

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM**

**Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais da  
Amazônia**

**INFLUÊNCIA DO MANEJO FLORESTAL DE BAIXO IMPACTO NA  
COMUNIDADE DE PEIXES EM RIACHOS DE TERRA-FIRME,  
AMAZÔNIA CENTRAL**

**MURILO SVERSUT DIAS**

**Manaus, Amazonas**

**Maio, 2008**

**MURILO SVERSUT DIAS**

**INFLUÊNCIA DO MANEJO FLORESTAL DE BAIXO IMPACTO NA  
COMUNIDADE DE PEIXES EM RIACHOS DE TERRA-FIRME,  
AMAZÔNIA CENTRAL**

Orientador: William Ernst Magnusson

Co-orientador: Jansen Alfredo Sampaio Zuanon

Dissertação apresentada ao Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Ecologia.

**Manaus, Amazonas**

**Maio, 2008**

D541

Dias, Murilo Sversut

Influência do manejo florestal de baixo impacto na comunidade de peixes em riachos de terra-firme, Amazônia Central / Murilo Sversut Dias .---

Manaus : [s.n.], 2008.

58 f. : il.

Dissertação (mestrado) --- INPA/UFAM, Manaus, 2008

Orientador : William Ernst Magnusson

Co-orientador : Jansen Alfredo Sampaio Zuanon

Área de concentração : Ecologia

1. Ictiofauna. 2. Peixes - Amazônia – Ecologia. 3. Monitoramento ambiental . 4. Igarapés. I. Título.

CDD 19. ed. 574.52632

**Sinopse:**

Dois delineamentos foram utilizados para determinar se existe efeito do manejo florestal sustentável na ictiofauna e nos riachos de terra-firme e qual a magnitude do efeito em diferentes escalas espaciais e temporais.

**Palavras-chave:**

RIL, ictiofauna, Antes/Depois, igarapés, Controle/Explorado, monitoramento de fauna.

*Dedico este trabalho aos meus pais, **Adelson e Hebe**, à minha irmã **Arielle**, por acreditarem em mim em todos os momentos, e aos “**mestres**” que mesmo sem saber me inspiraram durante minha vida.*

## AGRADECIMENTOS

Achei melhor agradecer conforme a seqüência temporal de cada um dos acontecimentos ocorridos desde que me mudei para a Amazônia, e estar em primeiro ou em último na lista não significa que uns tiveram maior ou menor relevância durante todo o processo que passei nesses dois anos. Sou muito grato a todos, pois cada um teve um papel muito importante durante a elaboração dessa dissertação.

À minha família por me apoiar sempre em minhas decisões, mesmo quando elas implicam em “passar dias no mato dormindo em redes e em lugares onde não há paredes!”.

Aos meus amigos de graduação da Universidade Estadual de Londrina que compartilharam os quatro anos mais divertidos da minha vida e à minha orientadora de graduação Dra. Sirlei Bennemann por ter me apresentado à Ecologia de Riachos.

Ao INPA pela infra-estrutura e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia.

Ao CNPq pela bolsa de estudos a mim concedida, à FAPEAM e à Fundação O Boticário pelo apoio ao projeto “Igarapés”.

Aos amigos da “velha-guarda” da UEL que me receberam muito bem logo que cheguei a Manaus, são eles: Pedro Ivo, Fabrício Baccaro (“Fabricera”), Caio Pamplona (“Caião”), Juliana Schietti (“Juju”), Solledad (“Sol”) e Adriane (“Dri”).

Aos amigos e companheiros de república Annelyse, Cleiton, Marcelo “Brasa”, Natasha e Gustavo Landini pelo convívio, brincadeiras, baladas, comidas e companheirismo durante esses dois anos.

À “república de cima”, composta por Pedro Ivo (“Peter Evil”), Sílvia Mardegan (“Mãe”), Renato Machado (“Renaton”), Carlos Faresin (“Kaká”) e Raphael (“Narck Card”), pelo companheirismo e pelas risadas.

Aos meus irmãos e irmãs da turma de Ecologia 2006 pela amizade durante as crises e por todos os momentos juntos, seja em campo curtindo a mata ou na cidade tomando umas no boteco. Em especial, à Ana Carla por compartilhar e segurar a barra em momentos difíceis e à Camila pelo companheirismo durante as coletas na Mil Madeireira.

Aos orientadores Dr. William “Bill” Magnusson e Dr. Jansen Zuanon, por terem dedicado a mim um pouco do vasto conhecimento que possuem e por todo apoio que recebi nos momentos que precisei! Vocês são demais!

Aos amigos Fernando Mendonça, Helder Espírito-Santo, André “Gaúcho”, Victor Pazin, José Julio, Flávia Costa, Júlio Daniel, Rafael Arruda, Alberto Akama, Lucélia, Arnóbio, Andreza, Beverly, Ricardo “Alemão”, Victor Landeiro, Fabíola, Christiana, Mizael, Hádria e Luanaluz, pelas discussões, conversas, ajudas em laboratório, nas análises estatísticas e pela companhia nesses dois anos.

Aos referees do plano, da aula de qualificação e da versão final da dissertação. Sem as sugestões esse trabalho não seria 15% do que é hoje. São eles: Heraldo Vasconcelos, Cláudia Azevedo-Ramos, Eduardo Venticinque (“Didão”), Gonçalo Ferraz, Carlos Edwar, Niro Higuchi, Luis Bini, Érica Caramaschi e William Laurance.

À Juliana Schietti e Renata Frederico pela confecção dos mapas das áreas de coleta.

À Mil Madeireira Itacoatiara Ltda. por disponibilizar a bolsa, equipamentos e todo o suporte que recebi enquanto coletava os dados. Aos funcionários: Julimara Monteiro, João Cruz, Damilton “Loro”, Altamir “Lorinho”, Sr. Urbano, “Sr. Maráca”, Zeza, Herondi, Hosana, “Negão”, France, D. Deusa, Sr. Alonço, Régia, “Toddy”, D. Maria, Juciney, Sr. Nilton, Aliomar, Clariça e a muitos outros que infelizmente minha memória não permite identificar pelo nome ou apelido mas que seus atos permanecerão sempre registrados.

Aos meus amigos José Eremildes (“Papai”), José Lopes (“Seu Zé”), Manoel (“Xiri”) e Sr. Abraim que me acompanharam durante quatro longos meses de caminhadas e trilhas intermináveis durante o trabalho de campo. Sem eles, eu ainda estaria procurando os riachos!

À galera do curso de campo “Ecologia da Floresta Amazônica” e ao pessoal do PDBFF pela realização do curso e apoio durante as viagens.

*“Entender a natureza não é suficiente.  
Os cientistas têm a obrigação moral de  
ajudar a salvar o que eles estudam.”*

(George Schaller)

## RESUMO

Na Amazônia, grandes áreas contendo milhares de riachos são exploradas pelo manejo florestal sustentável. Entretanto existem poucos estudos que tenham avaliado os eventuais efeitos desse manejo sobre os riachos em diferentes escalas temporais e espaciais. Nós determinamos efeitos em curto e em longo prazo do manejo florestal sustentável e do tempo desde o manejo na composição de espécies de peixes e nas características ambientais em riachos na Amazônia Central. Efeitos em curto prazo foram testados em uma área de produção anual, onde amostramos onze riachos antes e depois da exploração. Efeitos em longo prazo foram testados em dezesseis unidades de produção anual, exploradas ao longo de 12 anos, onde amostramos riachos em áreas exploradas e outros em florestas primárias fora das áreas exploradas (controles). Em cada local, amostramos a composição de peixes e as características ambientais em trechos de 50 metros de riacho. Em curto prazo, a composição da ictiofauna não diferiu antes e depois do manejo florestal sustentável; entretanto o pH, a vazão, a profundidade, a abertura do dossel, a velocidade da água e os tipos de substrato do fundo dos riachos em áreas manejadas diferiram dos riachos controle. Em longo prazo, as características ambientais dos pontos explorados não diferiram dos controles. Porém, a composição de abundância (número de exemplares por espécie) da ictiofauna em áreas exploradas diferiu dos pontos em áreas controle. Apenas a composição por presença/ausência de espécies foi negativamente relacionada ao tempo de recuperação das áreas. Espécies comuns apresentaram maiores abundâncias em áreas exploradas, porém não há indicação de perda de espécies. Poucos anos após o manejo florestal sustentável, os efeitos nas características ambientais dos riachos não foram detectados, mas efeitos detectáveis sobre a composição de espécies de peixes parecem persistir mesmo após 12 anos de exploração. Para riachos amazônicos, o manejo florestal sustentável representa uma alternativa viável ao corte raso de madeira, que causa impactos severos nas comunidades aquáticas. Porém, é importante que o monitoramento continue para avaliar os efeitos em longo prazo na biota aquática e para determinar se alterações causadas pelo manejo florestal sustentável podem ser atenuadas em áreas exploradas há mais tempo.

## ABSTRACT

In Amazonia, large areas containing thousands of streams are exploited for sustainable forest management. However there are few studies evaluating temporal and spatial range effects of this management on streams. We determined the short and long-term effects of sustainable forest management and the time since logging on stream fish composition and environmental variables in forest streams in Brazilian Central Amazonia. Short-term effects were tested in one annual production unit, where we sampled eleven streams before and after exploration. Long-term effects were tested in sixteen annual production units already exploited 1-12 years. We surveyed streams in the exploited area and another in primary forest outside the area of exploited area (controls). We sampled fish composition and stream characteristics in 50m stream sections for one annual production unit. In the short-term, fish composition did not differ before and after sustainable forest management, although pH, discharge, depth, canopy cover, mean current velocity and substrate types were different from control plots. In the long-term, environmental stream characteristics in exploited plots did not differ from controls. However, abundance and fish composition was different from control plots. Presence/absence composition was negatively related to time since logging. Common species had higher abundances in exploited areas. However, there was no evidence of species loss. In a few years the effect on the stream physical/chemical characteristics were undetectable, but detectable effects of sustainable forest management on fish composition seem to persist even after 12 years. For Amazonian streams, sustainable forest management appears to be a viable alternative to clear cut practices, which severely impacts aquatic communities. However, it is important that monitoring is continued to evaluate the long-term effects on stream organisms, and determine whether alteration of sustainable forest management could reduce impacts even further.

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS .....	iv
RESUMO .....	vii
ABSTRACT .....	viii
FORMATO .....	2
ARTIGO – Influência do manejo florestal sustentável nas assembléias de peixes e em riachos de terra-firme da Amazônia Central .....	3
Resumo .....	4
Introdução .....	5
Métodos .....	10
Área de estudo .....	10
Amostragem .....	11
Análise dos dados .....	15
Resultados .....	17
Características dos riachos .....	17
Composição da ictiofauna .....	18
Discussão .....	21
Agradecimentos .....	26
Bibliografia citada .....	26
FIGURAS .....	1
TABELAS .....	5
APÊNDICES .....	9

## **FORMATO**

A versão da dissertação apresentada a seguir corresponde às normas sugeridas pelo Programa de Pós-graduação do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e por isso foi formatada (do Título à Bibliografia citada) segundo as normas do periódico *Conservation Biology*. Após a correção, o artigo será traduzido para o inglês e será encaminhado para a publicação.

### *Conservation Biology*

Edited by: **Gary K. Meffe**

Print ISSN: **0888-8892**

Online ISSN: **1523-1739**

Frequency: **Bi-monthly**

Current Volume: **22 / 2008**

Impact Factor: **3,762**

**ARTIGO – Influência do manejo florestal sustentável nas assembleias de peixes e em riachos de terra-firme da Amazônia Central**

Running head: Efeitos em curto e longo prazo do MFS em riachos

Keywords: RIL, environmental impacts, fish communities, deforestation, resilience

Word count: 7440

Authors: Murilo Sversut Dias<sup>a</sup> (murilosd@hotmail.com)  
William Ernest Magnusson<sup>a</sup> (bill@inpa.gov.br)  
Jansen Zuanon<sup>b</sup> (zuanon@inpa.gov.br)

<sup>a</sup> Coordenação de Pesquisas em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), CP 478, 69011-970 Manaus AM, Brasil.

<sup>b</sup> Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), CP 478, 69083-970 Manaus AM, Brasil.

## Resumo

Na Amazônia, grandes áreas contendo milhares de riachos são exploradas pelo manejo florestal sustentável. Entretanto existem poucos estudos que tenham avaliado os eventuais efeitos desse manejo sobre os riachos em diferentes escalas temporais e espaciais. Nós determinamos efeitos em curto e em longo prazo do manejo florestal sustentável e do tempo desde o manejo na composição de espécies de peixes e nas características ambientais em riachos na Amazônia Central. Efeitos em curto prazo foram testados em uma área de produção anual, onde amostramos onze riachos antes e depois da exploração. Efeitos em longo prazo foram testados em dezesseis unidades de produção anual, exploradas ao longo de 12 anos, onde amostramos riachos em áreas exploradas e outros em florestas primárias fora das áreas exploradas (controles). Em cada local, amostramos a composição de peixes e as características ambientais em trechos de 50 metros de riacho. Em curto prazo, a composição da ictiofauna não diferiu antes e depois do manejo florestal sustentável; entretanto o pH, a vazão, a profundidade, a abertura do dossel, a velocidade da água e os tipos de substrato do fundo dos riachos em áreas manejadas diferiram dos riachos controle. Em longo prazo, as características ambientais dos pontos explorados não diferiram dos controles. Porém, a composição de abundância (número de exemplares por espécie) da ictiofauna em áreas exploradas diferiu dos pontos em áreas controle. Apenas a composição por presença/ausência de espécies foi negativamente relacionada ao tempo de recuperação das áreas. Espécies comuns apresentaram maiores abundâncias em áreas exploradas, porém não há indicação de perda de espécies. Poucos anos após o manejo florestal sustentável, os efeitos nas características ambientais dos riachos não foram detectados, mas efeitos detectáveis sobre a composição de espécies de peixes parecem persistir

mesmo após 12 anos de exploração. Para riachos amazônicos, o manejo florestal sustentável representa uma alternativa viável ao corte raso de madeira, que causa impactos severos nas comunidades aquáticas. Porém, é importante que o monitoramento continue para avaliar os efeitos em longo prazo na biota aquática e para determinar se alterações causadas pelo manejo florestal sustentável podem ser atenuadas em áreas exploradas há mais tempo.

### **Introdução**

Apesar da dimensão da floresta Amazônica, o avanço de programas de desenvolvimento governamentais, a dificuldade de proteção pelos órgãos de controle ambiental e, principalmente, a exploração dos recursos naturais, têm gerado altas taxas de desmatamento (Inpe 2007). Caso o cenário de utilização e conversão da floresta não seja controlado, é possível que o remanescente no ano de 2050 seja em torno de 50% do tamanho original (Soares-Filho et al. 2006). Por isso, alternativas e estratégias de uso menos agressivas são fundamentais para diminuir a perda de cobertura florestal e da biodiversidade.

Uma alternativa de uso para florestas primárias é o Manejo Florestal Sustentável (MFS), que constitui uma forma de “...*administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos e sociais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo*” (Lei 4.771/1965). Além do interesse econômico, os princípios gerais do MFS são baseados na conservação dos recursos naturais, da estrutura da floresta e de suas funções, manutenção da diversidade biológica e desenvolvimento sócio-econômico da região (Lei 4.771/1965). Para garantir essa sustentabilidade, um conjunto de técnicas é utilizado para reduzir os danos ambientais causados durante a retirada da madeira da floresta. Inventários

florestais completos das áreas, direcionamento de queda das árvores, utilização de cabos para puxar as toras e redução no número de estradas de acesso são exemplos de procedimentos utilizados pelas empresas madeireiras durante o MFS (Johns et al. 1996). O mercado madeireiro na Amazônia é um setor ainda em crescimento, porém o aumento da procura por produtos sustentáveis (Azevedo-Ramos et al. 2004) e a busca por novos métodos menos destrutivos, têm levado a um aumento no número de empresas com selo de Certificação Florestal (Zarin et al. 2007). Uma empresa certificada segue uma série de leis e princípios a fim de realizar um manejo ambientalmente adequado, socialmente benéfico e economicamente viável (FSC 2008). Contudo, na opinião dos madeireiros, os altos custos do MFS (embora pesquisadores provem o contrário -Barreto et al., 1998), e a falta de incentivos governamentais são apontados como causas freqüentes da persistência das práticas de alto impacto nas florestas tropicais (Putz et al. 2000).

A efetividade dessas técnicas de manejo sustentável como meio para a conservação da biodiversidade tem dividido as opiniões de pesquisadores (Gascon et al. 1998; Laurance et al. 1999). Entretanto, o manejo cuidadoso de florestas tropicais poderia ser uma maneira de suprir a demanda por produtos madeireiros com impactos reduzidos sobre a biodiversidade e sobre os processos ecológicos, até que materiais e técnicas alternativas melhores estejam disponíveis (Bawa & Seidler 1998).

No Brasil, com o projeto de concessão de grandes áreas de florestas públicas para exploração madeireira (Lei 11284/2006 - MMA 2006), é provável que a prática do MFS se intensifique (Zarin et al. 2007), principalmente no estado do Amazonas, onde há maior proporção de florestas primárias da Amazônia. Há uma preocupação de que as atividades de exploração madeireira em florestas públicas não afetem

negativamente os demais componentes bióticos e abióticos do ecossistema, já que na teoria o tipo de manejo ao qual elas serão submetidas é tido como sustentável. Por isso, estudos testando os efeitos do MFS sobre a fauna e a flora são importantes, pois permitirão um maior entendimento sobre como os processos ecológicos e biológicos respondem aos distúrbios provocados pelo manejo florestal. A maior parte das técnicas de manejo é direcionada a diminuir os efeitos sobre espécies madeireiras, e a proteção de outros elementos da biodiversidade ocorre como consequência não planejada desse processo (ou pelo menos sem ações específicas direcionadas para outros grupos biológicos). Apesar da disposição geral favorável à adoção do manejo florestal sustentável e certificado, poucos estudos avaliaram seus efeitos sobre a biodiversidade. Caso haja efeitos imprevistos ou indesejáveis, é importante que eles sejam documentados para ser possível modificar as técnicas a fim de diminuir tais impactos negativos. Melhores técnicas poderão ser desenvolvidas com base nos estudos prévios e servirão para efetivar a associação entre o desenvolvimento industrial e a exploração de recursos naturais à redução e mitigação dos danos ambientais decorrentes.

Diversos estudos testaram efeitos do manejo florestal sobre organismos e processos ecológicos (Johns 1988; Johns 1992; Kalif et al. 2001; Martin-Smith 1998a; Davies et al. 2005a,b; Gomi et al. 2006). Putz et al. (2001) destacam que os maiores efeitos estão nos níveis taxonômicos mais baixos (e.g. espécies) e diminuem em direção aos níveis organizacionais superiores, até serem quase imperceptíveis (ou inócuos) em uma escala ecossistêmica. Entretanto, a maioria dos estudos é relacionada às espécies terrestres, sejam elas plantas (Magnusson et al. 1999; Costa & Magnusson 2002; Lima et al. 2002; Gerwing & Uhl 2002; Costa & Magnusson 2003; Villela et al. 2006) ou animais (Willott et al. 1999; Vasconcelos et

al. 2000; Lima et al. 2001; Summerville & Crist 2002). Para vertebrados, as mudanças decorrentes do manejo florestal vão desde alterações nos parâmetros populacionais, como abundância e densidade, até mudanças de comportamento e alterações na fauna de parasitas intestinais (Johns 1986; Ganzhorn 1995; Azevedo-Ramos et al. 2006; Wells et al. 2007).

Processos ecológicos e características da história natural de organismos em riachos são intimamente associados à floresta adjacente (Kawaguchi et al. 2003; Baxter et al. 2004; Wright & Flecker 2004). No entanto, estudos sobre o efeito do MFS sobre sistemas aquáticos são escassos. A maioria dos trabalhos sobre manejo florestal abrange grupos taxonômicos específicos, principalmente insetos (Wallace & Gurtz 1986; Haynes 1999; Davies et al. 2005b; Kreutzweiser et al. 2005). A relação entre os peixes e o MFS ainda é pouco explorada, e mesmo assim, de forma bastante genérica (Araújo-Lima et al. 2004). Para riachos da Malásia, é conhecido que alguns grupos específicos, como os peixes que se alimentam de microalgas bentônicas, são os mais afetados pelo manejo florestal madeireiro (Martin-Smith 1998a; Meijaard et al. 2005). A abertura de estradas e de clareiras pode aumentar a quantidade de sedimento ou material orgânico (folhas, galhos, ácidos húmicos ou outras substâncias provenientes da decomposição) que escoam junto com a água da chuva em direção aos riachos. Desta forma, a entrada de partículas de areia ou argila, ou mesmo o aumento da vazão, poderiam aumentar a turbidez da água, resultando na morte de peixes por sufocamento ou por maior exposição à patógenos, já que essas partículas se acumulam nas brânquias e podem danificá-las (Meijaard et al. 2005). Além disso, alguns fatores que influenciam a diversidade e a distribuição espacial de espécies de peixes em riachos, como a velocidade da corrente, a profundidade (Martin-Smith 1998b), o tipo de substrato (Silva 1993), o

tipo de microhabitat e a vazão (Mendonça et al. 2005), também podem ser alterados pelo MFS.

Alguns trabalhos sobre riachos em áreas de manejo florestal apontam alterações em parâmetros biológicos (Douglas et al. 1992; Haynes 1999; Davies et al. 2005a,b; Gomi et al. 2006). Entretanto, não se sabe se os efeitos são permanentes ou até quando persistem no tempo. Se o efeito imediato do MFS em uma comunidade biológica é grande, mas a comunidade retorna ao estado inicial com o tempo (alta resiliência), a importância do manejo e da utilização de florestas públicas para conservação pode ser destacada. Outro aspecto tão importante quanto o tempo é a escala espacial de análise. Em diversos estudos sobre efeitos de manejo florestal, a escala de análise utilizada pelos autores foi muito menor do que a escala de exploração das áreas manejadas pela indústria madeireira (Bawa & Seidler 1998). Em áreas com grande cobertura florestal, como é o caso da Amazônia, estudos em pequena escala podem não representar adequadamente o funcionamento do ecossistema frente a um distúrbio e, nesse caso, a realização de estudos em larga escala é aconselhável (Magnusson et al. 1999; Vasconcelos et al. 2000; Costa & Magnusson 2002). Para afirmar se as áreas manejadas realmente podem manter a diversidade biológica é preciso primeiro determinar o tamanho do efeito em larga escala para depois determinar qual o tempo de permanência dos efeitos sobre o ecossistema.

Neste trabalho, analisamos os efeitos do MFS em uma área de exploração madeireira comercial e certificada na Amazônia Central, testando a possível existência de diferenças em curto prazo (antes e imediatamente após o corte de madeira) nas características estruturais e físico-químicas de riachos de terra-firme, e na composição da ictiofauna. Também testamos se existem diferenças nas mesmas

variáveis respostas comparando áreas exploradas ao longo de 12 anos e áreas controle. Acreditamos que as características ambientais e as proporções de habitats dos riachos sejam alteradas tanto em curto quanto em longo prazo, com maiores quantidades de folhas, galhos ou sedimento no leito dos riachos em áreas manejadas. Esperamos que a ictiofauna acompanhe o padrão de mudanças ambientais e que a composição de espécies seja diferente entre áreas controles e exploradas, devido à perda local de espécies causada pelas modificações estruturais e funcionais dos riachos.

## **Métodos**

### **Área de estudo**

Realizamos o estudo na área de corte da Mil Madeireira Itacoatiara Ltda. (2° N, 58° W), localizada no município de Itacoatiara, a 250 km de Manaus, AM (Apêndice 1). A empresa é certificada pelo Forest Stewardship Council (FSC) e desenvolve o Manejo Florestal Sustentável de acordo com as leis brasileiras e normas do órgão de fiscalização ambiental, o IBAMA. As atividades de exploração madeireira na área se iniciaram em 1995 e, em média, a empresa retira  $15 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  que representa cerca de três árvores cortadas por hectare. A área total de manejo da empresa é de 122.729 hectares divididos em subáreas exploradas anualmente, denominadas UPA's (Unidades de Produção Anual). Os limites das UPA's foram estabelecidos, sempre que possível, de maneira que fossem coincidentes com limites naturais, tais como bacias de drenagem, para reduzir a necessidade de construção de pontes ou estradas próximas aos corpos d'água. Todos os corpos d'água são mantidos com uma área de floresta não explorada de 30 metros de

distância para cada lado (Lei 7803/1989) e para nascentes (riachos de primeira ordem) essa distância é de 50 metros.

A madeireira é cercada por floresta primária de terra-firme e não há cidades ou estradas no entorno da área. A fisionomia da paisagem vista por imagens de satélite e o sub-bosque das áreas do entorno são semelhantes às áreas manejadas mais próximas. Por isso, acreditamos que os riachos do entorno são bons controles para o desenho amostral utilizado neste trabalho. O relevo é típico de terra-firme da Amazônia Central, com áreas de platô (partes mais elevadas com solos argilosos e bem drenados), vertentes (terrenos inclinados, na transição dos platôs para os baixios) e baixios (planícies aluviais com solos arenosos, freqüentemente encharcados pelas chuvas e com o acúmulo de sedimentos). Os principais rios que drenam a área são o Uatumã, o Urubu e o Anebá. As formas de relevo são talhadas em rochas sedimentares terciárias, pertencentes à Formação Barreiras, com solos do tipo latossolo amarelo coberto por floresta densa. Há alternância de uma estação úmida chuvosa, de novembro a maio, e de uma estação seca, de junho a outubro. A precipitação pluviométrica da região, em média, é de 2000 mm/ano e a temperatura média anual oscila em torno dos 26°C, com pequena amplitude térmica (Dnpm 1978; Inpe 2007).

### **Amostragem**

Amostramos 48 trechos de 50m de riachos de primeira e segunda ordem, no período de maio a julho de 2007, de forma a minimizar a possibilidade de ocorrência de diferenças na composição da ictiofauna decorrentes de variações sazonais (Espírito-Santo 2007), e por ser nesse período que as chuvas ficam mais esparsas e diminuem as oscilações no volume diário de água no canal dos riachos (Apêndice 2).

Utilizamos dois desenhos experimentais para responder às perguntas, um restrito a uma escala temporal mais curta, de meses (amostras pareadas no tempo: antes e depois do manejo), e outro em uma escala temporal mais ampla (amostras pareadas no espaço: áreas exploradas e controles) (Apêndice 3). No primeiro desenho (pareado no tempo), realizamos amostragens em trechos de 11 riachos na UPA-E1a antes da entrada das equipes de corte, que ocorreu em maio de 2007. Em julho do mesmo ano, depois de a área ser explorada e as toras arrastadas, retornamos aos mesmos riachos para uma nova coleta. Amostramos trechos a montante ou a jusante do trecho anteriormente coletado, para que os eventuais efeitos da primeira coleta fossem minimizados. Este desenho permite identificar possíveis efeitos em curto prazo na composição da assembléia de peixes e nas características físico-químicas e estruturais dos riachos de cabeceira.

Para o segundo desenho (pareado no espaço), utilizamos as UPA's A1b, B1b, C1, D1b da fazenda Saracá e F, I M, V, X, W e Y da fazenda Dois Mil, sendo dois riachos (controle e explorado) para cada uma delas. Essas UPA's foram exploradas em anos diferentes desde o início da atividade da madeireira, e a maioria delas está situada nos limites da área da empresa, o que facilita o acesso às áreas adjacentes de floresta primária não explorada. Amostramos pares de riachos (previamente escolhidos com uso de mapas), sendo um dentro da UPA (ponto submetidos ao MFS) e outro trecho fora da área da empresa (pontos controles) (Apêndice 4). Selecionamos os trechos de riachos-controles (fora da área da empresa) de modo que possuíssem dimensões similares aos respectivos pontos em áreas exploradas (dentro da área da empresa) e que estivessem localizados na mesma microbacia de drenagem, com o intuito de diminuir possíveis efeitos da bacia na composição de espécies de peixes (Mendonça et al. 2005). A seleção de riachos em UPA's com

anos diferentes de manejo permitiu incluir o tempo de recuperação das áreas como uma variável nos modelos e testar se os eventuais efeitos do MFS sobre a assembléia de peixes ou sobre as características ambientais se mantêm ao longo do tempo. No total, utilizamos 11 UPA's na análise pareada em longo prazo. Para a análise do tempo, foram incluídos outras quatro UPA's (A, B, D e Q1) que possuíam apenas pontos em áreas exploradas (nos anos de 1995, 1997, 1999 e 2001) e mais um ponto da E1a, escolhido através de sorteio, que foi cortada em 2007 (Apêndice 3). Estas UPA's não possuem pontos controle porque estão cercadas por áreas exploradas ou por estarem parcialmente alagadas durante o período de amostragens, devido à proximidade de grandes rios.

Utilizamos uma modificação do protocolo de coleta desenvolvido para estudos de avaliação da ictiofauna de pequenos riachos dentro do método RAPELD (Amostragens Rápidas para Pesquisas Ecológicas de Longa Duração), adotado pelo Programa de Pesquisas em Biodiversidade (PPBio) do Ministério da Ciência e Tecnologia (Magnusson et al. 2005; Mendonça et al. 2005). Amostragens rápidas permitem diminuir o esforço de coleta em um riacho específico e aumentar o número de riachos amostrados dentro do universo de interesse, além de minimizar os gastos durante as excursões de coleta em campo.

Realizamos quatro transecções transversais eqüidistantes em cada trecho de riacho e nelas medimos a largura do canal (m), a profundidade média (nove pontos de medida eqüidistantes em cada transecção) e a velocidade da água (através do tempo de deslocamento de um objeto flutuante por uma distância conhecida). Determinamos a vazão média (**Q**), medida em  $m^3.s^{-1}$ , multiplicando a velocidade média (**Vm**) pela área transeccional (**At**) obtida nas quatro transecções de cada trecho pela fórmula:  $At = \sum_i A_n$  onde, At = área da transecção dada pela somatória

de  $[(Z_1+Z_2)/2].(L/10) + [(Z_2+Z_3)/2].(L/10) + \dots[(Z_n+Z_{n+1})/2].(L/10)$ , onde,  $Z_n$  = profundidade medida em cada um dos nove segmentos; L = largura de cada segmento. Estimamos a abertura de dossel (%) por meio de fotos da vegetação sobre o canal do riacho, tiradas com abertura e velocidade do obturador da câmera padronizados. Com uso de um programa computacional de edição de imagens (Adobe Photoshop® CS2 – Versão 9.0), convertemos as fotos em imagens monocromáticas e calculamos a proporção entre as áreas escuras (com vegetação) e as áreas claras (luz incidente), determinando assim a porcentagem de abertura do dossel.

Para avaliar o tipo de substrato no leito dos riachos, utilizamos as seguintes categorias: areia, tronco (madeiras com diâmetro acima de 10 cm), folhiço grosso (folhas e pequenos galhos), folhiço fino (material particulado fino), raiz fina e raiz grossa (emaranhado de raízes provenientes da vegetação marginal). Em cada uma das quatro transecções transversais, com auxílio de um bastão graduado, realizamos nove sondagens em pontos equidistantes e o substrato tocado pelo bastão em cada um dos pontos foi registrado. Usamos a frequência de ocorrência de cada um dos tipos de substrato como índice da composição geral do substrato de cada trecho. Medimos o potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) com uso de medidores digitais portáteis, sempre no ponto mais a jusante do trecho de riacho estudado.

Durante a coleta, isolamos os trechos dos riachos com redes de cerco (malhas de 5 mm entre nós opostos), com o intuito de evitar a fuga dos peixes. Coletamos os peixes com peneiras e puçás, e empregamos redes de bloqueio adicionais para reduzir a área e aperfeiçoar a captura dos peixes. Exploramos, em equipes de duas ou três pessoas, durante duas horas todos os microhabitats do

trecho amostrado em cada riacho. Diferentemente do trabalho de Mendonça et al. (2005), não utilizamos armadilha tipo “covo”, “fykenet” e detectores de peixes elétricos, em função de dificuldades logísticas. Utilizamos uma dose letal de Eugenol (anestésico) para sacrificar os exemplares capturados, que em seguida foram imersos em solução de formalina a 10% para a fixação. Em laboratório, identificamos os peixes com auxílio de chaves taxonômicas e ajuda de especialistas. Os exemplares foram depositados na Coleção de Peixes do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa), e os números de acesso dos exemplares e os metadados serão disponibilizados no site do PPBio (<http://ppbio.inpa.gov.br>).

### **Análise dos dados**

Usamos uma análise de componentes principais (PCA) para reduzir a dimensionalidade das variáveis ambientais (McCune & Grace 2002) nos dois delineamentos empregados no presente estudo, e os escores dos eixos foram utilizados como variável resposta nas análises. Cargas (“loadings”) maiores que 50% caracterizaram as variáveis associadas aos eixos da PCA (Tabela 1). Utilizamos apenas três eixos, pois acreditamos que a quantidade de informação captada e o número de eixos são suficientes para a identificação, compreensão e visualização dos resultados. A vazão não foi incluída na PCA do delineamento de longa duração porque foi utilizada como covariável em alguns modelos. Testamos se as características dos riachos são afetadas pelo MFS em curto prazo (delineamento Antes/Depois), em longo prazo (delineamento Controle-Explorado) e se o tempo de recuperação das áreas tem influência nas características bióticas e abióticas, com uso de Regressões Múltiplas (RM). Realizamos cada regressão conforme os conjuntos de dados apresentados no Apêndice 3.

Em todos os testes realizados com a ictiofauna, analisamos com dados de abundância e de presença/ausência, pois os dados de abundância geralmente revelam os padrões baseados nas espécies mais comuns, enquanto dados de presença/ausência dão mais peso às espécies raras que não ocorrem na maioria das unidades amostrais. Padronizamos os dados para pontos de coleta por divisão pela soma, de forma a reduzir a influência de diferenças nas unidades amostrais, e utilizamos o índice de Bray-Curtis para gerar as matrizes de dissimilaridade em ambos os conjuntos. Utilizamos o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para sumarizar a composição de espécies sempre em uma única dimensão (um eixo), porque estes captaram mais que 50% da variação nas matrizes de associação. Esta é uma técnica multivariada de ordenação que capta o maior padrão de variação da comunidade e não é sensível a zeros nas matrizes de ocorrência de espécies (McCune & Grace 2002). A porcentagem de explicação dos eixos, calculada pelo programa, é baseado na porcentagem de explicação ( $r^2$ ) de um modelo de regressão simples entre as distâncias originais e a distâncias construídas pela análise (MacCune & Grace 2002). E o stress da solução do eixo foi o Stress-1, que é calculado a cada interação a partir da somatória das diferenças entre a representação das distâncias de NMDS e as distâncias originais, elevado ao quadrado, entre todos os pares de pontos no espaço multidimensional, dividido pela somatória das distâncias originais elevada ao quadrado (Borg & Groenen 1997).

Utilizando os eixos de NMDS do desenho em curto prazo (Antes/Depois), testamos se houve diferenças em curto prazo na composição da ictiofauna por meio do teste *t* de Student. Utilizamos a análise pareada não-paramétrica de Wilcoxon para testar, através do desenho em longo prazo, se a composição de espécies resumida pelos eixos de NMDS diferiu entre áreas controles e exploradas. Esta

análise é equivalente ao teste  $t$  pareado, embora não possua as premissas de normalidade e homogeneidade de variâncias necessárias para utilização de testes paramétricos (Zar 1999). Para testar o efeito do tempo de recuperação das áreas, aplicamos modelos de Regressão Múltipla (RM) aos mesmos eixos da análise pareada no espaço apenas com os pontos em áreas exploradas, utilizando os dados de abundância e de presença/ausência. Nesses modelos, incluímos a vazão como covariável para controlar as diferenças na composição e na densidade de espécies decorrentes de diferenças de tamanho dos riachos (Martin-Smith 1998a; Mendonça et al. 2005; Anjos & Zuanon 2007).

Realizamos todas as ordenações através do programa PC-Ord (Versão 4.25; McCune & Mefford 1999), as análises inferenciais no programa Systat (Versão 8.0; Wilkinson 1998) e utilizamos o programa R (R development core team 2007) para a construção dos gráficos.

## **Resultados**

### **Características dos riachos**

Os riachos amostrados foram pequenos e típicos de cabeceira, com largura média de 1,3m (amplitude: 0,67-2,18), profundidade média de 0,08m (amplitude: 0,031-0,235) e vazão média de  $0,02\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  (amplitude: 0,004-0,148). Possuíam águas ácidas ( $\bar{X}= 4,53$ ; amplitude: 2,58-6,00), com baixa condutividade ( $\bar{X}= 7,64\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ ; amplitude: 6,74-9,95), alta concentração de oxigênio dissolvido ( $\bar{X}= 6,45\text{mg}.\text{L}^{-1}$ , amplitude: 5,12-7,06) e com temperatura pouco variável ( $\bar{X}= 24,6^\circ\text{C}$ ; amplitude: 23,3-25,4). A abertura do dossel foi pequena ( $\bar{X}= 0,07\%$ ; amplitude: 0,02-0,19) e os tipos de substrato dominantes no leito dos riachos foram areia ( $\bar{X}= 31\%$ ;

amplitude: 3-61), folhiço grosso ( $\bar{X}$ = 28%; amplitude: 6-50) e folhiço fino ( $\bar{X}$ = 13%; amplitude: 0-41).

Na análise em curto prazo, os primeiros três eixos da PCA resumiram 60% da variação original dos dados relativos à estrutura dos riachos (Tabela 1). Os fatores ambientais, representados pelos escores da PCA, apresentaram diferenças relacionadas ao MFS (RM: Traço de Pillai = 0,782;  $F_{3,8}$ = 9,566; n= 22; p= 0,005; Apêndice 5). Entretanto, análises univariadas indicaram que esta diferença foi relacionada principalmente ao primeiro eixo. Valores positivos do primeiro eixo referem-se a águas mais ácidas, baixa frequência de folhiço fino e alta frequência de raízes finas no substrato, maior vazão e maior abertura de dossel, condição esta que representa os riachos antes do manejo. Os mesmos riachos apresentaram valores mais negativos após o manejo, indicando que, em relação às condições iniciais, a água ficou menos ácida, a frequência de folhiço fino aumentou e a de raiz fina diminuiu, e a vazão e a abertura de dossel diminuíram (Fig. 1).

Na análise pareada no espaço (Controle-Explorado), os três primeiros eixos da PCA somados captaram 53% da variação original dos dados (Tabela 1). Em longo prazo, as características ambientais resumidas pelos três primeiros eixos não apresentaram diferenças relacionadas ao MFS (RM: Traço de Pillai = 0,180;  $F_{3,7}$ = 0,512; n= 22; p= 0,686) e não houve alterações relacionadas ao tempo decorrido desde o manejo (RM: Traço de Pillai = 0,072;  $F_{3,11}$ = 0,286; n= 16; p= 0,835).

### **Composição da ictiofauna**

Capturamos 3.130 exemplares de 34 espécies de peixes, pertencentes a 14 famílias e seis ordens (Tabela 2). Characiformes foi a ordem com maior número de espécies (13) e maior abundância, compreendendo 80% dos exemplares coletados. Para o conjunto total de amostras (os dois delineamentos somados), em áreas

exploradas a abundância total de peixes foi maior que nas áreas controle (Tabela 2) e as ordens com maior diferença de abundância foram Characiformes (riachos explorados: 1.483; riachos controle: 1.029) e Cyprinodontiformes (riachos explorados: 199; riachos controle: 78). As espécies mais abundantes foram *Pyrrhulina brevis* e *Hemigrammus cf. pretoensis*, com 49% e 20% do total de exemplares capturados, respectivamente.

No delineamento Antes/Depois, a porcentagem de variação da composição de espécies de peixes captada pelo eixo de NMDS foi de 71% (stress= 27,5) para os dados de abundância e 67% (stress= 34,8) para dados de presença/ausência. *Apistogramma cf. steindachneri*, *Gymnotus anguillaris* e *Rivulus aff. compressus* possuíram abundâncias maiores após o MFS (cinco, cinco e 11 onze vezes maiores, respectivamente). *Bryconops inpai* e *Ituglanis amazonicus* tiveram abundâncias aproximadamente quatro vezes menores após o manejo. *Ancistrus* sp., *Microcharacidium eleotrioides* e *Rineloricaria lanceolata* foram coletados somente antes do manejo, e *Acestridium discus*, *Callichthys callichthys* e *Rhamdia quelen* foram coletados apenas após o MFS. Apesar dessas diferenças, a composição geral antes e depois do manejo, resumida pelo eixo de NMDS, não apresentou diferenças significativas (Abundância:  $t = -1,157$ ;  $n = 11$ ; g.l.= 10;  $p = 0,274$ ; Presença/Ausência:  $t = 0,666$ ; g.l.= 10;  $p = 0,521$ ; Apêndice 5).

Na análise da composição no delineamento em longo prazo (Controle-Explorado), a variação captada pelos eixos de NMDS foi de 76% (stress= 24,5%) para dados de abundância e 52% (stress= 38,2%) para dados de presença/ausência das espécies. Os escores derivados da análise de NMDS sumarizando a composição de abundância da ictiofauna foram significativamente maiores (Wilcoxon= 2,845;  $n = 11$ ;  $p = 0,004$ ) e com variância maior que nas áreas controle

(Variância em áreas Exploradas= 0,991; Controle= 0,118; Fig. 2). Entretanto, não houve uma tendência de mudança da composição de abundância em função do tempo de recuperação das áreas (RM:  $r^2= 0,08$ ;  $F_{2,13}= 0,565$ ;  $n= 16$ ;  $p= 0,582$ ; Fig. 3a; Apêndice 5). Embora a riqueza de espécies tenha sido maior nos riachos em áreas controle (Controle= 24; Cortada= 18), os valores do eixo de NMDS que sumarizaram os dados de presença/ausência em áreas exploradas não foram significativamente diferentes dos controles (Wilcoxon= -0,622;  $n= 11$ ;  $p= 0,534$ ; Apêndice 5) e a variância nas áreas controle foi maior que nas áreas exploradas (Variância em áreas Exploradas= 0,584; Controle= 1,135). No entanto, existiu uma tendência significativa (RM:  $r^2= 0,38$ ;  $F_{2,13}= 3,986$ ;  $n= 16$ ;  $p= 0,022$ ; Apêndice 5) de mudança na composição em função do tempo desde o manejo (Fig. 3b), e a partir de dez anos após o MFS os valores de NMDS em áreas exploradas previstos pela regressão (Valor previsto a partir de dez anos= -0,493) ficaram abaixo do intervalo de confiança dos valores de composição dos riachos em áreas controle (I.C.<sub>95%</sub>= -0,350 a 0,941). Além disso, houve um efeito significativo da vazão como covariável (RM, Vazão:  $p= 0,032$ ; Apêndice 5). A maioria das espécies foi coletada em diversos intervalos de tempo após o manejo, com exceção de *Leptocharacidium omspilus* e *Steatogenys duidae*, que foram coletadas somente uma vez em todo o conjunto de amostras. *Apistogramma cf. steindachneri* e *Rivulus geayi* foram coletados em áreas recentemente exploradas, e *Gymnotus sp.*, *Microcharacidium eleotrioides* e *Copella nigrofasciata* foram registradas principalmente em parcelas com tempo maior pós-manejo (Fig. 4).

## Discussão

Os resultados obtidos no presente estudo demonstram que riachos de terra-firme da Amazônia Central têm suas características estruturais e físico-químicas alteradas em curto prazo pelo manejo florestal sustentável. Embora não tenha sido evidente uma tendência de retorno às condições típicas de áreas controle, não houve diferenças nas condições dos riachos em áreas exploradas e controles. Inicialmente a composição de espécies de peixes não foi afetada; porém, em longo prazo, a composição de abundância diferiu entre as áreas exploradas e controles. Há indicação que as respostas da ictiofauna às alterações ambientais relacionadas ao MFS, além de sutis, foram detectadas em uma escala de tempo maior que as mudanças na estrutura e características limnológicas dos riachos. Isso poderia ser esperado, já que a magnitude das alterações ambientais parece ser pequena e insuficiente para causar mortalidade ou exclusão de espécies nos riachos alterados. A resiliência da assembléia parece ser baixa, pois há indicação que efeitos das alterações associadas ao MFS persistem mesmo após 12 anos de recuperação da área, contradizendo os resultados obtidos por Martin-Smith (1998a).

Os efeitos do MFS nas características físico-químicas e estruturais dos riachos foram sutis quando comparados às técnicas de corte raso, que causam menor complexidade de habitat, maior entrada de galhos finos, aumento na variabilidade da largura do canal e menor quantidade de matéria orgânica em riachos em áreas exploradas (Davies et al. 2005b). Diferenças registradas antes e depois do manejo foram estatisticamente significantes, e a magnitude destes efeitos foi maior que o esperado devido a mudanças sazonais (Espírito-Santo 2007). Contudo, o pH foi a única variável que apresentou variação antes e depois do manejo (em média, de 4,4 para 5,2) semelhante à variação natural que ocorre entre

as estações seca e chuva, conforme registrado por Espírito-Santo (2007). No entanto, estas mudanças nas características ambientais não foram associadas às mudanças na composição da assembléia de peixes, e não foram detectadas diferenças significativas na comparação das características de riachos nas áreas controle e em áreas exploradas há até oito anos atrás.

A ictiofauna registrada nos riachos amostrados é semelhante à comumente descrita para riachos amazônicos de cabeceira, com diversas espécies amplamente distribuídas na Amazônia Central (e.g., Mendonça et al. 2005; Pazin et al. 2006). A riqueza total de espécies foi relativamente baixa, e o fato de utilizar apenas riachos de primeira e segunda ordem e capturar os exemplares utilizando somente a coleta ativa pode ter subestimado a riqueza total de espécies da área de interesse, principalmente em relação às espécies raras. Entretanto, a riqueza média por unidade amostral foi semelhante à encontrada por outros autores em ambientes similares na Amazônia Central (Mendonça et al. 2005; Espírito-Santo, 2007), o que reafirma a consistência e confiabilidade do protocolo de amostragens rápidas de peixes, principalmente para detecção de alterações ambientais em riachos de cabeceiras.

A mudança de cobertura florestal pode alterar processos ecológicos e modificar as assembléias de peixes que vivem em riachos de floresta na Amazônia. Bojsen & Barriga (2002) estudaram a ictiofauna de riachos sob influência de desmatamento no Equador e mostraram que as assembléias eram compostas predominantemente por Characiformes em áreas florestadas (íntegras) e por espécies de loricariídeos em áreas não florestadas. Tal alteração foi explicada pela diminuição da cobertura florestal sobre os riachos, decorrente do desmatamento, que teria permitido maior entrada de luz no sistema aquático, estimulado assim o

crescimento do perifíton (Hansmann & Phinney 1973) e o aumento na abundância de loricariídeos pastejadores de algas. No presente estudo, apesar do efeito encontrado na composição de abundância das assembléias de peixes, a manutenção da dominância de Characiformes em áreas exploradas evidencia a sutileza dos efeitos causados pelo MFS. É provável que a ausência de efeitos similares aos observados por Bojsen & Barriga (2002) resulte dos baixíssimos valores de abertura do dossel sobre os riachos amostrados no presente estudo. A empresa que utiliza o MFS é obrigada por lei a manter as APP's ao redor dos corpos d'água, o que limitaria (juntamente com outras características limnológicas) o crescimento do perifíton e a abundância de loricariídeos nesses ambientes.

Apesar da ausência de diferenças marcantes nas características físico-químicas dos riachos controle e em áreas submetidas ao MFS, existem evidências de que o manejo afetou a composição da ictiofauna. As análises baseadas em dados de abundância, que dão mais peso às espécies comuns, indicaram mudanças significativas, sugerindo que o manejo teve maior efeito sobre as abundâncias das populações das espécies dominantes, como *Hemigrammus cf. pretoensis* e *Rivulus aff. compressus*. Além das diferenças de abundância, foi possível notar uma diferença de tamanho das espécies dominantes, com maiores indivíduos presentes em áreas manejadas (M.S.D. dados não publicados). Assim, é possível que as alterações ambientais decorrentes do MFS afetem processos de crescimento, recrutamento e/ou sobrevivência de algumas espécies de peixes, decorrentes da modificação dos habitats (Jones et al. 1999), com reflexos prolongados no tempo ou de expressão tardia.

As mudanças ambientais e ictiofaunísticas relacionadas ao MFS e detectadas no presente estudo foram sutis, e não houve evidência, em curto prazo, de perda de

espécies no sistema. Entretanto, os efeitos em longo prazo identificados nas análises sugerem que as alterações detectadas na composição de espécies podem ser reflexo de uma mudança gradual nos processos auto-ecológicos das espécies presentes nas áreas de exploração, pois mesmo em áreas exploradas há 12 anos não houve indicação de recomposição plena das espécies às condições observadas nas áreas controle. Amostragens em pontos com tempo pós-exploração maiores que dez anos são essenciais para testar se as alterações detectadas no presente trabalho se mantêm, ou se são revertidas conforme o tempo de recuperação aumenta.

As características dos riachos durante períodos de vazão “normal” (ou seja, quando os riachos encontram-se restritos aos seus canais durante a maior parte do tempo, no período de estiagem) foram pouco afetadas pelo MFS. Em alguns riachos não amostrados foi possível notar visualmente grandes quantidades de sedimento causado pelo escoamento de água proveniente das estradas de arraste que passavam perto das áreas de proteção permanente mantidas pela empresa (M.S.D. observação pessoal). Estes eventos de deposição são intensificados durante picos de vazão, comuns durante o auge do período chuvoso ou depois de tempestades (Douglas et al. 1992). Nessas condições, os riachos podem ter suas características modificadas (e.g. Kreutzweiser et al. 2005) e talvez os organismos aquáticos sejam prejudicados. Entretanto, não realizamos um desenho amostral específico que pudesse avaliar apenas os efeitos relacionados à construção de estradas próximas a riachos de cabeceira.

Considerando a ictiofauna dos riachos de cabeceira, acreditamos que a realização de um bom manejo seja condicionada às técnicas que não causem perda de espécies, conforme encontrado no presente estudo, pois variações temporais na

abundância de espécies podem acontecer naturalmente (Espírito-Santo, 2007). Entretanto, ressaltamos que o manejo florestal sustentável não significa manejo sem impactos. A presunção que as receitas da certificação protegerão todos os elementos da biodiversidade e os processos ecossistêmicos da mesma forma não é justificada. O processo de certificação para MFS requer somente que sejam implantadas receitas elaboradas para garantir a produção e manutenção de espécies madeireiras em longo prazo. Porém, no selo de certificação florestal deveriam existir princípios específicos e claros relacionados à manutenção conjunta da biodiversidade não madeireira em áreas manejadas (Putz & Viana 1996; Bennett 2000), de forma a garantir a manutenção da biodiversidade e dos processos ecossistêmicos relacionados em áreas de produção. Como o processo de certificação possui falha relacionada à conservação de espécies não-madeireiras, as empresas deveriam investir em monitorar os diversos elementos da biodiversidade (como é o caso da Mil Madeireira Itacoatiara Ltda.), com o intuito de detectar e, se necessário, mitigar impactos inesperados na biodiversidade e processos ecológicos em larga escala no ambiente.

Este estudo mostrou que assembléias de peixes de riachos são sensíveis a alterações ambientais causadas pelo manejo florestal sustentável na Amazônia Central. A facilidade de aplicação, somada à possibilidade de uso de metodologia de amostragem padronizada e à sensibilidade aos efeitos temporais e espaciais causados pelo MFS, fortalece o potencial de uso da ictiofauna como indicador biológico em sistemas florestais amazônicos. Empregados das empresas poderiam ser facilmente capacitados para realizar coletas periódicas (Azevedo-Ramos et al. 2004) e o papel do pesquisador seria limitado apenas à identificação do material e a análise dos dados obtidos que, dependendo do número de amostras, poderia ser

concluído em algumas semanas. A proximidade entre o mercado de produtos florestais madeireiros e a ciência, nesse caso empresa e pesquisadores, representa um dos caminhos mais promissores para o desenvolvimento “sustentável” que a maioria dos órgãos certificadores das técnicas de manejo almeja.

### **Agradecimentos**

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Edital Universal: processo 473989/2006-9), à FAPEAM, à Fundação O Boticário (financiamento concedido ao projeto “Igarapés” – [www.igarapes.bio.br](http://www.igarapes.bio.br)) e à Mil Madeireira Itacoatiara Ltda. pelo suporte financeiro durante as amostragens. Ao IBAMA pela licença de coleta de fauna (processo: 02005.002385/06-76), ao Inpa (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia) pela infra-estrutura, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia (Inpa) e aos revisores do plano de trabalho e da versão final do manuscrito: H. Vasconcelos, C. Azevedo-Ramos, G. Ferraz, C. Edwar, E.M. Venticinque, N. Higuchi, W. Laurance, L. Bini, E. Caramaschi. Os autores recebem bolsas de pós-graduação (M.S.D.) e de produtividade (W.E.M. e J.A.S.Z.) concedidas pelo CNPq.

### **Bibliografia citada**

Anjos, M.B. & J. Zuanon. 2007. Sampling effort and fish species richness in small *terra-firme* forest streams of central Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **5(1)**: 45-52.

Araújo-Lima, C.A.R.M., N. Higuchi, and W. Barrella. 2004. Fishes-forestry interactions in tropical South America. Pages 511-534 in T.G. Northcote and G.F.

Hartman, editors. *Fishes and Forestry: Worldwide Watershed Interactions and Management*. Blackwell Publishing.

Azevedo-Ramos, C. O. Carvalho Jr., and B.D. Amaral. 2006. Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management* **232**: 26–35.

Azevedo-Ramos, C., K. Kalif, and O. Carvalho Jr. 2004. As madeireiras e a conservação da fauna. *Ciência Hoje* **34(202)**: 68–70.

Barreto, P., P. Amaral, E. Vidal and C. Uhl. 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* (**108**): 9–26.

Bawa, K.S., and R. Seidler. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* **12(1)**: 46-55.

Baxter, C.V., K. Fausch, M. Murakami, and P. Chapman. 2004. Fish invasion restructures stream and forest food webs by interrupting reciprocal prey subsidies. *Ecology* **85(10)**: 2656-2663.

Bennett, E.L. 2000. Timber certification: where is the voice of the biologist? *Conservation Biology* **14(4)**: 921–923.

Bojsen, B.H., and R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* **47**: 2246-2260.

Borg, I. & P. Groenen. 1997. Modern multidimensional scaling: theory and applications. Springer, New York.

Costa, F.R.C., and W.E. Magnusson. 2002. Selective logging effects on abundance, diversity, and composition of tropical understory herbs. *Ecological Applications* **12(3)**: 807-819.

Costa, F.R.C., and W.E. Magnusson. 2003. Effects of selective logging on the diversity and abundance of flowering and fruiting understory plants in a Central Amazonian forest. *Biotropica* **35(1)**: 103-114.

Davies, P.E., L.S.J. Cook, P.D. McIntosh, and S.A. Munks. 2005a. Changes in stream biota along a gradient of logging disturbance, 15 years after logging at Ben Nevis, Tasmania. *Forest Ecology and Management* **219**: 132–148.

Davies, P.E., P.D. McIntosh, M. Wapstra, S.E.H. Bunce, L.S.J. Cook, B. French, and S.A. Munks. 2005b. Changes to headwater stream morphology, habitats and riparian vegetation recorded 15 years after pre-forest practices code forest clearfelling in upland granite terrain, Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management* **217**: 331–350.

Dnpm, 1978. Levantamento dos recursos naturais. Vol. 10, Folha SA 21, Santarém: Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra, Rio de Janeiro.

Douglas, I., T. Spencer, T. Greer, K. Bidin, W. Sinun, and W.W. Meng. 1992. The impact of selective commercial logging on stream hydrology, chemistry and sediment loads in the Dlu Segama rain forest, Sabah, Malaysia. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* **335(1275)**: 397-406.

Espirito-Santo, H.M.V. 2007. *Variação temporal da ictiofauna em igarapés de terra-firme, Reserva Ducke, Manaus, Amazonas*. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Universidade Federal do Amazonas. 41 p.

FSC 2008. FSC Brasil: Conselho brasileiro de certificação florestal. Disponível em <http://www.fsc.org.br/>. (Acessado em 04/2008).

Ganzhorn, J.U. 1995. Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and lemur populations. *Ecology* **76(7)**: 2084-2096.

Gascon, C., R. Mesquita, and N. Higuchi. 1998. Logging on in the Rain Forest. *Science* **281**: 1453.

Gerwing, J.J., and C. Uhl. 2002. Pre-logging liana cutting reduces liana regeneration in logging gaps in the Eastern Brazilian Amazon. *Ecological Applications* **12(6)**: 1642-1651.

Gomi, T., R.C. Sidle, S. Noguchi, J.N. Negishi, A.R. Nik, and S. Sasaki. 2006. Sediment and wood accumulations in humid tropical headwater streams: effects of logging and riparian buffers. *Forest Ecology and Management* **224**: 166-175.

Hansmann, E.W., and H.K. Phinney. 1973. Effects of logging on periphyton in coastal streams of Oregon. *Ecology* **54(1)**: 194-199.

Haynes, A. 1999. The long term effect of forest logging on the macroinvertebrates in a Fijian stream. *Hydrobiologia* **405**: 79–87.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2008. Disponível em <http://www.inpe.br/>. (Acessado em 04/2008).

Johns, A.D. 1986. Effects of selective logging on the behavioral ecology of west Malaysian primates. *Ecology* **67(3)**: 684-694.

Johns, A.D. 1988. Effects of "selective" timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. *Biotropica* **20(1)**: 31-37.

Johns, A.D. 1992. Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* **335**: 437-442.

Johns, J.S., P. Barreto, and C. Uhl. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **89**: 59-77.

Jones, E.B.D., G.S. Helfman, J.O. Harper, and P.V. Bolstad. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern appalachian streams. *Conservation Biology* **13(6)**: 1454–1465.

Kalif, K.A.B., C. Azevedo-Ramos, P. Moutinho, and S.A.O. Marcher. 2001. The effect of logging on the ground-foraging ant community in Easter Amazonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **36(3)**: 215-219.

Kawaguchi, Y., Y. Taniguchi, And S. Nakano. 2003. Terrestrial invertebrate inputs determine the local abundance of stream fishes in a forested stream. *Ecology* **84(3)**: 701-708.

Kreutzweiser, D.P., S.S. Capell, and K.P. Good. 2005. Effects of fine sediment inputs from a logging road on stream insect communities: a large-scale experimental approach in a Canadian headwater stream. *Aquatic Ecology* **39**: 55-66.

Laurance, W.F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* **91**:109-117.

Lima A.P., F.I.O. Suarez, and N. Higuchi. 2001. The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Ameiva ameiva* and *Mabuya nigropunctata*. *Amphibia-Reptilia* **22**: 209-216.

Lima, A.P., O.P. Lima, W.E. Magnusson, N. Higuchi, and F.Q. Reis. 2002. Regeneration of five commercially-valuable tree species after experimental logging in an amazonian Forest. *Revista Árvore* **26(5)**: 567-571.

Magnusson, W.E., O.P. Lima, F.Q. Reis, N. Higuchi, and J.F. Ramos. 1999. Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. *Forest Ecology and Management* **113**: 67-74.

Magnusson, W.E., A.P. Lima, R. Luizão, F. Luizão, F.R.C. Costa, C.V. Castilho, and V.F. Kinupp. 2005. RAPELD: uma modificação do método de Gentry para inventários de biodiversidade em sítios para pesquisa ecológica de longa duração. *Biota Neotropica* **5(2)**. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/> (consultado em 02/2008).

Martin-Smith, K.M. 1998a. Effects of disturbance caused by selective timber extraction on fish communities in Sabah, Malaysia. *Environmental Biology of Fishes* **53**: 155-167.

Martin-Smith, K.M. 1998b. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology* **52**:458–482.

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

Meijaard, E, D. Sheil, R. Nasi, D. Augeri, B. Rosenbaum, D. Iskandar, T. Setyawati, M. Lammertink, I. Rachmatika, A. Wong, T. Soehartono, S. Stanley, and T. O'Brien. 2005. Life after logging: Reconciling wildlife conservation and production forestry in Indonesian Borneo. Bogor, Indonesia: CIFOR. 345p.

McCune, B. & J.B. Grace. 2002. Analysis of ecological communities. MJM Software Design, USA. 300p.

McCune, B., and M.J. Mefford. 1999. PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data, MJM software, USA.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2006. Disponível em <http://www.mma.gov.br/> (acessado 02/2008).

Pazin, V.F.V., W.E. Magnusson, J. Zuanon, and F.P. Mendonça. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to 'terra-firme' streams in Central Amazonia. *Freshwater Biology* **51**: 1025-1037.

Putz, F. E., D. Dykstra, and R. Heinrich. 2000. Why poor logging practices persist in the tropics. *Conservation Biology* **14**: 951–956.

Putz, F.E., G.M. Blate, K.H. Redford, R. Fimbel, and J. Robinson. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* **15(1)**: 7–20.

Putz, F.E., and V. Viana. 1996. Biological challenges for certification of tropical timber. *Biotropica* **28(3)**: 323-330.

R development core team. 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em <http://www.R-project.org>.

Silva, C.P.D. 1993. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* **23(2)**: 271-285.

Soares-Filho, B.S., D. C. Nepstad, L.M. Curran, G.C. Cerqueira, R.A. Garcia, C. Azevedo-Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre, and P. Schlesinger. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* **440**: 520-523.

Summerville, K.S., and T.O. Crist. 2002. Effects of timber harvest on forest Lepidoptera: community, guild, and species responses. *Ecological Applications* **12(3)**: 820-835.

Vasconcelos, H.L., J.M.S. Vilhena, and G.J.A. Caliri. 2000. Responses of ants to selective logging of a Central Amazonian Forest. *Journal of Tropical Ecology* **37(3)**: 508-514.

Villela, D.M., M.T. Nascimento, L.E.O.C. Aragão, and D.M. Gama. 2006. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* **33**: 506-516.

Wallace, J.B., and M.E. Gurtz. 1986. Response of baetis mayflies (Ephemeroptera) to catchment logging. *American Midland Naturalist* **115(1)**: 25-41.

Wells, K., L.R. Smales, E.K.V. Kalko, and M. Pfeiffer. 2007. Impact of rain-forest logging on helminth assemblages in small mammals (Muridae, Tupaiidae) from Borneo. *Journal of Tropical Ecology* **23**: 35-43.

Wilkinson, L. 1998. *Systat: the system for statistics*. Systat, Evanston, Illinois, U.S.A.

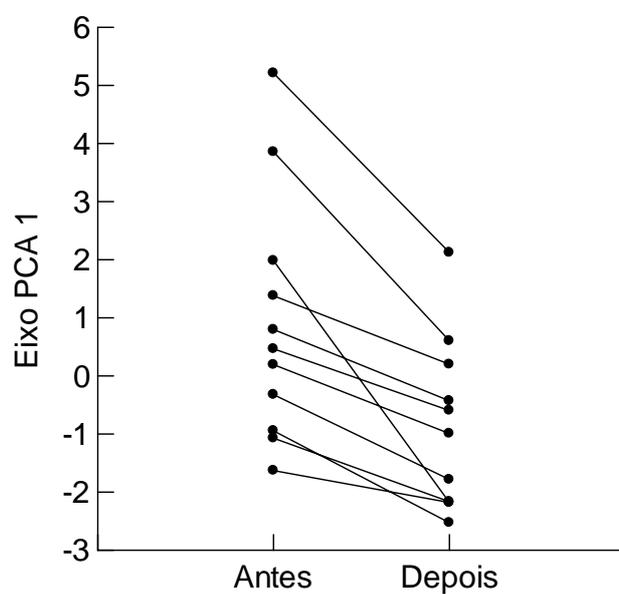
Willott, S.J., D.C. Lim, S.G. Compton, and S.L. Sutton. 1999. Effects of selective logging on the butterflies of a Bornean Rainforest. *Conservation Biology* **14(4)**: 1055-1065.

Wright, J.P., and A.S. Flecker. 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream, *Biological Conservation* **120**: 439-447.

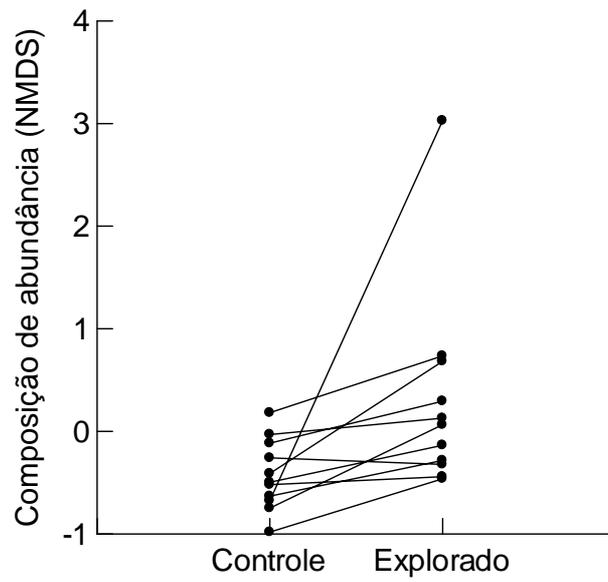
Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4<sup>th</sup> edition. New Jersey, Prentice-Hall, 663p.

Zarin, D.J., M.D. Schulze, E. Vidal, and M. Lentini. 2007. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* **21(4)**: 916–925.

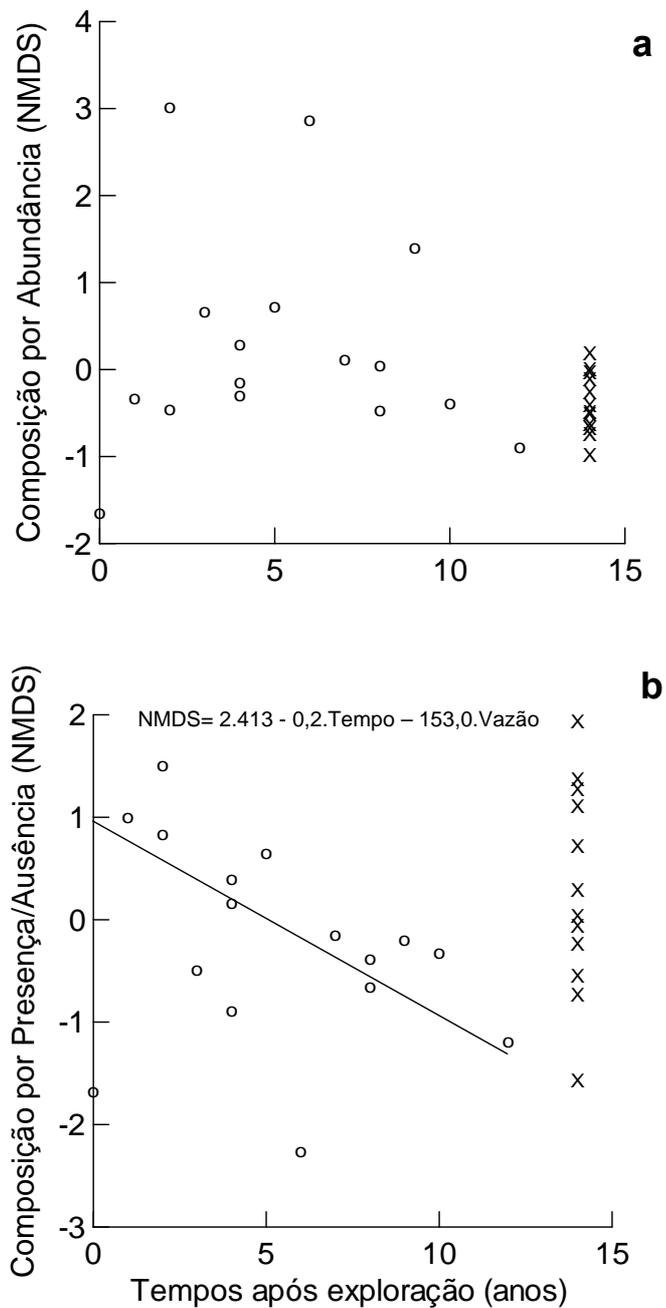
## FIGURAS



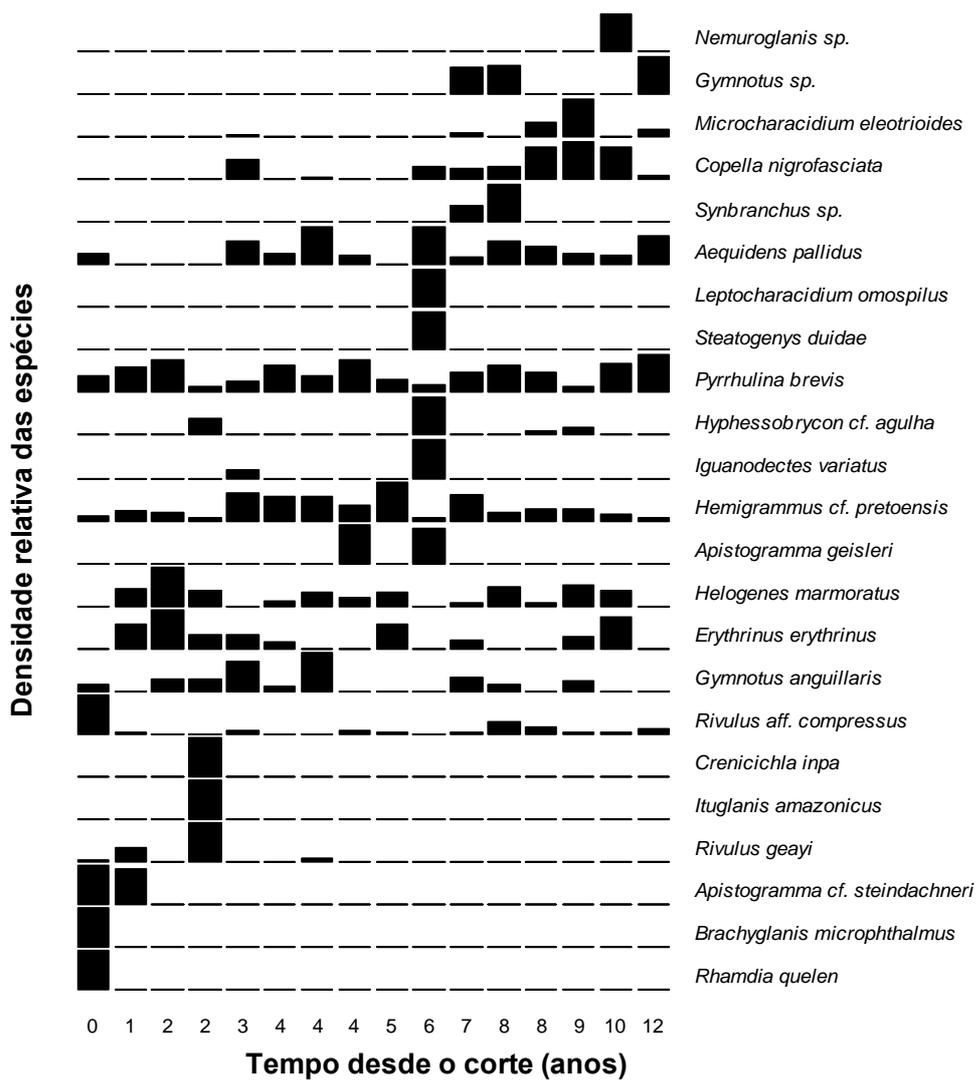
**Figura 1.** Comparação das características físico-químicas relacionadas ao primeiro eixo da Análise de Componentes Principais nos riachos da UPA E1a (n=22), antes e depois do manejo florestal sustentável.



**Figura 2.** Diferença em longo prazo da composição de abundância das espécies de peixes, resumida pelo eixo de NMDS, em riachos em áreas controles e exploradas pela Mil Madeireira Itacoatiara Ltda.



**Figura 3.** Composição de abundância **(a)** e de presença/ausência **(b)** das espécies de peixes, resumidas pelo eixo de NMDS, em função do tempo de recuperação das áreas. Apenas os pontos em áreas manejadas (o) foram utilizados nas regressões; os pontos controle (X) foram indicados para dar idéia da variabilidade natural da composição da ictiofauna.



**Figura 4.** Ordenação da composição de abundância da ictiofauna dos riachos de cabeceira em função do tempo de recuperação das áreas manejadas pela empresa Mil Madeireira Itacoatiara Ltda..

## TABELAS

**Tabela 1.** Variáveis ambientais, cargas dos eixos (“factor loading”) e a porcentagem de explicação dos eixos resultantes da Análise de Componentes Principais.

Variáveis	Antes/Depois			Controle-Explorado		
	PCA 1	PCA 2	PCA 3	PCA 1	PCA 2	PCA 3
pH	-0,718 <sup>a</sup>	0,099	0,019	-0,715 <sup>a</sup>	0,431	-0,163
Oxigênio dissolvido	-0,140	0,243	0,515 <sup>a</sup>	0,345	0,194	-0,674 <sup>a</sup>
Temperatura da água	0,170	-0,698 <sup>a</sup>	0,425	-0,003	-0,540 <sup>a</sup>	0,069
Largura	0,365	0,649 <sup>a</sup>	0,153	0,264	0,817 <sup>a</sup>	-0,309
Vazão	0,819 <sup>a</sup>	0,225	0,315	-	-	-
Profundidade média	0,855 <sup>a</sup>	0,002	0,002	-0,196	-0,092	0,231
Abertura do dossel	0,522 <sup>a</sup>	0,177	-0,391	0,416	0,181	0,231
Areia	-0,294	-0,490	0,465	0,153	-0,375	-0,807 <sup>a</sup>
Tronco	0,367	0,262	0,387 <sup>a</sup>	0,138	0,687 <sup>a</sup>	0,295
Folhiço grosso	-0,209	0,829 <sup>a</sup>	-0,178	-0,027	0,390	0,174
Folhiço fino	-0,667 <sup>a</sup>	0,426	0,132	-0,709	-0,033	0,067
Raiz fina	0,532 <sup>a</sup>	-0,450	-0,661 <sup>a</sup>	0,603 <sup>a</sup>	-0,389	0,548 <sup>a</sup>
Raiz grossa	0,170	-0,274	0,310	-0,423	0,213	0,371
Velocidade da água	0,770 <sup>a</sup>	0,275	0,310	0,822 <sup>a</sup>	0,249	0,131
Variância por eixo (%)	28,5	18,5	12,8	20,6	17,3	14,7
Variância Acumulada (%)	28,5	47,0	59,8	20,6	37,9	52,6

<sup>a</sup>Cargas maiores que 0,5 representam as variáveis associadas aos eixos.

**Tabela 2.** Número de exemplares e frequência de ocorrência (entre parênteses) das espécies de peixes nos riachos em áreas de floresta primária e em áreas manejadas pela Madeireira Mil Itacoatiara Ltda.

ORDEM Família <i>Espécie</i>	Riachos em áreas controles	Riachos em áreas exploradas	Total
<b>CHARACIFORMES</b>			
Characidae			
<i>Bryconops inpai</i> Knöppel, Junk & Géry, 1968	8 (4)	2 (2)	10
<i>Hemigrammus cf. pretoensis</i>	239 (20)	401 (25)	640
<i>Hyphessobrycon aff. anisitsi</i>	0	13 (2)	13
<i>Hyphessobrycon aff. peruvianus</i>	0	2 (1)	2
<i>Hyphessobrycon cf. agulha</i>	4 (1)	48 (5)	52
<i>Iguanodectes variatus</i> Géry, 1993	14 (3)	17 (4)	31
<i>Moenkausia comma</i> Eigenmann, 1908	0	1	1
Crenuchidae			
<i>Characidium aff. pteroides</i>	1	0	1
<i>Microcharacidium eleotrioides</i> Géry, 1960	31(7)	20 (5)	51
<i>Leptocharacidium omospilus</i> Buckup, 1993	0	3 (1)	3
Erythrinidae			
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Schneider, 1801)	26 (15)	37 (14)	63
Lebiasinidae			
<i>Copella nigrofasciata</i> (Meinken, 1952)	28 (10)	76 (12)	104
<i>Pyrrhulina brevis</i> Steindachner, 1875	678 (22)	863 (26)	1541
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>			
Rivulidae			
<i>Rivulus aff. compressus</i>	28 (7)	122 (20)	150
<i>Rivulus geayi</i> Vaillant, 1899	50 (10)	77 (10)	127

Continuação Tabela 4.

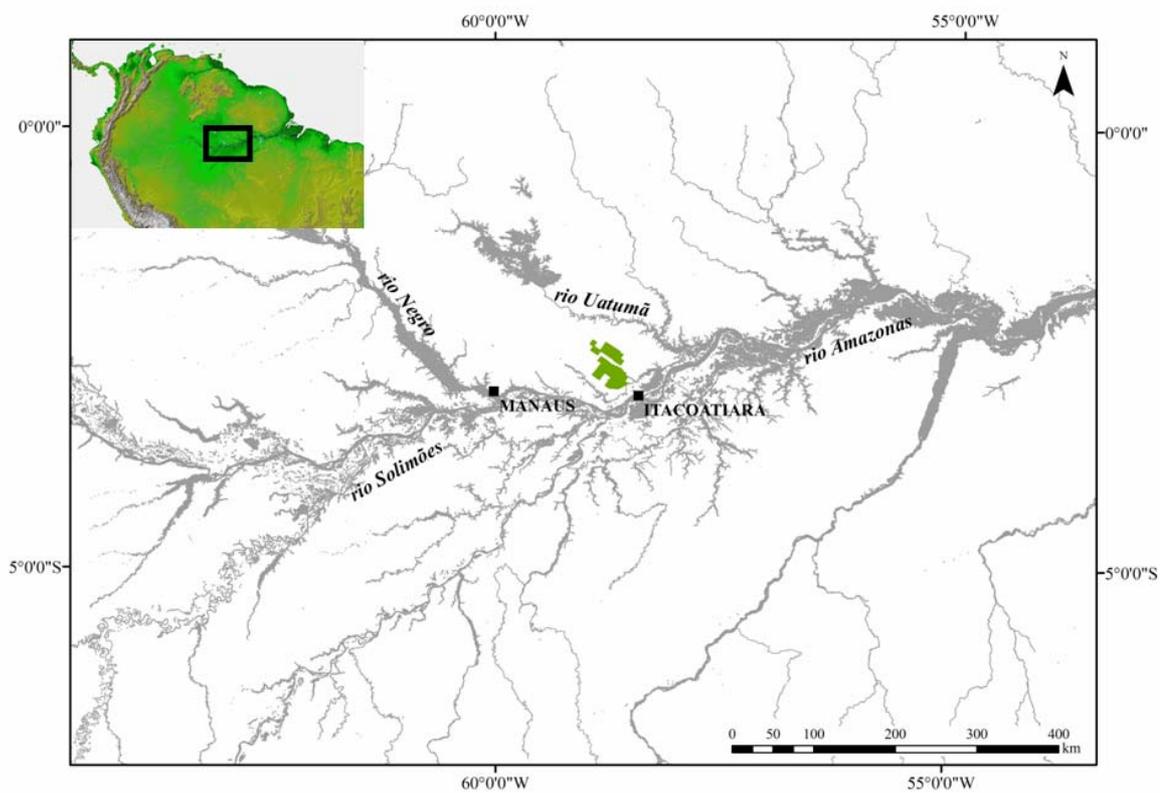
ORDEM	Família	Riachos em áreas controles	Riachos em áreas exploradas	Total
	<i>Espécie</i>			
<b>GYMNOTIFORMES</b>				
Gymnotidae				
	<i>Gymnotus anguillaris</i> Hoedeman, 1962	10 (6)	28 (12)	38
	<i>Gymnotus</i> sp.	2 (2)	6 (5)	8
Hypopomidae				
	<i>Hypopygus lepturus</i> (Hoedeman, 1962)	2 (1)	0	2
	<i>Steatogenys duidae</i> (La Monte, 1929)	0	1	1
<b>PERCIFORMES</b>				
Cichlidae				
	<i>Aequidens pallidus</i> (Heckel, 1840)	32 (11)	64 (18)	96
	<i>Apistogramma</i> cf. <i>steindachneri</i>	3 (2)	14 (5)	17
	<i>Apistogramma geisleri</i> Meinken, 1971	16 (7)	12 (5)	28
	<i>Apistogramma hippolytae</i> Kullander, 1982	2 (1)	0	2
	<i>Crenicichla inpa</i> Ploeg, 1991	4 (3)	9 (5)	13
<b>SILURIFORMES</b>				
Callichthyidae				
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	3 (3)	1 (1)	4
Cetopsidae				
	<i>Helogenes marmoratus</i> (Günther, 1864)	39 (17)	44 (19)	83
Heptapteridae				
	<i>Brachyglanis microphthalmus</i> Bizerril, 1991	2 (1)	4 (3)	6
	<i>Nemuroglanis</i> sp.	7 (2)	1 (1)	8
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1863)	1 (1)	2 (2)	3

Continuação Tabela 4.

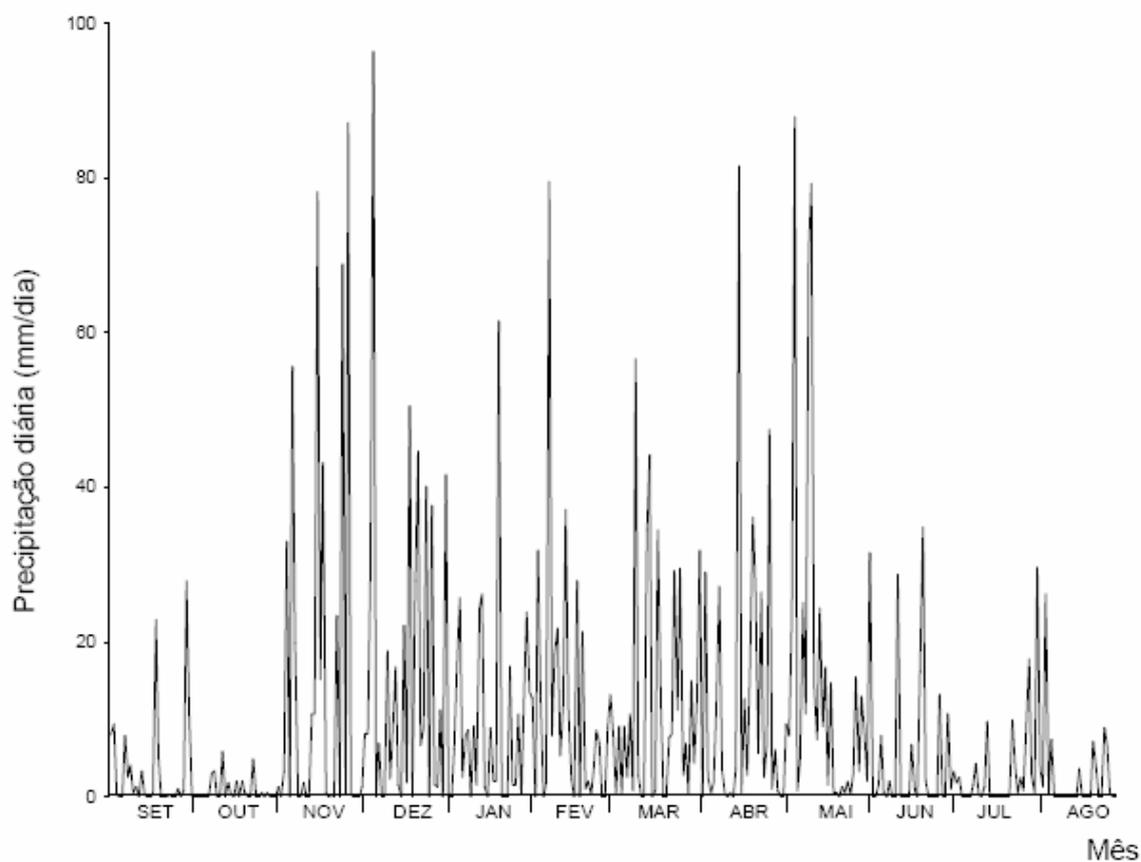
ORDEM	Riachos em áreas controles	Riachos em áreas exploradas	Total
Família			
<i>Espécie</i>			
<b>SILURIFORMES</b>			
Loricariidae			
<i>Acestridium discus</i> Haseman, 1911	1	1	2
<i>Ancistrus</i> sp.	1	0	1
<i>Rineloricaria lanceolata</i> (Günther, 1868)	4 (1)	0	4
Trichomycteridae			
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	4 (2)	3 (2)	7
<b>SYNBRANCHIFORMES</b>			
Synbranchidae			
<i>Synbranchus</i> sp.	11 (5)	7 (4)	18
TOTAL GERAL	1251	1879	3130

## APÊNDICES

**Apêndice 1.** Localização das áreas de Manejo Florestal Sustentável da Mil Madeireira Itacoatiara Ltda. (Fonte: R. Frederico).



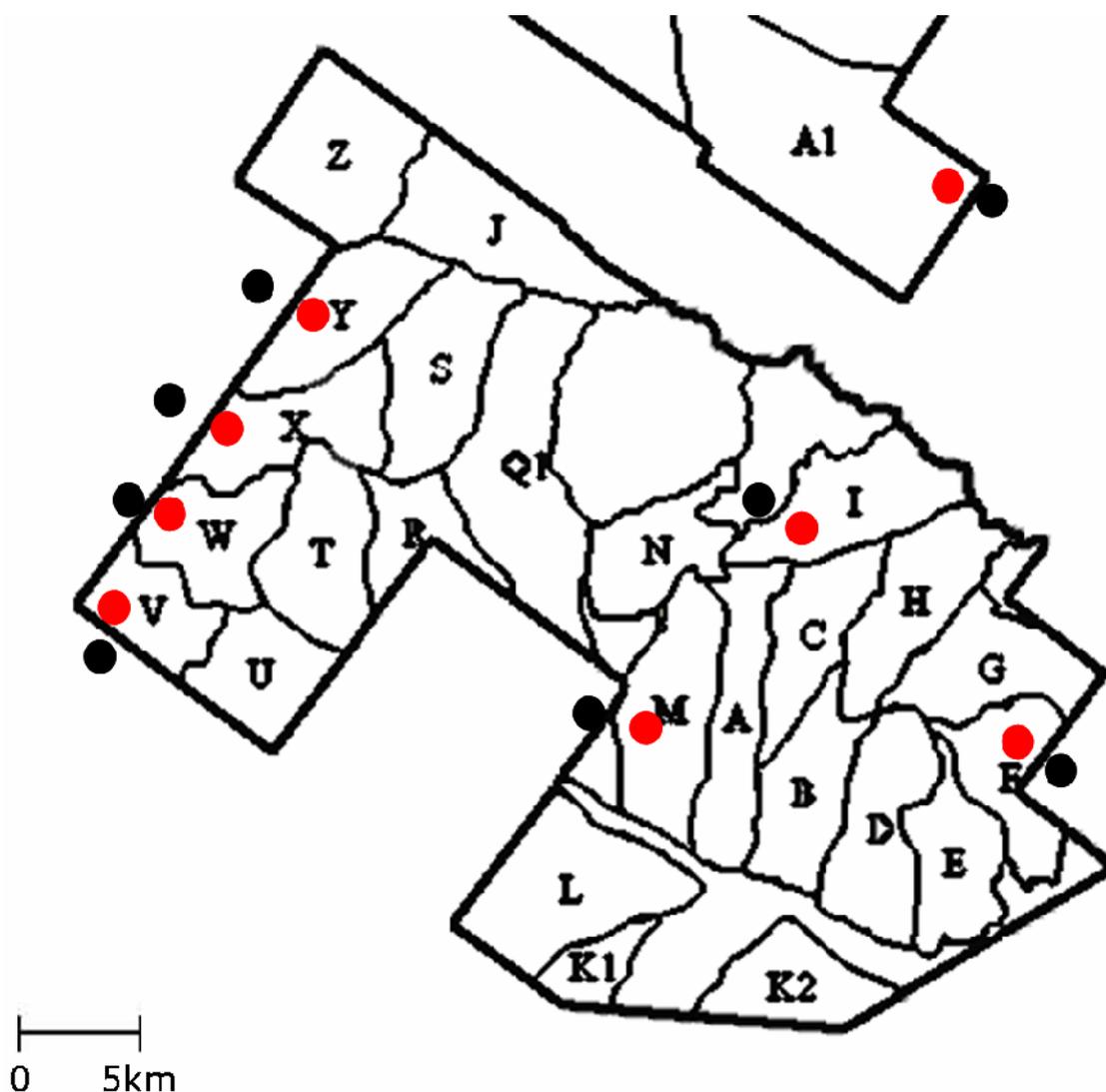
**Apêndice 2.** Precipitação diária entre setembro de 2005 e agosto de 2006 na Reserva Florestal Adolpho Ducke (em mm/dia) em Manaus (AM). Dados da estação meteorológica da Reserva, cedidos pela Coordenação de Pesquisas em Clima e Recursos Hídricos/INPA.



**Apêndice 3.** Número de pontos coletados, ano de exploração das Unidades de Produção Anual e o delineamento experimental utilizado.

UPA's	Número de pontos		Ano de Exploração	Análises		Tempo desde o manejo
	Explorado	Controle		Antes/Depois	Controle-Explorado	
A	1	-	1995	-	-	X (explorado)
B	1	-	1997	-	-	X (explorado)
D	1	-	1998	-	-	X (explorado)
F	1	1	1999	-	X (par)	X (explorado)
M	1	1	1999	-	X (par)	X (explorado)
I	1	1	2000	-	X (par)	X (explorado)
Q1	1	-	2001	-	-	X (explorado)
W	1	1	2002	-	X (par)	X (explorado)
V	1	1	2003	-	X (par)	X (explorado)
X	1	1	2003	-	X (par)	X (explorado)
Y	1	1	2003	-	X (par)	X (explorado)
A1b	1	1	2004	-	X (par)	X (explorado)
B1b	1	1	2005	-	X (par)	X (explorado)
C1	1	1	2005	-	X (par)	X (explorado)
D1b	1	1	2006	-	X (par)	X (explorado)
E1a	11	11	2007	X (11 pares)	-	X (explorado)

**Apêndice 4.** Representação da amostragem pareada de riachos de terra-firme realizado nas áreas de manejo florestal sustentável da Mil Madeireira Itacoatiara Ltda. Letras representam as Unidades de Produção Anual; círculos vermelhos representam trechos de riachos em áreas manejadas; círculos pretos representam os trechos controle. Apenas oito UPA's são representadas, porém no total amostramos 11 desta mesma forma.



**Apêndice 5.** Resultados gerais dos testes para as características ambientais e para a composição de espécies de peixes (dados de abundância e presença/ausência) e o valor de significância para cada uma das variáveis e covariáveis utilizadas nos modelos.

	Características ambientais	Composição de abundância	Composição presença/ausência
Delineamento	Análises	Análises	Análises
Curto prazo	<b>Regressão Múltipla</b> $p_{\text{modelo geral}} < 0,001^a$	<b>Wilcoxon</b> $p > 0,05$	<b>Wilcoxon</b> $p > 0,05$
Longo prazo	<b>Regressão Múltipla</b> $p_{\text{modelo geral}} > 0,05$	<b>Wilcoxon</b> $p = 0,034^a$	<b>Wilcoxon</b> $p = 0,347$
	Covariáveis: Pares ( $p = 0,039^a$ ) Vazão ( $p = 0,129$ )		
Tempo pós manejo	<b>Regressão Múltipla</b> $p_{\text{modelo geral}} > 0,05$	<b>Regressão Múltipla</b> $p_{\text{modelo geral}} = 0,591$	<b>Regressão Múltipla</b> $p_{\text{modelo geral}} = 0,022^a$
	Covariáveis: Vazão ( $p = 0,252$ )	Covariáveis: Vazão ( $p = 0,309$ )	Covariáveis: Vazão ( $p = 0,032^a$ )

<sup>a</sup>Significância ( $p$ ) menor que 0,05.