
2. Riqueza de Characiformes	> 17	12 - 17	< 12
3. Riqueza de Siluriformes	> 9	6 - 9	< 6
4. Riqueza de Cichlidae	> 3	2 - 3	< 2
5. Presença de espécies intolerantes	> 2	1-2	0
6. % de espécies piscívoras	> 23	12 - 23	< 12
7. % de espécies detritívoras	> 12	9 - 12	< 9
8. % de espécies insetívoras	> 9	6 - 9	< 6
9. % de indivíduos com doença	0	1	2
10. Número de exemplares	> 90	60 - 90	< 60

Para cada ponto de coleta, os valores obtidos em cada métrica, as pontuações e o IIB final encontram-se na Tabelas 13. As menores pontuações em relação aos quatro pontos de coleta ocorreram no primeiro ponto, e foram atribuídas às seguintes métricas: riqueza de Siluriformes, presença de espécie intolerante, porcentagem de espécies piscívoras e insetívoras e número de indivíduos; a maior pontuação foi atribuída somente à riqueza de Characiformes e à porcentagem de espécies detritívoras. No segundo ponto de coleta, as maiores pontuações foram atribuídas às métricas riqueza de espécie e à riqueza de Characiformes e Siluriformes, ao restante das métricas foram atribuídas à pontuação (3)

regular. As maiores pontuações, encontradas no terceiro ponto, foram atribuídas às métricas de riqueza de espécies, Characiformes e Siluriformes, porcentagem de detritívoros e número de indivíduos, à porcentagem de espécies piscívoras foi atribuída a menor pontuação (1). No ponto mais distante da foz (ponto 4), a menor pontuação foi atribuída apenas a porcentagens de espécies detritívoras, às métricas restantes foram atribuídas pontuações intermediárias (3) e boa (5). A soma das dez métricas que formam o IIB por ponto de coleta mostra que os valores variam entre 26 a 40.

Os valores obtidos em cada métrica, as pontuações e o IIB final, durante o ciclo hidrológico, encontram-se na Tabelas 14. Durante a enchente, foram atribuídas as menores pontuações (1 e 3) à maioria das métricas, apenas a porcentagem de espécies detritívoras e a porcentagem de espécies com doenças obtiveram a maior pontuação (5). O inverso aconteceu no período da cheia, que apresentou as maiores pontuações (5), mas também recebeu pontuações mínimas (1) em relação à riqueza de Characiformes e Cichlidae. No período da vazante, a porcentagem de espécies insetívoras e a porcentagem de espécies com doenças receberam a maior pontuação (5); a menor pontuação (1) foi atribuída à porcentagem de espécies detritívoras, e o restante das sete métricas, para este período, obtiveram pontuação intermediária (3). O único período que não obteve a menor pontuação foi durante a seca, apresentando apenas as pontuações que vão de regular (3) a bom (5). A soma das dez métricas que formam o IIB, por ciclo hidrológico, mostram que há uma maior variação entre os períodos do ciclo hidrológico do que entre os pontos de coleta.

Tabela 13. Valor obtido (v.o.), pontuação (p) e a soma para obtenção do IIB nos pontos de coletas.

Métricas	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4	
	v.o.	p	v.o.	p	v.o.	p	v.o.	p
Riqueza de espécies	27	3	35	5	32	5	29	3
Riqueza de Characiformes	18	5	17	5	18	5	15	3
Riqueza de Siluriformes	5	1	11	5	10	5	10	5
Riqueza de Cichlidae	2	3	3	3	2	3	1	3
Presença de espécie intolerante	0	1	1	3	2	3	1	3
% de espécies piscívoras	11	1	14	3	9	1	34	5
% de espécies detritívoras	26	5	11	3	13	5	3	1
% de espécies insetívoras	4	1	9	3	9	3	10	5
% de exemplares com doença	0	5	0	5	0	5	0	5
Número de exemplares	53	1	82	3	158	5	60	3
IIB	26		38		40		36	

Tabela 14. Valor obtido (v.o.), pontuação (p) e a soma para a obtenção do IIB durante o ciclo hidrológico.

Métricas	enchente		cheia		vazante		seca	
	v.o.	p	v.o.	p	v.o.	p	v.o.	p
Riqueza de espécies	24	3	24	3	23	3	42	5
Riqueza de Characiformes	14	3	8	1	14	3	24	5
Riqueza de Siluriformes	6	3	12	5	6	3	12	5
Riqueza de Cichlidae	1	1	1	1	2	3	3	3
Presença de espécie intolerante	0	1	1	3	1	3	1	3
% de espécies piscívoras	8	1	25	5	22	3	19	3
% de espécies detritívoras	13	5	17	5	4	1	14	5
% de espécies insetívoras	0	1	13	5	13	5	7	3
% de exemplares com doença	0	5	0	5	0	5	0	5
Número de exemplares	57	1	108	5	87	3	101	5
IIB	24		38		32		42	

Espacialmente, a menor soma do IIB foi obtida no primeiro ponto de coleta, ou seja, mais próximo da foz do rio Tarumã-Açu. No ponto a montante o valor do IIB aumenta e atinge o máximo no terceiro ponto, mudando de qualidade ambiental de regular para bom. No quarto ponto há uma pequena diminuição no valor. As classes de integridade biótica do rio Tarumã-Açu variam de pobre, no primeiro ponto, regular no segundo e quarto pontos, à bom no terceiro ponto (Figura 21).

Em relação ao ciclo hidrológico foram encontradas diferenças maiores no valor final do IIB, sendo que no período da enchente foi registrado o menor valor (24), no período da cheia e da seca, foram registrados os maiores valores (38 e 42, respectivamente) e, no período da vazante o valor registrado foi (32). As classes de integridade biótica variam durante o ciclo hidrológico de pobre, durante a enchente à boa, durante a seca (Figura 22).

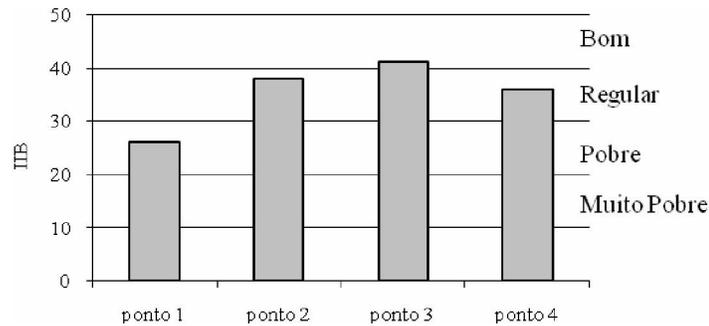


Figura 21. Distribuição das pontuações do Índice de Integridade Biótica (IIB), nos quatro pontos de coleta do rio Tarumã-Açu.

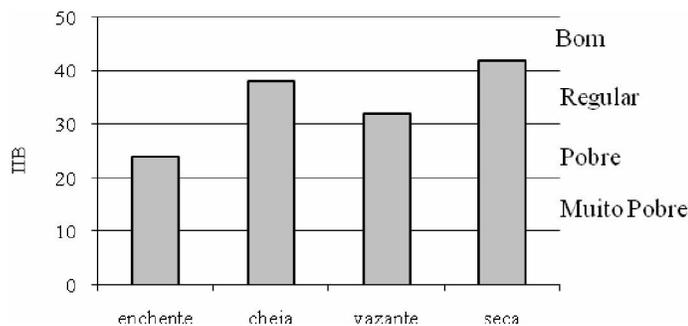


Figura 22. Distribuição das pontuações do Índice de Integridade Biótica (IIB), durante o ciclo hidrológico, do rio Tarumã-Açu.

5. DISCUSSÃO

5.1 Variáveis ambientais

A pequena variação na profundidade do rio Tarumã-Açu, durante o período de seca, é o resultado do equilíbrio entre a precipitação e a contribuição dos igarapés da bacia do Tarumã versus a evaporação e o escoamento através da foz. Entre os pontos de coleta essa pequena variação foi observada nos dois primeiros pontos, que são os mais próximos da foz, ou seja, próximos ao encontro com o rio Negro. A pequena variação pode também ter sido influenciada pela escolha dos locais adequados para a pesca com as malhadeiras. As maiores variações na profundidade, durante o ciclo hidrológico, foram observadas no terceiro e quarto pontos, provavelmente por não apresentarem uma influência tão direta com a foz, mas com a sazonalidade das chuvas na região que influenciam diretamente os níveis de água dos igarapés que fazem parte da bacia do rio Tarumã-Açu.

As profundidades do rio Tarumã-Açu apresentaram médias que variavam de acordo com o ciclo hidrológico, ou seja, as maiores médias ocorreram durante a enchente e a cheia, as menores, na vazante e seca. O ciclo hidrológico do rio oscila igual a pulsos, os quais alagam as áreas marginais e podem ser considerados como a principal força controladora da biota (JUNK et al. 1989).

Fundamentalmente, as modificações ambientais são responsáveis pelas principais mudanças hidroquímicas no rio. O pulso de inundação influencia diretamente a transparência da água do rio Tarumã-Açu, em que os maiores valores foram observados durante a cheia e a vazante, justamente no período em que foram encontrados as maiores médias de profundidade e os menores valores de transparência. Foi observado, durante a enchente e a seca, que a água torna-se cor amarelada, principalmente, nos dois pontos mais próximos à foz.

Os altos valores de temperatura encontrados nos dois primeiros pontos podem ser associados à pouca vegetação marginal e a maior largura do rio, além do lançamento de esgoto na água, a partir de barcos, flutuantes e residências, além da contaminação por combustíveis e óleos lubrificantes, também oriundos de barcos e flutuantes. Silva (1996), em um estudo sobre igarapés urbanos da cidade de Manaus, encontrou dados semelhantes a respeito do aumento da temperatura devido à retirada da mata ciliar, oxidação biológica da matéria orgânica e despejos industrial e doméstico.

No presente estudo, a maior temperatura aferida foi de 34°C durante a seca, no primeiro ponto, as espécies coletadas durante esse período, neste ponto, foram *Prochilodus nigricans* (curimatã), *Mylosoma duriventre* (pacu), ambas com apenas um exemplar, e dois exemplares de *Leporinus friderici* (aracu); esta espécie, segundo Santos *et al* (2006), ocorre em vários tipos de água, sendo também encontrada em áreas alteradas, nos arredores das grandes cidades.

Os ecossistemas aquáticos continentais com baixo pH são encontrados em grande número na região de terra firme da Amazônia central. Estes ecossistemas têm como características comum a cor escura da água (cor de café ou chá). De acordo com Sioli (1975), os valores mais baixos de pH são encontrados na terra firme, que apresenta valores variando entre 4,0 e 5,5 (ESTEVES, 1998). Estudando três igarapés da bacia hidrográfica do Tarumã-Açu, Melo (2005), verificou que os valores do pH variam de 3,2 a 5,6, constatando que estes ambientes apresentavam águas ácidas. No entanto, o presente estudo durante a enchente apresentou pH de 6,8 no segundo ponto de coleta, constatando-se uma diminuição da acidez das águas. Possivelmente a mudança do pH está relacionada a alterações provocadas por substâncias provenientes de esgotos presentes na área de coleta, o que está em consonância com o estudo de Silva (1999), que afirmou que o aumento de pH, na região em estudo, pode estar relacionado às interferências humanas.

Além da temperatura, o pH pode ter grande influência sobre os valores de condutividade elétrica (ESTEVES, 1998). No caso do rio Tarumã-Açu, observou-se no segundo ponto, o menor valor da condutividade elétrica $9,4 \mu \text{S.cm}^{-1}$, justamente onde foi encontrado o maior valor do pH 6,8. Segundo Petesse (2005), normalmente o andamento da condutividade e do pH estão relacionados aos ciclos de abundância do fitoplâncton, em particular o florescimento das algas influencia os equilíbrios iônicos, produzindo uma diminuição da condutividade e um aumento do pH, devido à precipitação dos carbonos.

Em regiões tropicais, os valores de condutividade nos ambientes aquáticos estão mais relacionados com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as condições climáticas, do que com o estado trófico (ESTEVES, 1998). Fittkau (1971) reconheceu, na Amazônia, três regiões geoquímicas a partir dos valores de condutividade elétrica. O presente estudo, compreendeu uma das regiões, que é caracterizada pelos baixos valores de condutividade elétrica ($5-10 \mu \text{S.cm}^{-1}$).

Os valores de condutividade elétrica para o rio Tarumã-Açu estão entre os encontrados em locais aparentemente mais íntegros, como o estudo realizado por Darwich (2005) no lago do Tupé, com valores médios de $10 \mu \text{S.cm}^{-1}$, durante a cheia. Os maiores valores de condutividade elétrica foram encontrados no primeiro e segundo pontos e, durante o ciclo hidrológico, a condutividade teve médias de $10,7$ e $14 \mu \text{S.cm}^{-1}$, durante a enchente e a vazante, respectivamente. Melo, (2005) estudando três igarapés da bacia do Tarumã, observou valores menores que $33,4 \mu \text{S.cm}^{-1}$.

A presença de oxigênio dissolvido nos ecossistemas aquáticos é vital para a manutenção da vida dos organismos aeróbios, os menores valores no presente estudo foram encontrados no primeiro e segundo pontos com média de $2,7$ e $2,3$, respectivamente. Os valores do oxigênio dissolvido encontrados nas águas do Tarumã por Melo (2005) variaram de $6,0$ a $7,28 \text{mg.L}$. Os menores valores do oxigênio dissolvido na área de estudo podem estar

relacionados à decomposição da matéria orgânica provenientes da poluição por esgotos, domésticos. Portanto, um sistema aquático que recebe esgotos sofre alterações ecológicas decorrentes, na maioria das vezes, da eutrofização o que diminui drasticamente a qualidade das águas e leva, principalmente, à acentuada redução do oxigênio dissolvido.

5.2 Estrutura da ictiofauna

As amostras de peixes, coletadas no rio Tarumã-Açu mostram os Characiformes como o grupo mais rico em espécies seguido pelos Siluriformes, Perciformes e Clupeiformes. As proporções entre os representantes das ordens coletadas são próximas das encontradas por Soares *et al.* (2005), tendo como grupos mais representados os Characiformes e Siluriformes. Segundo Lowe-McConnell (1987), em estudos de peixes de água doce Neotropicais, a composição da ictiofauna é baseada principalmente por espécies da superordem Ostariophysi, que agrupa cerca de 85% das espécies amazônicas, das quais 43% estão incluídas na ordem Characiformes, 39% estão na ordem Siluriformes e apenas 3% na dos Gymnotiformes.

Em termos de abundância relativa, as ordens mais abundantes foram Characiformes (49%), seguidas por Perciformes (25%) e Siluriformes (21%). A maior abundância de Perciformes, representados pela família Cichlidae, do que de Siluriformes, também foi observada por Knöppel (1970) no igarapé Barro Branco, Amazônia Central. A menor abundância dos Siluriformes provavelmente se deve a seletividade dos aparelhos de pesca, malhadeiras, utilizado neste estudo.

No rio Tarumã-Açu, o número de espécies foi inversamente proporcional ao volume de água, ou seja, passou de 24 espécies durante a cheia para 42 espécies durante a seca. A diminuição da captura em número de espécies durante a cheia e a vazante em relação à seca, indica que o aumento no volume das águas no rio e a maior disponibilidade de habitats para

refúgios influenciam as baixas capturas. Na seca, o número de espécies e exemplares aumenta, provavelmente, pelo baixo nível das águas e, conseqüente, diminuição da área para refúgio, sendo assim, os peixes ficam mais suscetíveis à captura.

Segundo Junk *et al.* (1989) as florestas ao serem periodicamente inundadas, representam um papel muito importante para os peixes, garantindo abrigo e recursos alimentares para a grande maioria das espécies que se utilizam diretamente da floresta, como as espécies estudadas por Goulding (1988).

A diversidade e a equitabilidade das espécies estão relacionadas com a riqueza de espécies e frequência de ocorrência dos exemplares. Quanto menos uniforme é a ocorrência de exemplares, menores são os valores da diversidade e da equitabilidade (LEMES & GARUTTI, 2002).

Comparando a riqueza e a diversidade observadas neste estudo ($S=82$; $H'=3,6$) com um outro, realizado na região Amazônica, especificamente na região do lago Tupé, no rio Negro ($S=157$ e $H'=3,85$) (YAMAMOTO, 2005), o rio Tarumã-Açu pode ser considerado de alta diversidade. No entanto, os índices de diversidade obtidos para cada ponto do rio Tarumã-Açu durante o ciclo hidrológico ($H'=0,8$ durante a cheia até $H'=2,8$ durante a seca) são considerados baixos, se comparados ao trabalho realizado por Garcia (1995), que ao estudar um lago do rio Negro, observou que o índice variou de 2,3 na cheia até 4,2 na seca.

Algumas diferenças entre as estações sazonais como abundâncias maiores na estação da cheia, embora não significativas, podem refletir a tendência de ser encontrado um número maior de exemplares, quando o corpo d' água se expande, oferecendo maiores recursos espaciais e alimentares (LOWE-MCCONNELL, 1987).

Embora com riqueza de espécies elevada (82 espécies no total) a baixa diversidade encontrada nos pontos de coleta, durante o ciclo hidrológico, pode refletir o grau de

degradação ambiental a que está submetida atualmente a bacia do Tarumã. Segundo Odum (1988), a diversidade tende a ser reduzida em comunidades que sofrem estresse.

Em geral, as espécies coletadas no rio Tarumã-Açu não apresentaram altas abundâncias. Dentre as espécies com maior importância, em termos de abundância, destacam-se: *Cichla temensis*, *Bryconops alburnoides*, *Auchenipterichthys thoracatus*, *Hypophthalmus marginatus*, *Hemiodus immaculatus*, *Curimata vittata*, *Semaprochilodus insignis* e *Plagioscion squamosissimus*. Dentre as espécies amostradas, apenas *Bryconops alburnoides* e *Auchenipterichthys thoracatus* não apresentam nenhuma importância comercial. As espécies *Hemiodus immaculatus* (orana), *H. marginatus* e *H. fimbriatus* (maparás) são comercializadas em pequena proporção nos mercados de Manaus (BATISTA, 1998); *S. insignis* (jaraqui) apresentam uma importância econômica destacada nos mercados de Manaus; *C. temensis* (ucunaré), *Curimata vittata* (curimatã) e *Plagioscion squamosissimus* (pescada) apresentam uma importância econômica moderada (SANTOS *et al.* 2006).

5.3 Estrutura trófica

A rede trófica na bacia Amazônica é extremamente complexa, tanto pela variedade de alimentos disponíveis no sistema aquático, como pela diversidade da ictiofauna e pelo amplo espectro alimentar que as espécies apresentam (LOWE-MCCONNELL, 1987). A composição de espécies por categoria trófica para o rio Tarumã-Açu, apresenta esse amplo espectro alimentar, com a presença de grupos de espécies de peixes onívoros, carnívoros, piscívoros, detritívoros, herbívoros, insetívoros e planctívoros.

A floresta alagada fornece grande parte da alimentação dos peixes e em alguns rios, como o rio Negro, ela é a base de toda a cadeia trófica. Muitas espécies de peixes, como o tambaqui, matrinxã, pacus e algumas espécies de piranhas e bagres, dependem dos frutos e

sementes da floresta alagada para a sua alimentação (SANTOS *et al*, 1991). A maior ocorrência de herbívoros foi observada durante a enchente no ponto mais a jusante, quando provavelmente as espécies entram no rio Tarumã-Açu, à procura de alimento e refúgio em áreas que ficaram alagadas durante todo o período da cheia. Walker (1990) afirma que a fauna ocorre onde está o alimento, e este é o segredo dos igarapés e igapós, onde existe alimento alóctone disponibilizado pela floresta.

Os rios de água preta apresentam uma zona eufótica maior do que os rios de água branca, no entanto, possuem uma baixa concentração de nutrientes, desfavorecendo a produtividade primária (JUNK, 1980). Salientando que o pequeno número de peixes planctívoros na Amazônia é resultante da baixa abundância deste grupo, em particular nos rios de águas pretas, ao contrário do que ocorre em outras regiões onde o plâncton é a base da alimentação de muitas espécies. Isto, todavia, não exclui a importância do plâncton como alimento para as formas jovens das espécies de peixes, já que esta é de fato uma fonte fundamental da alimentação, nesta fase de vida (SANTOS *et al*, 1991). As espécies consideradas como tendo esse regime alimentar no rio Tarumã-Açu são representadas por três espécies do gênero *Hypophthalmus* (maparás) e *Anodus* sp. (orana), que se alimentam principalmente de zooplâncton. A maior ocorrência de espécies que se alimentam de algas perifíticas, nos dois primeiros pontos se deve por ser mais largo e, conseqüentemente, com menor cobertura florestal, proporcionando, deste modo, maior incidência de luz o que permite a proliferação de algas perifíticas,

Os sistemas de rios de águas pretas e claras são famosos por apresentarem baixos níveis de nutrientes e produtividade, quando comparados com os de água branca. Ao longo dos rios de águas pretas e claras, não se vê, geralmente, grandes bancos de macrófitas aquáticas, restando apenas as algas e floresta de igapó como produtores de energia para esses sistemas (WALKER *et al*, 1991). A ocorrência de espécies detritívoras no primeiro ponto,

provavelmente está relacionada com as características do local que estavam alagados durante três ciclos de coletas, fazem parte desta categoria por exemplo, a espécie *Curimata vittata* (curimatã). Segundo Goulding *et al.* (1988), estudando a ictiofauna do rio Negro, onde predomina o tipo de água preta, grande parte da biomassa das plantas da floresta de igapó entra na cadeia alimentar por meio do ciclo de detrito.

Entre outras fontes alimentares, pode-se destacar os próprios peixes; muitas espécies piscívoras foram encontradas no estudo, sofrendo pequenas variações durante o ciclo hidrológico, sendo mais abundantes durante a cheia e a vazante, diminuindo na seca e enchente. Os piscívoros são as únicas espécies que podem ser chamadas de especialistas, e mesmo assim não se alimentam de uma única espécie de presa. Durante o período da cheia, aumenta o número das espécies consideradas especialistas, como piscívoros e insetívoros, e diminui o número de espécies consideradas generalistas, como os onívoros.

Zaret e Rand (1971) demonstraram ainda que a segregação na utilização de alimentos é mais efetivas nos períodos em que há escassez de alimento, o que sugere que a disponibilidade dos recursos alimentares desempenha um papel fundamental no modelo de partição de recursos. Assim, quando disponíveis, os alimentos podem ser utilizados por muitas espécies, sem se caracterizar numa interação competitiva. No entanto, quando são escassos, é possível que haja partição para minimizar pressões competitivas.

De modo geral, no entanto, os peixes do rio Tarumã-Açu apresentam uma dieta pouco especializada na alimentação, a maioria aproveita os alimentos disponíveis nas diferentes épocas do ano, sendo, portanto, considerados onívoros. Por exemplo, *Brycon amazonicus* (matrinchã), *Triphorteus elongatus* (sardinhas) e *Leporinus friderici* (aracu) se alimentam de frutos, sementes e insetos, em menor ou maior proporção dependendo da disponibilidade. A pouca presença de espécies com hábitos alimentares especializados deve ser considerada uma estratégia de sobrevivência em face das modificações ambientais que ocorrem ciclicamente

nos ambientes aquáticos amazônicos, e que mudam drasticamente a oferta de alimentos (SANTOS *et al.*, 1991).

Foi interessante perceber que a degradação ambiental teve como consequência, a diminuição do número de espécies mais especialistas, como as insetívoras e aumento do número de espécies mais generalistas, como as onívoras. Mudanças na qualidade da água ou nas condições ambientais, resultantes do uso da terra, provocam mudanças na qualidade e disponibilidade dos recursos alimentares, consequentemente alterando as comunidades de peixes (Karr *et al.*, 1986).

5.4 Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB)

Segundo Karr (1983), a integridade da biota aquática pode ser influenciada pela queda na qualidade química da água, o que pode ter ocorrido no presente estudo. No ponto mais a jusante, onde a profundidade e a transparência foram menores, a temperatura e a condutividade elétrica foram maiores e foi observado o menor valor de oxigênio dissolvido na água. Este ponto foi considerado pobre, ou seja, com muitos aspectos da integridade biológica, distantes dos valores do local de referência. Nesse ponto mais próximo da foz, foram observadas várias fontes de poluição, como o esgotamento sanitário das edificações da Ponta Negra, drenado pelo igarapé do Gigante que deságua na “Marina do David,” além de vários flutuantes e intensa movimentação de embarcações.

Os valores da Integridade Biótica do rio Tarumã-Açu, embora não muito diferentes entre o segundo e o quarto pontos de coleta, os classificaram como sendo regulares, sendo diferentes apenas do primeiro e o terceiro ponto que foi classificado como pobre e bom. Essa pequena variação demonstra a sensibilidade do índice para significativas mudanças na qualidade da água, apesar dos limites das métricas terem sido construídos com base nos

próprios resultados. No entanto, estes resultados sugerem uma leve melhora na qualidade ambiental à medida que o rio se afasta da foz.

As variações da classificação do IIB de pobre à regular estão relacionadas com as características observadas em cada ponto de coleta. No primeiro ponto, por exemplo, existem várias fontes de perturbação antrópica, como embarcações transitando constantemente e observado uma menor quantidade de vegetação ciliar. Essas características, encontradas neste ambiente junto com as métricas relacionadas à comunidade de peixes, levou a classificação desta área como sendo um ambiente pobre. O segundo ponto, apesar da proximidade com a foz do igarapé do Tarumã, que recebe efluentes de parte da cidade de Manaus, foi classificado como regular, talvez por apresentar uma floresta alagada durante a cheia, possibilitando, dessa forma que várias espécies procurem abrigo e alimento neste local. No terceiro ponto, observou-se uma mata ciliar mais conservada, pouca movimentação de barcos, no entanto, apesar dos relatos da retirada de pedras e areia para construção, foi o ponto que apresentou a melhor pontuação, sendo classificado como um ambiente regular. No último ponto, o mais distante da foz, aparentemente existe pouca interferência antrópica, no entanto, ele apresentou menor média que o terceiro; também neste local parece haver a retirada de areia e pedras isso faz com que o ambiente fique sempre em movimentação dificultando a deposição de detritos, o que pode estar relacionado ao menor número de espécies detritívoras.

As características de estrutura do habitat e a composição da ictiofauna refletem no IIB do terceiro ponto de coleta, que obteve os maiores valores em riqueza de espécies e número de exemplares. A alta diversidade de espécies possivelmente está associada à maior heterogeneidade de habitats disponíveis (FERREIRA & CASATTI, 2006), o que merece ser estudado em mais detalhes.

Os ecossistemas aquáticos, além de serem caracterizados pela grande complexidade e variabilidade de habitats, vêm sofrendo com as atividades humanas (HART *et al.* 1999). As

causas mais comuns de perda de biodiversidade em rios por ocupação humana no Brasil são a poluição, o assoreamento, a eutrofização, os empreendimentos para controle do fluxo dos rios, pesca e introdução de espécies, sendo que essas ameaças ocorrem em intensidades diferentes nas diversas regiões do país (AGOSTINHO *et al.*, 2005).

Os valores do IIB do rio Tarumã-Açu em relação ao ciclo hidrológico variaram de pobre, durante a enchente, passando para regular, no período da cheia e a vazante e apresentou uma qualidade boa durante seca. Apesar de ser considerado bom o IIB durante a seca foi neste período que foram observados as menores qualidades da água como menores profundidades, transparências e maiores temperaturas. Em locais com maior grau de poluição química, Araújo (1998) observou maiores valores de IIB, no período seco, e menor, no período chuvoso, ele explica que tais resultados são devido ao maior aporte de material alóctone para dentro dos trechos estudados, diminuindo a qualidade química da água e influenciando negativamente o valor do IIB.

A principal vantagem na utilização do IIB é representada pelo fato de que vários atributos ecológicos em nível de comunidade são considerados em conjunto, tornando dessa forma mais clara a resposta à degradação ambiental. Embora o Índice de Integridade Biótica possa ser considerado superior a outros índices que só utilizam a qualidade química da água, por exemplo, pode incorporar informações como composição de espécies, composição trófica, abundância e intolerância de espécies, no entanto o IIB deve ser utilizado com cautela, principalmente, em uma região de alta complexidade, como a Amazônia, com ampla variabilidade espacial e temporal em suas características físicas, químicas e biológicas.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A cidade de Manaus tem crescido de forma desordenada, nestes últimos anos (SILVA, 1993). Durante o período em que foi realizado este estudo, várias invasões (posse de terra ilegal) foram realizadas, o que agrava ainda mais as condições da Bacia do rio Tarumã. Essas invasões provocam um desmatamento desordenado e a retirada da mata ciliar, como consequência, acontece o assoreamento dos igarapés, além da poluição dos mesmos provocada pelo esgoto doméstico que é lançado no rio.

Isso leva a crer que alterações muito maiores do que as observadas até o momento podem ocorrer em poucos anos e que este rio, que é utilizado por muitos, venha a sofrer graves impactos ambientais. Algumas mudanças já foram observadas, como elevadas temperaturas, baixa concentração de oxigênio dissolvido e elevado pH, o que é um indicativo de contaminação da água. Essas transformações são também observadas em relação às comunidades de peixes que sofrem alterações com a influência antrópica. Alguns estudos ecológicos realizados com igarapés na cidade de Manaus mostram que as modificações ambientais, além da deterioração da qualidade da água, causam também uma diminuição do número de espécies de peixes (MENDONÇA *et al.*, 2005; SILVA, 1993).

Um outro fator agravante é a sua localização, pois a captação da água para a cidade de Manaus ocorre a jusante do rio Tarumã-Açu, por isso o potencial de contaminação de água captada poderá se elevar principalmente durante a seca. Por apresentar essa importante localização, sua conservação e recuperação são vitais para manutenção da qualidade dos recursos hídricos.

Embora as informações nos permitam afirmar que a degradação da bacia do Tarumã é resultante do crescimento desordenado da cidade de Manaus, sempre é necessário conhecer

melhor como as modificações ambientais, que afetam física, química e biologicamente as águas do rio Tarumã-Açu, causam um processo de degradação progressiva, mas que precisa ser controlada. Por isso, é necessário que estudos como este sejam realizados, com o intuito de revelar áreas consideradas ou não degradadas e que precisam ser monitoradas, de modo a garantir a conservação e o uso sustentável dos recursos hídricos do local.

O estudo do rio Tarumã-Açu com base no Índice de Integridade Biótica utilizando as comunidades de peixes, pode ser incluído como uma ferramenta útil no desenvolvimento de programas de monitoramento da qualidade ambiental. No entanto apesar de estar sendo adaptado com grande sucesso em diversas regiões do mundo, precisa ser avaliado com cautela para a Amazônia Central. As características do ambiente e a grande diversidade de espécies encontradas na região tornam a adaptação do índice um pouco mais complexa, e serão necessárias mais informações para estabelecer e refinar métricas mais adequadas e consistentes.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; FERREIRA, H.J.J.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In: VAZZOLER, A.E.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Ed.). *A planície de inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM, 1997. p.179-208.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C, 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*. 19 (3), 646–652.
- ANGERMEIER, P. A.; KARR, J. R. *Biological integrity versus biological diversity as policy directives*. BioScience, n.44, p. 690-697, 1994.
- ANGERMEIER, P. L. Conceptual roles of biological integrity and diversity. In: J. E. WILLIAMS, C. A. WOOD & M. P. DOMBECK (Eds.), *Watershed restoration: principles and practices*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. p. 49-65, 1997.
- ANJOS, M.B. dos. *Estrutura de comunidades de peixes em igarapés de terra firme na Amazônia Central: estudo da composição, distribuição e características tróficas*. 2005. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas.
- ARAÚJO, F.G. *Adaptação do Índice de Integridade Biótica Usando a Comunidade de Peixes para o Rio Paraíba do Sul*. Rev. Brasil Biol., São Carlos, v. 58, n.4, p. 547-558, 1998.
- ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; CARVALHO, T.P.B.; PEIXOTO, M.G. *Preliminary index on Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast, Brazil*. Environmental Management, New York, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.
- BATISTA, V. S. *Distribuição, dinâmica da frota e dos recursos pesqueiros da Amazônia Central*. 1998. 291f. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas.

DARWICH, A. J. *et al.* Variáveis limnológicas: contribuição ao estudo espaço-temporal de águas pretasamazônicas. In: SANTOS-SILVA, E. N. *Biotupé: Meio Físico, Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. Manaus: INPA, 2005. p. 19-33.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, JR.; ANGERMEIER, P.L. *Fish communities as indicators of environmental degradation. American Fisheries Society Symposium*. n. 8, p. 123-144, 1990.

FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. dos. *Peixes comerciais do Médio Amazonas: região de Santarém, Pará*. Brasília: Edições IBAMA, 1998. 214p.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. *Integridade Biótica de córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes*. Biota Neotropica, v. 6, n. 3, 2006.

FISHBASE, Disponível em: www.fishbase.org., Acesso em 27 janeiro de 2006.

FITTKAU, E. J. *Ökologisch Gliederung des Amazonas Gebiets auf geochemischer Grundlage*: Minister. Forsc. Geol. Palaönt.. 1971. 20/21:35-50p.

GARCIA, M. *Aspectos ecológicos dos peixes das águas abertas de um lago no Arquipélago das Anavilhanas, Rio Negro, Amazonas*. 1995. 95f. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas do Amazonas/ Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas.

GÉRY, J. *Characoids of the World*. TFH Publications. Neptune City, 1977. 672p.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. *Habitat structure and stream fish communities*. Ecology. 1978, 59: 507-515.

GOULDING, M.; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.J.G. *Rio Negro. Rich life in poor water*. SPB Academic Publishing, The Hague. 1988.200 p.

HART, B.T.; MAHER, B.; LAWRENCE, I. 1999. New generation water quality guidelines for ecosystem protection. *Freshwater Biology*. 41 (2), 347–359.

HERRAN, R.A. *Análisis de contenidos estomacales en peces. Revisión bibliográfica de los objetivos. Y la metodología.* Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía, 1988, 63: 1-73.

HUGHES, R.M.; LARSEN, D.P.; OMERNIK, J.M. *Regional references sites: a method for assessing stream potentials.* Environ. Manag., n. 10, p.629-635, 1986.

HUGHES, R. M. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making.* Boca Raton, Florida, 1995, p. 31-47.

HUGHES, R.M.; OBERDOFF, T. Applications of IBI concepts and metric to waters outside the United States and Canada. In: SIMON, T.P. (Ed.). *Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities.* Boca Raton: CRC, 1999, p. 79-93.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKRS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Foodplain Systems. In: DODGE, D. P. *Proceedings of the International Large River Symposium Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106, 1989. p. 110-127.

JUNK, W. J.; OLIVEIRA, A.E (Eds) *Amazônia: desenvolvimento, integração, e ecologia.* CNPq/Brasiliense, São Paulo, 1983. 328p.

KARR, J. R. *Assessment of biotic integrity using fish communities.* Fisheries, v. 6, n. 6, p.21-27, 1981.

KARR, J. R. & D. R. DUDLEY. *Ecological perspectives on water quality goals.* Envir. Manag., n.5, p.55-68, 1981.

KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale.* Special Publication 5. Illinois Natural History Survey, 1986.

KARR, J.R.; CHU, E. W. *Restoring life in running waters: better biological monitoring.* Island Press, Washington DC, 1999.

KNOPPEL, H. A. *Food of Central Amazonian Fishes: contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain-forest-streams*. Amazoniana, 2: 257-352, 1970.

KREBS, C.J. *Ecological methodology*. 2ed. Benjamin Cummings CA, 1998.

KULLANDER, S.; REIS, R.; FERRARIS, C. *Check listo f the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPCRS, 2003. 944p.

LEMES, M. E.; GARUTTI, V. *Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná*. Brasil.Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre, 92 (3): 69-78, set. 2002.

LOWE MCCONNELL, R. H. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, Cambridge, 1987. 382p.

MAIO, G.; RIGATTILUCHINI, S.; CASTAMAN, D.; MOJETTA, A.; SALVIATI, S.; MARCONATO, E. *Prima applicazione ed adeguamento dell'index of biotic integrity (IBI) in Provincia di Vicenza*. In: CONVEGNO AIIAD, 7. Varese Ligure, Atti VII convegno AIIAD, 1996. 212-233 p.

McDONOUGH, T.A.; HICKMAN, G.D. Reservoir Fsh Assemblage Index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority impoundments. In: SIMON, T.P. (Ed.). *Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities*. Boca Raton: CRC, 1999, p. 523-540.

MELO, C. de; LIMA, J. D.; MELO, T. L. de; PINTO-SILVA, V. *Peixes do Rio das Mortes: Identificação e ecologia das espécies mais comuns*. Cuiabá, MT: Central de Textos; Cáceres, MT: UNEMAT Editora, 2005. 148p.

MENDONÇA, F.P.; MAGNUSSON, W.E; ZUANON, J. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, 4: 751–764.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434p.

PETESSE, M.L. *Caracterização da Ictiofauna da Represa de Barra Bonita (SP) e Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB)*. 2005. 252 f., Tese de Doutorado em Ciências Biológicas, Área Zoologia- Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, Rio Claro, 2005.

PIELOU, E.C. *Species –diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession*. J. Theor. Biol., n. 10, p.370-383, 1966.

PIELOU, E.C. *Population and community ecology: Principles and methods*. New York: Gordon & Breach, 1978. 424 p.

RICKER, W.E. *Computation and interpretation of biological statistics fish populations. Bulletin of the fisheries research board of Canada*. Department of the environmental fisheries and marine service. Ottawa, 1975. 381 p.

SALATI, E. The Climatology and Hydrology of Amazonian. In: PRANCE, G.T. & LOVEJOY, T.E. (Ed). *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press. Oxford, p.18-48, 1985.

SANTOS, G. M. dos; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A.S. In Bases *Científicas para Estratégias de Conservação e Desenvolvimento da Amazônia: Fatos e Perspectivas*. INPA, 1991. v.1, p. 263-280.

SANTOS, G.M. dos; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S. *Peixes Comerciais de Manaus*. Manaus, AM: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais renováveis – IBAMA/AM, Projeto Manejo dos recursos Naturais da Várzea –ProVárzea, 2006.144p.

SCOENER, T.W. *Resource partitioning in ecological communities*. Science, 1974. 185: 27-39.

SEEGERT, G. *The development, use and misuse of biocriteria with an emphasis on the index of biotic integrity*. Environmental Science & Policy, n. 3, p.51-58, 2000.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. *Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações*. Ilhéus, BA: EDITUS, 2005. 293p.

SILVA, C.P.D. A Expansão de Manaus como Exemplo do Processo de Extinção dos Igarapés. In: FERREIRA, E.J.G., SANTOS, G.M. (Ed). *Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia*. INPA, Manaus, p. 25-42, 1993.

SIMON, T.P. *Modification of an index of biotic integrity and development of reference condition expectations for dunal, palustrine wetland fish communities along the southern shore of Lake Michigan*. Aquatic Ecosystem Health and Management. n. 1, p. 49-62, 1998

SIMON, T.P.; SANDERS, R.E. Applying and index of biotic integrity based on great river fish communities: considerations in sampling and interpretation. In: SIMON, T.P. (Ed.). *Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities*. Boca Raton: CRC, 1999, p. 475-505.

SIOLI, H. Tropical rivers as expressions of their terrestrial environments. In: *Tropical Research*. Ed: GILEY, F. B.; MEDINA, E. Berlin, NY. 1975. 19:175-287p.

SIOLI, H. The Amazon and its affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In Sioli, H. (ed.). *The Amazon Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, p.127-165, 1984.

TEJERINA-GARRO, F.; FORTIN, R.; RODRIGUEZ, M.A. *Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin*. Environmental Biology of Fishes. 1998. n. 51, p. 399-410.

THOMA, R. F. Biological monitoring and an index of biotic integrity for Lake Erie's nearshore waters. In: SIMON, T.P. (Ed.). *Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities*. Boca Raton: CRC, 1999, p. 417-461.

WALKER, I. *Ecologia e biologia dos igapós e igarapés*. Ciência Hoje, v. 11, n. 64, p.44-53, 1990.

WALKER, I. 1992. *The benthic litter habitat with its sediments load in the inundation forest of Central Amazonian blackwater river Tarumã Mirim*. Amazoniana, n. 2, p.143-153, 1992.

WELCOMME, R. L. *River Fisheries*. Technical paper. Rome: FAO. 1985

YAMAMOTO, K. C. *A estrutura de comunidades de peixes em lagos manejados da Amazônia Central*. 2005. 71f. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas.

ZARET, T. M; RAND, A. S. 1971. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. *Ecology*52: 336-342.