

**The text that follows is a REPRINT  
O texto que segue é um REPRINT.**

Please cite as:  
Favor citar como:

**Fearnside, P.M. 2015. Hidrelétricas como “fabricas de metano”: O papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. pp. 205-220. In: P.M. Fearnside (ed.) *Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras*. Vol. 2. Editora do INPA, Manaus. 297 pp.**

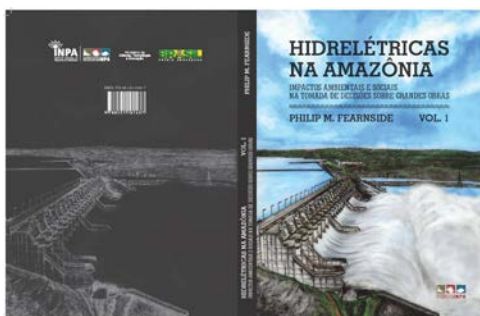
[republicação de: Fearnside, P.M. 2008. Hidreletricas como “fábricas de metano”: O papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. *Oecologia Brasiliensis* 12(1): 100-115. doi: 10.4257/oeco.2008.1201.11]

ISBN print: 978-85-211-0144-4 online: 978-85-211-0150-5

Copyright: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA

The original publication is available from:  
A publicação original está disponível de:

<http://livrariadoinpa.nuvemshop.com.br/> ou envie e-mail para: [editora.vendas@gmail.com](mailto:editora.vendas@gmail.com); [editora@inpa.gov.br](mailto:editora@inpa.gov.br). Telefones: (92) 3643-3223, 3643-3438.



Download grátis em: [http://philip.inpa.gov.br/publ\\_livres/2015/Livro-Hidro-V2/Livro%20Hidrelétricas%20V.2.pdf](http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/2015/Livro-Hidro-V2/Livro%20Hidrelétricas%20V.2.pdf)

# Capítulo 31

---

## **Hidrelétricas como “Fábricas de Metano” e o Papel dos Reservatórios em Áreas de Floresta Tropical na Emissão de Gases de Efeito Estufa**

**Philip M. Fearnside**

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)  
Av. André Araújo, 2936 - CEP: 69.067-375, Manaus, Amazonas, Brasil.  
E-mail: pmfearn@inpa.gov.br

Publicação original:

Fearnside, P.M. 2008. Hidrelétricas como “fábricas de metano”: O papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. *Oecologia Brasiliensis* 12(1): 100-115. doi: 10.4257/oeco.2008.1201.11

## RESUMO

Calcular as emissões de gases de efeito estufa de barragens hidrelétricas é importante para o processo de tomada de decisão em investimentos públicos nas várias opções para geração e conservação de energia elétrica. Reservatórios em áreas tropicais como a Amazônia frequentemente têm grandes áreas de deplecionamento, onde uma vegetação herbácea, de fácil decomposição, cresce rapidamente. Esta vegetação se decompõe a cada ano no fundo do reservatório quando o nível d'água sobe, produzindo metano. O metano oriundo da vegetação da zona de deplecionamento representa uma fonte permanente deste gás de efeito estufa, diferente do grande pulso de emissão oriunda da decomposição dos estoques iniciais de carbono no solo e nas folhas e liteira (serapilheira ou folhiço) da floresta original. As turbinas e vertedouros puxam água de níveis abaixo da termoclina, isto é, da barreira de estratificação por temperatura que isola a água do fundo do reservatório, rica em metano, da camada superficial que está em contato com o ar. Quando a água do fundo emerge das turbinas e dos vertedouros, grande parte da sua carga de metano dissolvido é liberada para a atmosfera. O gás carbônico oriundo da decomposição da parte superior das árvores da floresta inundada, que fica acima da lâmina d'água, representa outra fonte significativa de emissão de gás de efeito estufa nos primeiros anos depois da formação do reservatório.

Palavras-Chave: Aquecimento global, Barragens, Efeito estufa, Emissão de gases de efeito estufa, Metano, Represas

## INTRODUÇÃO

Embora hoje seja amplamente reconhecido que represas hidrelétricas emitem gases de efeito estufa, muita discordância permanece sobre as questões de quanto é emitido e quando, de que fontes são derivados os gases e quanto desta emissão é uma contribuição líquida ao efeito estufa. Estas diferenças têm implicações significativas para as políticas públicas e as diferenças conduzem a conclusões discrepantes, como se há um benefício climático para qualquer determinada represa hidrelétrica quando comparado com a eletricidade gerada por combustíveis fósseis.

Represas variam amplamente na quantidade de gases de efeito estufa que elas emitem. Considere-se que represas tropicais (o assunto deste trabalho)

emitem mais gases de efeito estufa do que represas em áreas temperadas e boreais, mas é um engano pensar que só represas tropicais emitem gases. Dentro dos trópicos há também variação em emissões. Recentemente, tem havido progresso significativo na medição de emissões ao longo do ciclo anual em represas individuais, especialmente em Petit Saut, na Guiana francesa (*e.g.*, Abril *et al.* 2005; Guérin *et al.* 2006) e em Balbina, no Brasil (Kemenes *et al.* 2007, 2008).

Além do monitoramento de perfis de metano e emissões de superfície durante um ou mais ciclos anuais em Petit Saut e Balbina, foram feitas medidas pontuais de emissões de superfície em outros reservatórios amazônicos: Tucuruí (de Lima 2005; Rosa *et al.* 2003), Samuel (de Lima 2005; Rosa *et al.* 2003) e Curuá-Una (Duchemin 2000). E também, foram feitas várias medidas de emissões de superfície para vários reservatórios não amazônicos no Brasil: Serra Mesa (de Lima, 2005), e Três Marias, Miranda, Barra Bonita, Xingó e Segredo (Rosa *et al.* 2004). Perfis de concentração de metano durante breves períodos de amostragem (campanhas de campo) têm sido medidas na Serra da Mesa e em Manso (Abe *et al.*, 2005) e, informações adicionais sobre ciclagem de carbono para estes dois reservatórios também foram obtidas (Abe *et al.* 2005; Sikar *et al.* 2005).

Uma vez que não é possível ter medidas diretas para mais do que alguns poucos dos reservatórios existentes e, que medidas diretas em reservatórios propostos são impossíveis, é importante ter um arcabouço de cálculo para estimar as emissões de gases de efeito estufa a partir de outros parâmetros dos reservatórios. Por falta de alternativas melhores, o método de aproximação mais utilizado até agora, é o de simplesmente fazer extrapolações a partir das poucas medidas diretas existentes. Essas extrapolações presumem emissões constantes por unidade de área de reservatório, ou alternativamente, emissões constantes por megawatt de capacidade instalada ou de eletricidade gerada (*e.g.*, Saint Louis *et al.* 2000). Tais extrapolações têm a vantagem de não requerer nenhuma informação detalhada sobre as características de cada represa.

Um método mais exigente inclui uma série de cálculos baseado no perfil de concentração de metano, ciclos sazonais em concentração, profundidade das turbinas e vertedouros, junto com informações sobre os níveis de água no reservatório e a posição das turbinas e vertedouros, e os respectivos

fluxos de água nessas estruturas. Este foi aplicado em Tucuruí, Curua-Una e Samuel (Fearnside 2002, 2005a,b). O ponto fraco desse método é a necessidade de ter ou um perfil medido de concentração de metano na coluna de água ou a aceitação da suposição de que o perfil de outro reservatório pode ser aplicado para o reservatório em questão. Para evitar esta suposição limitante, é necessário um método que calcule os valores de concentração de metano a partir de dados sobre o carbono vindo de várias fontes, tais como os estoques iniciais na biomassa e no solo e o carbono renovável introduzido por fotossíntese feito por macrófitas e pela vegetação na zona de deplecionamento.

O objetivo do atual trabalho é de prover um arcabouço melhor para estimar as emissões líquidas de represas, tanto para aquelas já construídas como para as futuras. Tais estimativas estão baseadas no princípio de que é necessário sempre fazer o melhor uso das informações disponíveis. Com o passar do tempo, estas informações poderão ser melhoradas em quantidade e confiabilidade, mas a cada momento no tempo, as decisões são fundamentadas no melhor uso das informações disponíveis.

## PRINCÍPIOS

### 1. Adicionalidade

Uma pergunta fundamental no cálculo de emissões de gás de efeito estufa de represas hidrelétricas, assim como para outros tipos de mudanças antropogênicas é se as emissões são “adicionais” àquelas que teriam sido emitidas na ausência da intervenção. Este não só é o princípio que guia ações de mitigação sob o Protocolo de Kyoto (*i.e.*, de diminuir emissões líquidas) como também é a base para entender o papel de fontes novas que acrescentam às emissões humanas.

Contabilizar todas as emissões de CO<sub>2</sub> de uma represa como adicionais ignora o fato que grande parte de qualquer CO<sub>2</sub> presente na água do rio, sem a barragem, teria sido emitida da mesma forma. Richey *et al.* (2002) encontraram uma emissão volumosa de CO<sub>2</sub> da água no rio Amazonas e, na realidade, nada desse volume poderia ter se originado em reservatórios hidrelétricos. Se uma represa é construída e, ao invés de ser emitido no rio Amazonas a emissão de CO<sub>2</sub> acontece na superfície do reservatório ou na saída das turbinas, isto não representa uma contribuição adicional ao efeito estufa.

O CO<sub>2</sub> foi contado integralmente em vários estudos de emissões por reservatórios (por exemplo, Saint Louis *et al.* 2000; Kemenes *et al.* 2007, 2008; Rosa *et al.* 2004). O autor do presente estudo não conta emissão de CO<sub>2</sub> da superfície ou das turbinas e vertedouros, mas conta a emissão de CO<sub>2</sub> pela decomposição acima da água das árvores mortas que se projetam para fora do lago.

### 2. Contar todas as fontes e sumidouros

Ao avaliar emissões de represas hidrelétricas deveria ser um princípio básico contar todas as fontes e sumidouros. A omissão de importantes caminhos de emissão foi a principal causa das conclusões de alguns grupos (por exemplo Rosa *et al.* 2004) de que represas produzem quantias pequenas de gases de efeito estufa e que as hidrelétricas quase sempre comparam muito favoravelmente com geração termelétrica, em termos de emissões (ver Fearnside 2004, 2006).

A dificuldade de medir as emissões que acontecem dentro das turbinas e logo abaixo da saída das turbinas faz com que alguns estudos calculem a emissão somente com base nos fluxos de superfície medidos a jusante após os primeiros metros de água turbulenta no rio, subestimando a emissão significativamente. As medidas de emissões das turbinas e dos vertedouros deveriam ser feitas levando-se em consideração a diferença entre as concentrações de gás na água acima da barragem ao nível da entrada dessa estruturas e, imediatamente abaixo do ponto de liberação. Medidas de fluxo a jusante têm um papel importante mostrando o destino dos gases dissolvidos que permanecem depois da passagem inicial pela barragem, mas estas medidas não substituem uma estimativa baseada na diferença antes e depois da própria barragem.

Todas as fontes pré-represa devem ser contabilizadas, inclusive a formação de poças, térmitas e fluxos de gases do solo. Deve ser lembrado que os locais de represas hidrelétricas normalmente não são áreas alagadas e sim áreas com cachoeiras, sendo que esses locais tem maior potencial para gerar energia. Portanto, as altas emissões de metano associadas com áreas alagadas não se aplicam à maioria da vegetação pré-represa, ao contrário das suposições de alguns estudos.

Podem se agrupar fontes de carbono para emissões de gases de efeito estufa em quatro categorias:

1. Estoques de carbono que estavam presentes na vegetação e no solo antes do enchimento do reservatório. Estes incluem os estoques preexistentes na zona de deplecionamento que só é inundada de acordo com a época e qualquer vegetação localizada próxima do reservatório que é afetada por alterações no lençol freático.

2. Carbono de forma dissolvida ou particulada que entra no reservatório provenientes dos rios e córregos que entram no lago. Este carbono vem de erosão do solo e de liteira e outros tipos de matéria orgânica da bacia hidrográfica. A parte particulada deste carbono é uma fonte de entrada ininterrupta de carbono fresco, facilmente degradada, que vai para os sedimentos do fundo do reservatório. Esta camada de sedimento é o local de metanogênese, fornecendo  $\text{CH}_4$  à coluna d'água por difusão e contribuindo para emissões da superfície por borbulhamento (Abe *et al.* 2005; Adams *et al.* 2005).

3. Carbono que é fixado dentro do reservatório ou no ecossistema aquático (plâncton, perifiton e macrofitas) ou em crescimento anual de vegetação terrestre na zona de deplecionamento, de acordo com a época inundada.

4. Carbono que é liberado aerobicamente das árvores que são mortas quando o reservatório é inundado. Este inclui decomposição acima d'água das porções das árvores mortas que projetam sobre a superfície do reservatório, decomposição aeróbica de troncos flutuantes que se movimentam e deriva até a beira do lago, e a decomposição de árvores na floresta circunvizinha que são mortas perto da margem do reservatório devido a alterações no lençol freático provocadas pelo reservatório. Além de decomposição, árvores mortas no reservatório podem liberar carbono em queimadas durante eventos de abaixamento extremos do nível d'água (como aconteceu em Balbina e Samuel durante o El Niño de 1997-1998).

## **HIDRELÉTRICAS E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

A tomada de decisão sobre desenvolvimento energético requer uma avaliação abrangente dos custos ambientais e dos benefícios de cada alternativa. Embora o benefício das hidrelétricas em substituir a queima de combustíveis fósseis em usinas termoeletricas seja amplamente conhecido, a emissão de gases de efeito estufa tem recebido relativamente pouca atenção. As emissões de gases de efeito estufa são particularmente altas em áreas de

floresta tropical. As represas hidrelétricas em áreas tropicais, como a Amazônia brasileira, emitem gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) pela decomposição das árvores acima da lâmina d'água, que são deixadas em pé na hora de encher os reservatórios, e também libera metano ( $\text{CH}_4$ ) por decomposição sob condições anaeróbicas no fundo do reservatório. O metano é liberado através de vários caminhos, inclusive por bolhas e difusão pela superfície, e é liberado no transcurso da água pelas turbinas e vertedouros. A vegetação herbácea, de fácil decomposição, cresce rapidamente na zona de deplecionamento, ou de "drawdown", que é a área do fundo do reservatório que fica exposta quando o nível da água é periodicamente rebaixado. Quando o nível d'água sobe, a biomassa se decompõe no fundo do reservatório, produzindo metano.

Os reservatórios são termicamente estratificados, com uma faixa (termoclina) localizada entre 2 e 3 m de profundidade. A temperatura da água diminui abruptamente abaixo da termoclina, e a água abaixo desta camada não se mistura com a água da superfície. Esta água abaixo da termoclina (o hipolimnion) logo se torna anóxica e a vegetação herbácea da zona de deplecionamento que se decompõe sob essas condições produz  $\text{CH}_4$  em lugar de  $\text{CO}_2$ . Uma tonelada de  $\text{CH}_4$  provoca 25 vezes mais impacto sobre o efeito estufa que uma tonelada de  $\text{CO}_2$ , quando é utilizado o fator de conversão (potencial de aquecimento global, ou GWP) calculado para um período de 100 anos no Quarto Relatório de Avaliação (AR-4) do Painel Intergovernmental sobre Mudança do Clima (IPCC) (Forster *et al.* 2007, pág. 212). O valor do GWP de metano é crítico para o impacto de hidrelétricas no aquecimento global. O relatório AR-4 revisou este valor e o elevou em relação ao valor de 23 utilizado no Terceiro Relatório de Avaliação (Ramaswamy *et al.* 2001, pág. 388), que, por sua vez, já havia revisado e elevado o valor em relação ao valor de 21 usado no Segundo Relatório de Avaliação (Schimel *et al.* 1996, pág. 121). Este último valor, de 21, foi adotado pelo Protocolo de Kyoto para o período até 2012 e com relação a ele, o valor atual representa um aumento de 19% no impacto atribuído ao metano. O valor mais recente do GWP de metano, de 25, significa que uma tonelada de carbono em forma de  $\text{CH}_4$  tem 9,1 vezes mais impacto que uma tonelada de carbono em forma de  $\text{CO}_2$ . Ou seja, transformar o carbono do  $\text{CO}_2$  da atmosfera em metano multiplica por mais de nove o impacto no aquecimento global de cada tonelada (megagrama

= Mg) de carbono que é transformada e liberada para a atmosfera [Obs.: Em 2013 o AR-5 aumentou o GWP de metano para 28 se usado o mesma forma de cálculo (100 anos, sem retroalimentações), para 34 se retroalimentações hoje reconhecidas são incluídas, e 86 em uma base de 20 anos, mais relevante a evitar ultrapassar o limite de 2°C acordado em 2009.].

Não se acredita que a madeira das árvores submersas seja uma fonte significativa de carbono para a produção de metano porque o tecido vegetal lignificado (madeira) decompõe-se a uma taxa extraordinariamente lenta sob condições anaeróbicas. Árvores ainda são utilizáveis como madeira mesmo depois de permanecerem várias décadas submersas, como demonstrado pela experiência em Tucuruí onde, mais de duas décadas depois do enchimento em 1984, a represa ainda é cena de disputas entre vários pretendentes interessados na exploração do estoque de madeira subaquática. Em contrapartida, a vegetação herbácea decompõe-se rapidamente, liberando assim seu estoque de carbono na forma de gases, uma parte da qual é liberada para a atmosfera.

O recrescimento da vegetação na zona de deplecionamento do reservatório, a cada ano, remove gás carbônico da atmosfera pela fotossíntese, e reemite o carbono na forma de metano quando a vegetação é inundada. O reservatório, então, age como uma verdadeira fábrica de metano, convertendo continuamente o  $\text{CO}_2$  em  $\text{CH}_4$ . A fonte de carbono da inundação anual da zona de deplecionamento é permanente, diferente do carbono da liteira fina, folhas e carbono instável (lábil) orgânico do solo da floresta original. Estes estoques de carbono se decompõem durante os primeiros anos depois do enchimento do reservatório. Tapetes de macrófitas (plantas aquáticas), outra fonte de biomassa facilmente decomposta, diminuem a níveis reduzidos quando a fertilidade da água alcança um equilíbrio mais baixo depois de esgotar o pulso inicial de nutrientes que segue o enchimento do reservatório. Emissões de represas hidrelétricas são muito mais altas durante os primeiros anos, tanto de  $\text{CH}_4$  gerado pela decomposição subaquática da biomassa herbácea do reservatório como de  $\text{CO}_2$  oriundo da decomposição da parte acima d'água das árvores da floresta original deixada em pé no reservatório. Porém, a provisão ininterrupta de biomassa herbácea da zona de deplecionamento, e de macrófitas, garante certo nível de emissão permanente.

Estimativas anteriores de emissões de gases de efeito estufa de reservatórios amazônicos geralmente calcularam as emissões em um único momento no tempo, por exemplo, 1990, que é o ano padrão de referência para inventários nacionais de gases de efeito estufa sob a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UNFCCC) (Fearnside 1995, 2002, 2005a, b). Um estudo incluiu o caminho de tempo de emissões de decomposição da biomassa da floresta original (Fearnside 1997a). Estimativas de emissões de metano geralmente confiaram na suposição que uma concentração medida em uma represa pode ser extrapolada diretamente para outras represas de idade semelhante. Precisa-se de um modelo explícito dos estoques de carbono e da sua degradação para poder calcular as emissões com o passar do tempo em um determinado reservatório e em reservatórios com diferentes idades, manejo da água e outras características. O modelo desenvolvido para este propósito é descrito nas seções seguintes. Em um trabalho separado, uma versão anterior deste modelo foi aplicado ao caso específico das hidrelétricas propostas de Belo Monte (anteriormente Kararaô) e Altamira (anteriormente Babaquara) no rio Xingu (Fearnside 2005c). A informação apresentada no presente trabalho é aplicável à represas em toda a região amazônica brasileira e para outras regiões tropicais com condições ambientais semelhantes. Porém, as características de cada represa determinarão as quantidades de gases de efeito estufa emitidas por cada caminho, e o impacto ou benefício líquido uma vez levado em conta a substituição de combustível.

## **FONTES DE CARBONO E CAMINHOS DE LIBERAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

### **Metano**

O metano produzido por decomposição subaquática pode ser liberado de vários modos, incluindo o borbulhamento (ebulição) e a difusão pela superfície do reservatório. O borbulhamento permite que o  $\text{CH}_4$  atravesse a barreira da termocline e é altamente dependente da profundidade da água em cada ponto no reservatório, com emissões de bolhas muito maiores a profundidades mais rasas. A difusão é importante no primeiro ano, porque as populações bacterianas na água de superfície (epilimnion) aumentam, com o resultado que qualquer metano que se difunde por esta camada seja oxidado para  $\text{CO}_2$

antes de alcançar a superfície (Dumestre *et al.* 1999; Galy-Lacaux *et al.* 1997). As emissões de superfície também são mais altas nos primeiros anos depois do enchimento porque o estoque de carbono nas folhas e folhiço da floresta original e na fração instável do carbono do solo está sendo liberado do fundo do reservatório na forma de metano. Estes estoques de carbono iniciais diminuirão na medida em que eles são progressivamente exauridos e, nos anos posteriores, o carbono somente estará disponível de fontes renováveis, tais como as macrófitas e o recrescimento na zona de deplecionamento (assim como também o carbono do solo que entra no reservatório oriundo da erosão rio acima).

Estão faltando estudos para quantificar o papel relativo de diferentes fontes de carbono. No caso do reservatório de Petit Saut, na Guiana francesa, Galy-Lacaux *et al.* (1999) acreditam que o carbono do solo é a fonte principal nos primeiros anos. O estoque de carbono instável do solo é relativamente grande, comparado aos outros estoques de carbono facilmente degradado. O presente cálculo usa o estoque de carbono instável (hidrolisável) do solo de 54 Mg C/ha medido nos 60 cm superficiais de um Ultisol (podzólico) amazônico típico (Trumbore *et al.* 1990, pág. 411). Suposições relativas à taxa de decomposição dos estoques produzem um total teórico para o carbono liberado na água na forma de CH<sub>4</sub>. Considerando o efeito de diluição pelos influxos de água para o reservatório, a quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente por km<sup>3</sup> (10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>) de água pode ser calculada. Esta quantidade foi calculada para dois reservatórios existentes em áreas de floresta tropical (Petit Saut e Tucuruí) e relacionado à concentração de CH<sub>4</sub> na água a uma profundidade padronizada (30 m) nos mesmos reservatórios.

A quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente é a soma das porções que se decompõe de folhas originais e folhiço, carbono instável do solo, macrófitas não encalhadas e vegetação inundada na zona de deplecionamento. A quantidade de água é o volume do reservatório ao final do mês, mais os influxos durante o referido mês e o mês anterior. A quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente (calculada de acordo com as suposições dadas acima) relacionada à concentração de CH<sub>4</sub> aos 30 m de profundidade é mostrada na Figura 1. Os dados de concentração são de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.* 1999), com exceção do ponto extremo no lado esquerdo, com 6 mg CH<sub>4</sub>/litro aos 30 m de profundidade, que é de Tucuruí (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.* 1997, pág. 43). A faixa de valores para a quantidade de carbono que se decompõe anaerobicamente é dividida em três segmentos para o cálculo da concentração de CH<sub>4</sub> aos 30 m de profundidade (equações 1-3).

Para decomposição anaeróbica ≤ 684,4 Mg C/ km<sup>3</sup> de água:

$$Y = 0,00877 X \quad (1)$$

Para decomposição anaeróbica entre 684,5 e 15.000 Mg C/ km<sup>3</sup> de água:

$$Y = 0,000978 X + 6 \quad (2)$$

Para decomposição anaeróbica > 15.000 Mg C/ km<sup>3</sup> de água:

$$Y = 20 \quad (3)$$

onde:

X = decomposição anaeróbica (Mg C/km<sup>3</sup> de água)  
 Y = concentração de CH<sub>4</sub> aos 30 m de profundidade (mg/litro)

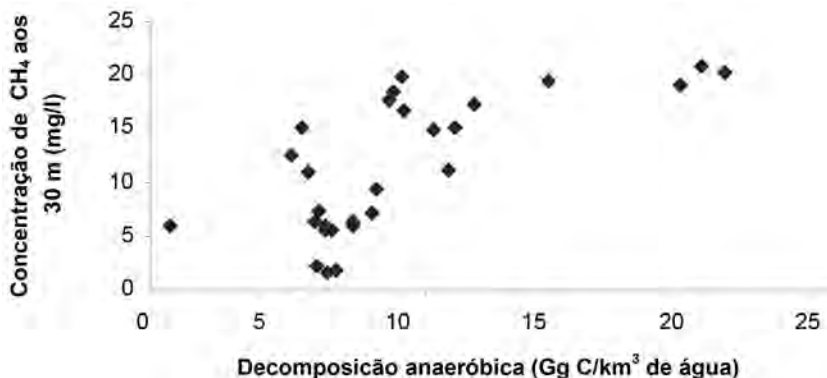


Figura 1. Concentração de metano a 30 m de profundidade contra carbono decomposto anaerobicamente. Dados de concentração a 30 m são de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.* 1999) que é de Tucuruí (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.* 1997, pág. 43).

A razão entre a concentração de metano a diferentes profundidades e a concentração aos 30 metros depende da idade do reservatório, já que esta razão muda com o passar do tempo à medida que as populações bacterianas nas águas de superfície se tornam mais capazes de degradar o metano para gás carbônico. Dados do reservatório de Samuel aos cinco meses de idade (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.* 1997, pág. 43) são usados para representar reservatórios até 12 meses depois do enchimento; dados de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.* 1999) são usados para representar reservatórios do 13º até o 36º mês, e dados de Tucuruí coletados 44 meses depois do enchimento (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.* 1997, pág. 43) são usados para representar reservatórios depois do 36º mês. As razões são calculadas usando as equações na Tabela 1.

As emissões de borbulhamento e de difusão podem ser relacionadas à concentração de CH<sub>4</sub> a uma profundidade padronizada de 30 m. A Tabela 2 apresenta equações para estas emissões para água com profundidades diferentes. Estas razões resultaram de medidas em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.* 1999). A concentração de CH<sub>4</sub> prevista aos 30 m de profundidade é estreitamente relacionada às emissões de borbulhamento observadas em cada faixa de profundidade nos dados de Petit Saut (0-3 m, 4-6 m e 7-8 m) (Figura 2a, b & c). As emissões de difusão em Petit Saut, independente da profundidade, também são estreitamente relacionadas à concentração de CH<sub>4</sub> predita aos 30 m (Figura 2d.).

**Tabela 1.** Razão das concentrações de CH<sub>4</sub> em diferentes profundidades para a concentração a 30 m

Faixa de profundidade (m)	Idade = 12 meses <sup>(a)</sup>	Idade 12,1-36 meses <sup>(b)</sup>	Idade > 36 meses <sup>(c)</sup>
0 – 0,9	0,33	0	0
1 – 1,9	0,50	0	0
2 – 4,9	0,75	0	0
5 – 9,9	0,83	0	0,34
10 – 14,9	0,67	0	0,63
15 – 19,9	0,75	0,33	0,71
20 – 24,9	0,83	0,50	0,79
25 – 29,9	0,92	0,83	0,89
30 – 30,0	1,00	1,00	1,00
≥ 31	(d)	(d)	(d)

(a) Dados do reservatório de Samuel 1,5 meses depois de encher (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.* 1997, pág. 43).

(b) Dados de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.* 1999).

(c) Dados de Tucuruí 44 meses depois de encher (J.G. Tundisi, citado por Rosa *et al.* 1997, pág. 43)

(d)  $Y = 1 + (0,0165 (X - 30))$

onde:

Y = Razão entre a concentração de CH<sub>4</sub> e a concentração aos 30 m de profundidade  
X = Profundidade abaixo da superfície (m)

Usando os dados derivados acima, as concentrações de CH<sub>4</sub> podem ser calculadas. A liberação de carbono calculada por decomposição anaeróbica é calibrada aos dados existentes sobre concentração de CH<sub>4</sub> em reservatórios semelhantes. Esta calibração é importante para reduzir qualquer possível viés oriundo das presunções relativas à magnitude das taxas de decomposição dos vários estoques subaquáticos de carbono. A água que entra em um reservatório a partir de córregos e do fluxo normal do rio não contém praticamente nada de CH<sub>4</sub>, como foi mostrado pelas medidas em Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.* 1997).

Durante cada mês, ao longo de um período de 50 anos, pode-se calcular a área de zona de deplecionamento que permanece exposta durante um mês, dois meses, e assim sucessivamente até um ano, e uma categoria separada que é mantida para área de deplecionamento exposta durante mais de um ano. A área que é submersa em cada classe de idade é calculada durante cada mês. Isto permite um cálculo da quantia de biomassa herbácea que é inundada, baseado em presunções relativas à taxa de crescimento da vegetação na zona de deplecionamento.

**Tabela 2.** Emissões por borbulhamento e difusão calculadas a partir da concentração de CH<sub>4</sub> a 30 m de profundidade<sup>(a)</sup>

Caminho de emissão	Faixa de profundidade (m)	Faixa de concentração de CH <sub>4</sub> a 30 m de profundidade (mg/litro)	Coefficiente angular	Intercepto
Borbulhamento	0-3 m	0-9,2	47,572	-54,214
		9,3-1,6	64,979	-216,344
		≥ 17,7	23,562	516,453
Borbulhamento	4-6 m	0-9,2	31,284	-77,499
		9,3-17,6	35,738	-118,989
		≥ 17,7	12,959	284,049
Borbulhamento	7-8 m	0-4,5	0	0
		4,6-9,2	2,468	43,680
		9,3-17,6	11,139	-37,087
		≥ 17,7	4,039	88,535
Difusão	Todas as profundidades	0-9,2	11,909	-35,860
		9,3-17,6	17,917	-91,822
		≥ 17,7	1,895	191,656

(a)  $Y = mX + b$

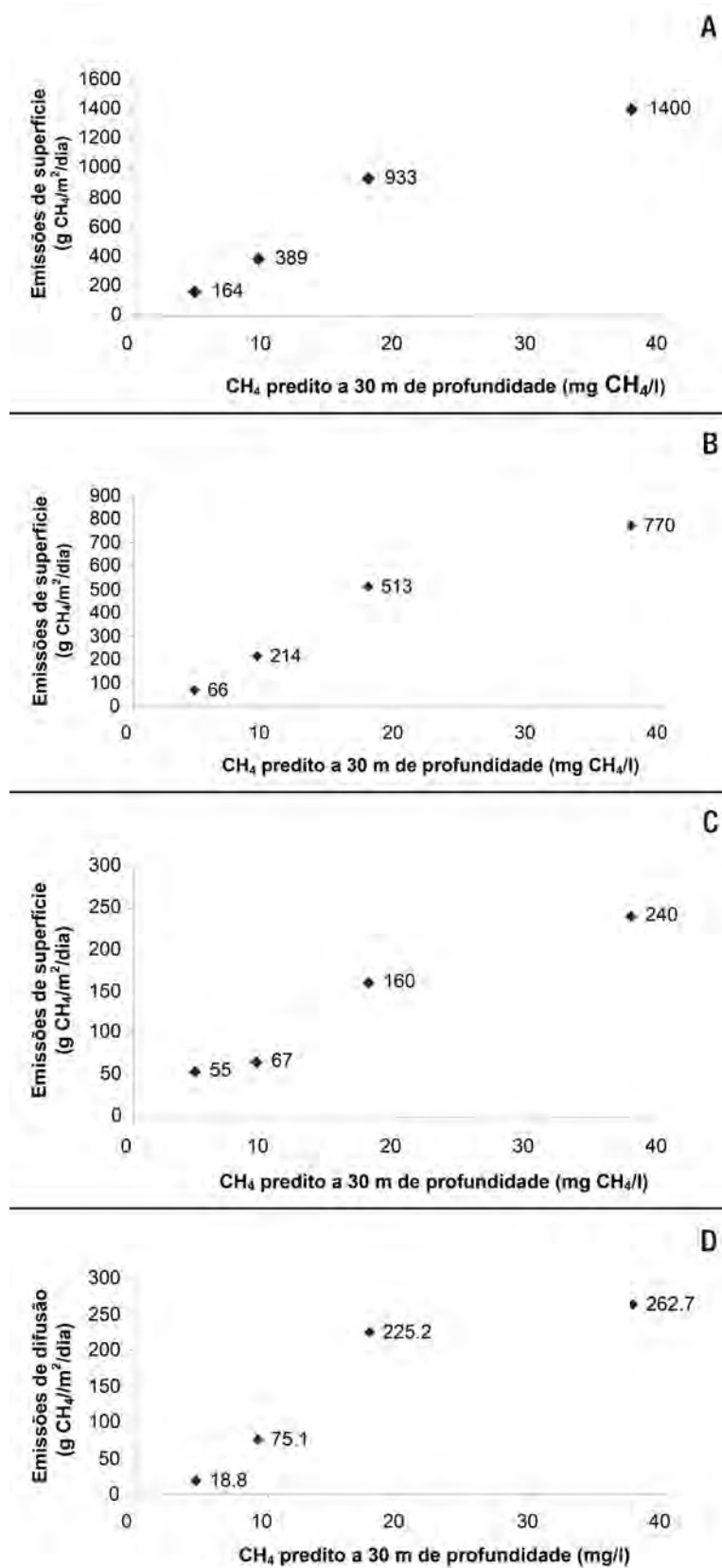
onde: Y = Emissão de CH<sub>4</sub> (mg/m<sup>2</sup>/dia)

X = Concentração de CH<sub>4</sub> a 30 m de profundidade (mg/litro)

m = Coeficiente angular

b = Intercepto (coeficiente linear)





**Figura 2.** Borbulhamento e emissões de difusão contra concentração de metano predita a 30 m de profundidade. Dados de emissões são de Petit Saut (Galy-Lacaux *et al.* 1999). A.) Borbulhamento para locais 0-3 m de profundidade; B.) Emissões de borbulhamento para 4-6 m de profundidade; C.) Emissões de borbulhamento para 7-8 m de profundidade; D.) Emissões de difusão para todas as profundidades.

A categoria para vegetação com mais de um ano de idade contém biomassa mais lignificada, já que o crescimento depois do primeiro ano é, em grande parte, alocado à produção de madeira, em lugar de tecidos mais macios (a biomassa de folhas da floresta é usada para esta categoria).

As macrófitas são uma fonte importante de biomassa macia, facilmente decomposta. As populações destas plantas aquáticas aumentam com exuberância, cobrindo parte significativa de reservatórios novos, conforme observado em Brokopondo, no Suriname (Paiva 1977), Curuá-Una, no Pará (Junk *et al.* 1981), Tucuruí, no Pará (de Lima 2002), Balbina, no Amazonas (Walker *et al.* 1999) e Samuel, em Rondônia (Fearnside 2005a). Imagens de satélite LANDSAT indicam que as macrófitas em Tucuruí cobriram 40% da superfície do reservatório dois anos depois do enchimento, diminuindo para 10%, depois de uma década (de Lima *et al.* 2002). Baseado em monitoramento em Samuel e Tucuruí, Ivan Tavares de Lima (2002) desenvolveu uma equação (eq. 4) para descrever a evolução da cobertura de macrófitas, que é utilizada na presente análise:

$$Y = 0,2 X^{-0,5} \quad (4)$$

onde:

X = anos desde o enchimento  
Y = a fração do reservatório coberta por macrófitas.

As macrófitas morrem a uma determinada taxa no reservatório e a biomassa morta afunda. Em lagos de várzea, a mortalidade das macrófitas resulta em uma reposição da biomassa 2-3 vezes por ano (Melack & Forsberg 2001, pág. 248). O ponto central desta faixa (4,8 meses) implica que 14,4% da biomassa de macrófita morre em cada mês. Esta taxa foi adotada para mortalidade de macrófita nos reservatórios. Além desta mortalidade, uma parte da biomassa de macrófitas é encalhada quando o nível da água desce. Como os ventos prevalecentes (que sopram de leste para oeste) empurram as macrófitas flutuantes contra apenas uma margem, uma parte do tapete de plantas flutuantes necessariamente é posicionada onde será encalhada sempre que o nível d'água desce. As quantidades envolvidas são impressionantes, como é evidente em Tucuruí (veja Fearnside 2001). Como as macrófitas concentram-se ao longo de apenas uma margem do reservatório, somente a metade da zona de deplecionamento é considerada na computação das áreas de macrófitas encalhadas. Quando encalhadas, as macrófitas morrem e se decompõem aerobicamente. No

entanto, se o nível d'água sobe novamente antes do processo de decomposição ser completado, o estoque de carbono remanescente em macrófitas encalhadas é acrescentado ao estoque de carbono subaquático que pode produzir metano. Aqui se presume que, se uma área estiver exposta durante apenas um mês, então a metade das macrófitas encalhadas ainda estará presente quando estas áreas forem reinundadas.

A cobertura de macrófitas em reservatórios amazônicos passa por uma sucessão regular de espécies, começando com *Eichhornia* e terminando com *Salvinia*, como aconteceu em Curuá-Una (Vieira 1982) e Balbina (Walker *et al.* 1999). *Eichhornia* e outras macrófitas que predominam nos primeiros anos têm significativamente mais biomassa por hectare que *Salvinia*. Em Balbina a substituição de macrófitas de biomassa alta por *Salvinia* aconteceu entre o sétimo e o oitavo ano depois do enchimento (Walker *et al.* 1999, pág. 252). Nos presentes cálculos presume-se que a troca para *Salvinia* acontece sete anos depois de enchimento do reservatório. Macrófitas flutuantes como *Eichhornia* e *Salvinia* são muito comuns em reservatórios, mas algumas espécies enraizadas também ocorrem.

Presume-se que a biomassa de macrófitas é de 11,1 Mg/ha de peso seco durante os primeiros seis anos, baseado em um tapete de *Eichhornia* mensurado no Lago Mirití, um lago de várzea perto de Manacapuru, Amazonas (P.M. Fearnside, dados não publicados). Para comparação, em lagos de várzea, espécies de *Oryza* tiveram 9-10 Mg/ha de peso seco, enquanto que *Paspalum* teve 10-20 Mg/ha (T.R. Fisher, D. Engle & R. Doyle, dados inéditos citados por Melack & Forsberg 2001, pág. 248). Em lagos de várzea, nove medidas de macrófitas enraizadas foram tomadas depois de aproximadamente três meses de crescimento, resultando em uma média de 5,7 Mg/ha de biomassa seca (DP=1,7, variação=3,2-8,7) (Junk & Piedade 1997, pág. 170). Depois que ocorre a transição para *Salvinia*, a biomassa por hectare de macrófitas se torna mais baixa. O valor de biomassa usado no cálculo é de 1,5 Mg/ha de peso seco, que é a biomassa de tapetes de *Salvinia auriculata* (Junk & Piedade 1997, pág. 169).

O metano da água que é retido abaixo da termoclina será exportado dos reservatórios na água puxada pelas turbinas e pelo vertedouro. Esta é uma característica de represas hidrelétricas, que é completamente diferente dos corpos d'água naturais, tais como lagos de várzea, que são fontes globalmente significativas de CH<sub>4</sub> apenas com emissões de superfície. Abrir as

entradas para as turbinas e para o vertedouro é como tirar a tampa do ralo em uma banheira: a água é tirada do fundo, ou pelo menos da porção mais funda (hipolimnion) do reservatório. Debaixo da termoclima a concentração de  $\text{CH}_4$  aumenta à medida que se desce na coluna d'água. Uma observação importante de Petit Saut é que dentro de um mesmo reservatório, a concentração de  $\text{CH}_4$ , em qualquer ponto é aproximadamente constante a qualquer profundidade abaixo da superfície, independentemente da profundidade até o fundo do local em questão (Galy-Lacaux *et al.* 1997). No presente estudo é calculado para cada mês, a profundidade abaixo da superfície dos vertedouros e das entradas das turbinas, para então calcular a concentração de  $\text{CH}_4$  correspondente na água liberada por estas estruturas.

À medida que se desce pela coluna d'água, a pressão aumenta e a temperatura diminui. Ambos os efeitos agem para aumentar a concentração de  $\text{CH}_4$  a profundidades maiores. Pela Lei de Henry, a solubilidade de um gás é diretamente proporcional à pressão, enquanto o Princípio de Le Chatelier reza que a solubilidade de um gás é inversamente proporcional à temperatura. Embora ambos os efeitos sejam importantes, o efeito da pressão predomina (Fearnside 2004). Por exemplo, a pressão seria quase cinco atmosferas aos 48 m de profundidade da entrada das turbinas no nível operacional normal planejado na hidrelétrica de Altamira (Babaquara) (Fearnside 2005c). Quando a água emergir das turbinas, a pressão cai imediatamente para uma atmosfera. Quando a pressão cai são liberados gases dissolvidos, da mesma maneira que bolhas de  $\text{CO}_2$  emergem quando se abre uma garrafa de refrigerante. A facilidade com que cada gás sai da solução é determinada pelo constante da Lei de Henry do gás. Essa constante é mais alta para  $\text{CH}_4$  do que para  $\text{CO}_2$ , fazendo com que, também por esta razão, o metano seja liberado mais prontamente que as bolhas de gás carbônico. Em Petit Saut, por exemplo, a água que entrava nas turbinas em 1995 apresentava uma razão de  $\text{CO}_2$  para  $\text{CH}_4$  de 9:1, mas no ar imediatamente abaixo da barragem, a relação era de 1:1, significando assim que, proporcionalmente, muito mais metano dissolvido é liberado (Galy-Lacaux *et al.* 1997).

### Gás carbônico

Diferente do metano, o gás carbônico é retirado da atmosfera pela fotossíntese quando as plantas crescem. Portanto, o  $\text{CO}_2$  liberado pela

decomposição de biomassa herbácea que cresce no reservatório e na sua zona de deplecionamento não pode ser contado como um impacto no aquecimento global, já que este  $\text{CO}_2$  está sendo apenas reciclado repetidamente, entre a biomassa e a atmosfera. A biomassa nas árvores da floresta que foram mortas quando o reservatório foi criado é uma questão diferente, e o  $\text{CO}_2$  que elas liberam constitui um impacto líquido sobre o efeito estufa. Somente a porção acima d'água desta biomassa se decompõe a uma taxa apreciável.

A biomassa de madeira acima d'água é modelada com algum detalhe, baseado no que é conhecido a partir da experiência em Balbina (que foi enchida ao longo do período 1987-1989). Os troncos das árvores quebram no ponto atingido pelo nível alto da água, deixando tocos projetando fora da água quando o nível cai. Até oito anos depois de serem inundadas, aproximadamente 50% das árvores com diâmetro  $\geq 25$  cm e 90% das árvores com diâmetro  $< 25$  cm tinham quebrados (Walker *et al.* 1999), além disso, os galhos caem continuamente das árvores em pé. Aproximadamente 40% das árvores de terra firme flutuam em água (Fearnside 1997b), as árvores que afundam (as com densidade de madeira  $> 1$  g/cm<sup>3</sup> no estado verde) permanecem onde estão, ou seja, na zona permanentemente inundada ou nas áreas mais rasas que são periodicamente expostas na zona de deplecionamento. Os troncos que flutuam são empurrados pelo vento e pelas ondas até a margem e serão expostas à decomposição aeróbica na zona de deplecionamento quando o nível d'água descer. Os estoques e as taxas de decomposição para cada categoria são calculados. A decomposição aeróbica contribui para a emissão de  $\text{CO}_2$  da biomassa acima da água. Parâmetros para a dinâmica e decomposição aeróbica da biomassa acima d'água são apresentados na Tabela 3.

Outra fonte de emissões é de árvores perto da margem do reservatório, mortas quando o lençol d'água sobe e alcança suas raízes. Em Balbina, uma faixa de árvores mortas é evidente ao redor da margem do reservatório (Walker *et al.* 1999). Porque o formato do contorno da margem é extremamente tortuoso e inclui as margens das muitas ilhas criadas pelo reservatório, esta faixa de mortalidade da floresta afeta uma área significativa. As árvores mortas se decompõem, liberando  $\text{CO}_2$  e, ao longo de um período de décadas, uma floresta secundária se desenvolve, com uma absorção de carbono. A presente análise presume que a mortalidade é de 90% na faixa

**Tabela 3.** Parâmetros para a emissão de gases da biomassa acima da água

Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
Fração acima do solo	0,759	Fração	Fearnside 1997c, pág. 337
Profundidade média da zona de água de superfície	1	metro	Suposição, baseado na deterioração de madeira de valor comercial,
Taxa de decomposição de folhas na zona sazonalmente inundada	-0,5	Fração/ano	Presunção.
Taxa de decomposição acima d'água (0-4 anos)	-0,1680	Fração/ano	Presumido igual que em floresta derrubada (Fearnside 1996, pág. 611)
Taxa de decomposição acima d'água (5-7 anos)	-0,1841	Fração/ano	Presumido igual que em floresta derrubada (Fearnside 1996, pág. 611)
Taxa de decomposição acima d'água (8-10 anos)	-0,0848	Fração/ano	Presumido igual que em floresta derrubada (Fearnside 1996, pág. 611)
Taxa de decomposição acima d'água (> 10 anos)	-0,0987	Fração/ano	Presumido igual que em floresta derrubada (Fearnside 1996, pág. 611)
Conteúdo de carbono de madeira	0,50	Fração	Fearnside <i>et al.</i> 1993
Biomassa inicial presente: folhas	2,23	% da biomassa total acima do solo	Fearnside (1995, pág. 12),
Biomassa inicial presente: madeira	89,24	% da biomassa total acima do solo	Fearnside (1995, pág. 12). Para cálculo da parte acima d'água, ver distribuição vertical na mesma fonte.
Liberação de metano por térmitas (cupins) em floresta	0,687	kg CH <sub>4</sub> /ha/ano	Martius <i>et al.</i> 1996, pág. 527
Liberação de metano por térmitas em biomassa acima d'água por Mg C, se deteriorado por térmitas	0,0023	Mg CH <sub>4</sub>	Martius <i>et al.</i> 1993
Percentual de decomposição por ação de térmitas acima do nível d'água máximo operacional normal	4,23	%	Martius <i>et al.</i> 1996, pág. 527 para biomassa derrubada
Percentual de decomposição por ação de térmitas abaixo da linha d'água do nível máximo operacional normal	0	%	Baseado em Walker <i>et al.</i> 1999.
Taxa de quebra de troncos na altura da linha d'água para árvores DAP > 25 cm	0,063	Fração do estoque original/ano	Baseado em Walker <i>et al.</i> 1999, pág. 245
Taxa de troncos que quebram na linha de água para árvores DAP < 25 cm	0,113	Fração do estoque original/ano	Baseado em Walker <i>et al.</i> 1999, pág. 245
Taxa de queda de galhos (e presumida queda de troncos acima do primeiro galho)	0,094	Fração do estoque original/ano	Baseado em Walker <i>et al.</i> 1999, pág. 245
Percentual da biomassa acima do solo de madeira viva em galhos e tronco acima do primeiro galho	30,2	%	Fearnside 1995, pág. 12 baseado em Klinge & Rodrigues 1973
Percentual da biomassa de madeira acima do solo em troncos	69,8	%	Fearnside, 1995, pág. 12 baseado em Klinge & Rodrigues 1973
Percentual da biomassa de tronco DAP > 25 cm	66,0	%	Calculado de Brown & Lugo 1992
10-25 cm DAP como percentual de biomassa de fuste total em árvores vivos DAP > 10 cm	22	%	Brown & Lugo 1992
0-10 cm DAP como percentual de biomassa vivo total acima do solo	12	%	Jordan & Uhl 1978
Tronco como percentual de biomassa total viva acima do solo em árvores vivas DAP > 10 cm	57,47	%	Baseado no fator de expansão de biomassa de 1,74 para biomassa de troncos (fustes) > 190 Mg/ha em árvores vivas de DAP > 10 cm (Brown & Lugo 1992).
Galhos como percentual de biomassa viva de troncos	51,4	%	Baseado em Brown & Lugo 1992
Fração das árvores que flutuam	0,4	Fração	Richard Bruce, comunicação pessoal 1993; veja Fearnside 1997b, pág. 61.
Fração de galhos originais em árvores restantes que caem por ano	0,094	Fração	Calculado de Walker <i>et al.</i> 1999.
Fração média de área de deplecionamento exposta anualmente	0,5	Fração	Estimativa aproximada baseado no nível do reservatório em 2000 em Balbina.

até 50 m além da margem do reservatório e de 70% na faixa entre 50 a 100 m dessa margem. A decomposição segue o mesmo curso que em áreas derrubadas para agricultura, e presume-se que a floresta secundária cresça à mesma taxa que as capoeiras em pousios de agricultura itinerante (Fearnside 2000).

## EMISSIONES DE ECOSISTEMAS PRÉ-REPRESA

As emissões dos ecossistemas presentes antes das represas serem construídas devem ser deduzidas das emissões das represas para se obter uma avaliação justa do impacto líquido do desenvolvimento hidrelétrico. Os parâmetros para emissões de metano pela floresta não inundada (floresta de terra firme) são apresentados na Tabela IV. Estes indicam um efeito mínimo sobre o metano, com a perda de um sumidouro pequeno no solo quando inundado. Emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) em solo florestado não inundado são pequenas: 0,0087 Mg de gás/ha/ano (Verchot *et al.* 1999, pág. 37), ou 0,71 Mg/ha/ano de carbono CO<sub>2</sub>-equivalente, considerando o potencial de aquecimento global de 298 (Forster *et*

*al.* 2007, pág. 212). Cálculos de óxido nitroso para floresta não inundada e para áreas inundadas também são apresentados na Tabela 4. Os parâmetros para os cálculos incluem o efeito da formação de poças temporárias em áreas de terra firme durante eventos periódicos de chuva pesada.

Para áreas inundadas (no ambiente pré-represa), é feita a suposição de que cada ponto inundado é submerso durante dois meses, em média, por ano. Claro que algumas partes da área ficariam submersas mais tempo e algumas durante períodos mais curtos, dependendo da altitude de cada ponto. O valor usado para emissões por hectare (103,8 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/dia, DP=74,1, variação=7-230) é a média de cinco estudos em floresta de várzea (de água barrenta) revisada por Wassmann e Martius (1997). Um valor semelhante de 112 mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/dia (n=68, DP=261) foi encontrado durante inundações em florestas de igapós (água preta) ao longo do rio Jaú, um afluente do rio Negro. Nas florestas de igapó na bacia do rio Jaú estudadas por Rosenqvist *et al.* (2002, pág. 1323) a taxa de emissão de metano das áreas inundadas é muito mais alta durante o período curto quando o nível d'água está caindo do que durante

**Tabela 4.** Fluxo evitado de metano e fluxo de óxido nitroso da perda de floresta

Item	Valor	Unidades	Fonte
<b>FLUXO DO SOLO EM FLORESTA NÃO INUNDADA</b>			
Absorção anual média de CH <sub>4</sub>	-3,8	kg CH <sub>4</sub> /ha/ano	Potter <i>et al.</i> (1996) de 22 estudos
Emissão anual média de N <sub>2</sub> O		kg N <sub>2</sub> O/ha/ano	Verchot <i>et al.</i> 1999, pág. 37
Fração do ano que a floresta ripária é inundada naturalmente	0,17	Fração	Presumido ser 2 meses, em média
Absorção por ha por ano em floresta ripária	-3,17	kg CH <sub>4</sub> /ha/ano	Proporcional ao tempo não inundado
Emissão por ha por ano em floresta inundada		kg N <sub>2</sub> O/ha/ano	Proporcional ao tempo não inundado
<b>EMISSIONES ATRAVÉS DE TÉRMITAS DE FLORESTA</b>			
Emissão/ha/ano	0,5	kg CH <sub>4</sub> /ha/ano	Fearnside 1996
<b>EMISSIONES DE INUNDAÇÃO NATURAL DE FLORESTA INUNDADA PRÉ-REPRESA</b>			
Emissão de metano de floresta inundada durante inundação natural	103,8	mg CH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /dia.	Media de cinco estudos em floresta de várzea de água barrenta (Wassmann & Martius 1997, pág. 140)
Emissão de N <sub>2</sub> O quando inundada	7,6	kg N <sub>2</sub> O/km <sup>2</sup> /dia	7.6 mg N <sub>2</sub> O/m <sup>2</sup> /dia (médias dos reservatórios de Tucuruí e Samuel: de Lima <i>et al.</i> 2002)
Dias inundados por ano	59,4	dias	Presunção (representa a situação de Babaquara: Fearnside 2005c)
Emissão anual por km <sup>2</sup>	6,2	Mg CH <sub>4</sub> /ano/km <sup>2</sup> .	Calculado a partir de informações acima
<b>EMISSIONES DE EVENTOS PERIÓDICOS DE FORMAÇÃO DE POÇAS EM FLORESTA DE TERRA FIRME</b>			
Formação de poças em florestas de terra firme- porcentagem inundada	5	porcentagem da área que inunda por evento	Baseado em Mori & Becker 1991
Frequência de eventos de formação de poças	5	anos entre eventos	Presunção
Duração de cada evento de formação de poças	30	dias	Presunção
Emissão de CH <sub>4</sub> quando inundado ou com formação de poças	103,8	mg CH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /dia.	Presumido ser o mesmo que em floresta de várzea (como acima).
Emissão de N <sub>2</sub> O quando inundado	7,6	kg N <sub>2</sub> O/km <sup>2</sup> /dia	Presumido ser o mesmo que em reservatórios (como acima).

o resto do tempo que a área está debaixo d'água. Isto tenderia a fazer a emissão anual um pouco independente do período de tempo que as áreas são inundadas, e torna o resultado relativamente robusto quando extrapolado para outras bacias hidrográficas na Amazônia se a quantidade emitida é expressa em termos de emissão por ciclo de inundação.

## INCERTEZAS

A magnitude dos picos sazonais altos de  $\text{CH}_4$  depende da relação entre a quantidade de carbono degradável e o estoque (e concentração) de  $\text{CH}_4$  quando estas variáveis estavam em níveis altos nos primeiros anos em Petit Saut (*i.e.*, dados de Galy-Lacaux *et al.* 1997, 1999). A natureza da fonte de carbono em Petit Saut durante esse período era diferente (acredita-se ter sido principalmente carbono do solo). A verdadeira quantidade de carbono degradada anaerobicamente em Petit Saut durante esse período é desconhecida, e, portanto, o escalamento que fornece confiabilidade aos resultados durante os anos iniciais após o enchimento do reservatório (quando as fontes de carbono eram do mesmo tipo) não fornece tanta confiança a estes resultados para os anos posteriores. Quantificar a relação entre a produção de  $\text{CH}_4$  e a quantidade de decomposição de biomassa macia (como as macrófitas e especialmente a vegetação da zona de deplecionamento) deveria ser uma prioridade para pesquisa. No entanto, o resultado geral, isto é, que a vegetação da zona de deplecionamento produz um pulso grande e renovável de  $\text{CH}_4$  dissolvido em reservatórios, explica o padrão observado em reservatórios reais.

Um caso relevante é a experiência na hidrelétrica de Três Marias, no Estado de Minas Gerais, onde uma flutuação vertical de 9 m no nível da água resultou na exposição e inundação periódica de uma zona de deplecionamento grande, com um pico grande subsequente de emissões de metano pela superfície do lago (Bodhan Matvienko, comunicação pessoal 2000). Até mesmo em idade muito avançada de 36 anos, o reservatório de Três Marias emite metano por borbulhamento em quantidades que excedem em muito as emissões de superfície de todos os outros reservatórios brasileiros que foram estudados, inclusive Tucuruí, Samuel e Balbina (Rosa *et al.* 2002, pág. 72). Um fator adicional no caso de Três Marias pode ser escoamento a partir de plantações de cana de açúcar, em parte da margem. Adubos presentes na água de escoamento, ou efluentes do processamento,

provocam eutroficação e conseqüente fixação de carbono atmosférico por fotossíntese de algas e outras plantas no reservatório. Deve ser mencionado que, na medida que essa fonte contribui com a emissão de metano observado no reservatório, diminui o benefício de mitigação de aquecimento global fornecido pelo etanol produzido da cana.

Um segundo caso que segue o padrão previsto pelo modelo é a hidrelétrica de Petit Saut. Presumindo que a fonte de carbono seria o estoque inicial presente no solo, a previsão era para uma emissão declinante até níveis muito baixos que caracterizaram um reservatório velho estudado na África (Galy-Lacaux *et al.* 1999, pág. 508). A amplitude das oscilações anuais de emissões seria reduzida ao longo do tempo até magnitudes muito pequenas. No entanto, medidas da concentração de  $\text{CH}_4$  na água ao longo dos primeiros 10 anos em Petit Saut mostraram um padrão diferente, com a continuação de grandes oscilações e os picos se mantendo altos (Ver Abril *et al.* 2005, pág. 6). Isto é mais consistente com uma fonte renovável de carbono, como a vegetação da zona de deplecionamento considerada no atual trabalho.

Um terceiro caso, também consistente com o atual modelo, é o da hidrelétrica de Balbina. Este tem uma grande zona de deplecionamento devido à topografia relativamente plana do reservatório (Feitosa *et al.* 2007). A concentração de metano a uma profundidade de 30 m sobe a valores altos durante os meses de nível de água mais alto no reservatório (julho-agosto) (Kemenes *et al.* 2007). Isto é consistente com uma fonte de carbono da inundação da vegetação na zona de deplecionamento.

## CONCLUSÕES

As relações derivadas aqui fornecem um arcabouço para avaliar as emissões de gases de efeito estufa liberados por represas hidrelétricas existentes e planejadas na Amazônia brasileira. Muitas das informações também podem ser aplicadas a outras áreas tropicais, embora serão maiores as incertezas e as necessidades de informações adicionais específicas a cada local. O arcabouço proposto aqui permite o cálculo das emissões líquidas das fontes principais de emissões, tais como os fluxos de metano pela superfície do lago por borbulhamento e difusão e pela água que passa nas turbinas e vertedouros, e a emissão de gás carbônico da decomposição acima d'água da biomassa da floresta original. Estes cálculos

indicam liberações significativas de gases de efeito estufa. Embora essas emissões sejam maiores nos primeiros anos após a formação de um reservatório, a entrada contínua de carbono no reservatório por meio da decomposição da vegetação herbácea na zona de deplecionamento quando inundada anualmente, indica que um nível apreciável de emissões será sustentado a longo prazo. Esta emissão se deve ao fato das hidrelétricas funcionarem como “fábricas de metano”, na transformação de carbono em CH<sub>4</sub> a partir da matéria orgânica presente ou aportada para o reservatório e do CO<sub>2</sub> retirado da atmosfera pela fotossíntese no reservatório e na sua zona de deplecionamento.

## AGRADECIMENTOS

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq 470765/01-1; 305880/2007-1; 306031/2004-3, 557152/2005-4, 420199/2005-5, 474548/2006-6; 305880/2007-1), e Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA: PRJ02.12; PPI 1-3620) contribuíram com apoio financeiro. Este trabalho é atualizado a partir de um cálculo de emissões e uma discussão mais ampla sobre as barragens no rio Xingu (Fearnside 2005c). Agradeço a P.M.L.A. Graça, N. Hamada e R.I. Barbosa e dois revisores anônimos pelos comentários. Esta é uma republicação de Fearnside (2008).

## LITERATURA CITADA

- ABE, D.S., ADAMS, D.D., SIDAGIS-GALLI, C., CIMBLERIS, A.P. & TUNDISI, J.G. 2005. Carbon gas cycling in the sediments of Serra da Mesa and Manso reservoirs, central Brazil. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie*, 29: 567-572.
- ABRIL, G., GUÉRIN, F., RICHARD, S., DELMAS, R., GALY-LACAUX, C., GOSSE, P., TREMBLAY, A., VARFALVY, L., dos SANTOS, M.A. & MATVIENKO, B. 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-years old tropical reservoir (Petit-Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles*, 19: GB 4007, doi:10.1029/2005GB002457.
- ADAMS, D.D. 2005. Theoretical diffuse flux of greenhouse gases (CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub>) at the sediment-water interface of some lakes and reservoirs worldwide as related to their trophic conditions *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie*, 29: 583-586.
- BROWN, S. & LUGO, A.E. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia*, 17(1): 8-18.
- DE LIMA, I.B.T. 2002. *Emissão de metano em reservatórios hidrelétricos amazônicos através de leis de potência*. Tese de doutorado em energia nuclear, Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, SP. 108 p.
- DE LIMA, I.B.T. 2005. Biogeochemical distinction of methane releases from two Amazon reservoirs. *Chemosphere*, 59: 1697-1702.
- DE LIMA, I.B.T., VICTORIA, R.L., NOVO, E.M.L.M., FEIGL, B.J., BALLESTER, M.V.R. & OMERO, J.M. 2002. Methane, carbon dioxide and nitrous oxide emissions from two Amazonian reservoirs during high water table. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie*, 28: 438-442.
- DUCHEMIN, É., LUCOTTE, M., CANUEL, R., QUEIROZ, A.G, ALMEIDA, D.C, PEREIRA, H.C. & DEZINCOURT, J. 2000. Comparison of greenhouse gas emissions from an old tropical reservoir with those of other reservoirs worldwide. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie*, 27: 1391-1395.
- DUMESTRE, J.F., GUEZENEC, J., GALY-LACAUX, C., DELMAS, R., RICHARD, S.A. & LABROUE, L. 1999. Influence of light intensity on methanotrophic bacterial activity in Petit-Saut reservoir, French Guiana. *Applied and Environmental Microbiology*, 65: 534-539.
- FEARNSIDE, P.M. 1995. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environmental Conservation*, 22: 7-19.
- FEARNSIDE, P.M. 1996. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. Pp. 606-617. In: J. Levine, (ed.), *Biomass Burning and Global Change. Volume 2: Biomass Burning in South America, Southeast Asia and Temperate and Boreal Ecosystems and the Oil Fires of Kuwait*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. 902 p.
- FEARNSIDE, P.M. 1997a. Greenhouse-gas emissions from Amazonian hydroelectric reservoirs: The example of Brazil's Tucuruí Dam as compared to fossil fuel alternatives. *Environmental Conservation*, 24: 64-75.
- FEARNSIDE, P.M. 1997b. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia *Forest Ecology and Management*, 90: 59-89.
- FEARNSIDE, P.M. 1997c. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change*, 35: 321-360.
- FEARNSIDE, P.M. 2000. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change*, 46: 115-158.
- FEARNSIDE, P.M. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management*, 27: 377-396.

- FEARNSIDE, P.M. 2002. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air and Soil Pollution*, 133: 69-96.
- FEARNSIDE, P.M. 2004. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Controversies provide a springboard for rethinking a supposedly “clean” energy source. *Climatic Change*, 66: 1-8.
- FEARNSIDE, P.M. 2005a. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management*, 35: 1-19
- FEARNSIDE, P.M. 2005b. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una Dam. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 10: 675-691.
- FEARNSIDE, P.M. 2005c. Hidrelétricas Planejadas no Rio Xingu como Fontes de Gases do Efeito Estufa: Belo Monte (Kararaô) e Altamira (Babaquara). Pp. 204-241 In: A.O. Sevá Filho, (ed.), *Tenotã-mô: Alertas sobre as conseqüências dos projetos hidrelétricos no rio Xingu, Pará, Brasil*. International Rivers Network, São Paulo, SP. 344 p.
- FEARNSIDE, P.M. 2006. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Reply to Rosa et al. *Climatic Change*, 75(1-2): 103-109.
- FEARNSIDE, P.M. 2008. Hidrelétricas como “fábricas de metano”: O papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. *Oecologia Brasiliensis* 12(1): 100-115. doi: 10.4257/oeco.2008.1201.11
- FEARNSIDE, P.M., LEAL FILHO, N. & FERNANDES, F.M. 1993. Rainforest burning and the global carbon budget: Biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)*, 98(D9): 16.733-16.743.
- FEITOSA, G.S., GRAÇA, P.M.L.A. & FEARNSIDE, P.M. 2007. Estimativa da zona de deplecionamento da hidrelétrica de Balbina por técnica de sensoriamento remoto. Pp. 6713-6720 In: *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil 21-26 abril 2007*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, SP. (<http://mar.tepni.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.13.15.55/doc/6713-6720.pdf>)
- FORSTER, P & 50 outros. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and Radiative Forcing. Pp. 129-234. In: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller, (eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 996 p.
- GALY-LACAUX, C., DELMAS, R., JAMBERT, C., DUMESTRE, J.-F., LABROUE, L., RICHARD, S. & GOSSE, P. 1997. Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: A case study in French Guyana. *Global Biogeochemical Cycles*, 11: 471-483.
- GALY-LACAUX, C., DELMAS, R., KOUADIO, J., RICHARD, S. & GOSSE, P. 1999. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 503-517.
- GUÉRIN, F., ABRIL, G., RICHARD, S., BURBAN, B., REYNOUARD, C., SEYLER, P. & DELMAS, R. 2006. Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. *Geophysical Research Letters*, 33, L21407, doi:10.1029/2006GL027929.
- JORDAN, C.T. & UHL, C. 1978. Biomass of a “terra firme” forest of the Amazon Basin. *Oecologia Plantarum*, 13: 387-400.
- JUNK, W.J. & PIEDADE, M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. Pp. 147-185. In: W.J. Junk, (ed.), *The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System*. Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 525 p.
- JUNK, W.J., ROBERTSON, B.A., DARWICH, A.J. & VIEIRA, I. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidrelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 11: 689-716.
- KELLER, M. & STALLARD, R.F. 1994. Methane emission by bubbling from Gatun Lake, Panama. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)*, 99(D4): 8.307-8.319.
- KEMENES, A., FORSBERG, B.R. & MELACK, J.M. 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophysical Research Letters*, 34: L12809, doi:10.1029/2007GL029479. 55.
- KEMENES, A., FORSBERG, B.R. & MELACK, J.M. 2008. As hidrelétricas e o aquecimento global. *Ciência Hoje*, 41(145): 20-25.
- KLINGE, H. & RODRIGUES, W.A. 1973. Biomass estimation in a central Amazonian rain forest. *Acta Científica Venezolana*, 24: 225-237.
- MARTIUS, C., FEARNSIDE, P.M., BANDEIRA, A.G. & WASSMANN, R. 1996. Deforestation and methane release from termites in Amazonia. *Chemosphere*, 33: 517-536.
- MARTIUS, C., WASSMANN, R., THEIN, U., BANDEIRA, A.G., RENNENBERG, H., JUNK, W.J. & SEILER, W. 1993. Methane emission from wood-feeding termites in Amazonia. *Chemosphere*, 26: 623-632.
- MELACK, J. & FORSBERG, B.R. 2001. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated watersheds. Pp. 235-274. In: M.E. McClain, R.L. Victoria & J.E. Richey, (eds.), *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press, New York, E.U.A. 365 p.
- MORI, S.A. & BECKER, P. 1991. Flooding affects survival of Lecythidaceae in terra firme forest near Manaus, Brazil. *Biotropica*, 23: 87-90.
- PAIVA, M.P. 1977. *The Environmental Impact of Man-Made Lakes in the Amazonian Region of Brazil*. Centrais Elétricas Brasileiras S.A. (ELETROBRÁS), Diretoria de Coordenação, Rio de Janeiro, RJ. 69 p.
- POTTER, C.S., DAVIDSON, E.A. & VERCHOT, L.V. 1996. Estimation of global biogeochemical controls and seasonality on soil methane consumption. *Chemosphere*, 32: 2219-2246.



- RAMASWAMY, V. & 40 outros. 2001. Radiative forcing of climate change. Pp. 349-416. *In: J.T. Houghton, Y. Ding, D.G. Griggs, M. Noguer, R.J. Van der Linden & D. Xiausu, (eds.), Climate Change 2001: The Scientific Basis.* Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 944 p.
- RICHEY, J.E., MELACK, J.M., AUFDENKAMPE, A.K., BALLESTER, V.M. & HESS, L.L. 2002. Outgassing from Amazonian rivers and wetland as a large tropical source of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature*, 416: 617-620.
- ROSA, L.P., DOS SANTOS, M.A., MATVIENKO, B., DOS SANTOS, E.O. & SIKAR, E. 2004. Greenhouse gases emissions by hydroelectric reservoirs in tropical regions. *Climatic Change*, 66(1-2): 9-21.
- ROSA L.P., DOS SANTOS, M.A., MATVIENKO, B., SIKAR, E., LOURENÇO, R.S.M. & MENEZES, C.F. 2003. Biogenic gas production from major Amazon reservoirs, Brazil. *Hydrological Processes*, 17(7): 1443-1450.
- ROSA, L.P., DOS SANTOS, M.A., TUNDISI, J.G. & SIKAR, B.M. 1997. Measurements of greenhouse gas emissions in Samuel, Tucuruí and Balbina Dams. Pp. 41-55. *In: L.P. Rosa & M.A. dos Santos, (eds.), Hydropower Plants and Greenhouse Gas Emissions.* Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ. 111 p.
- ROSA, L.P., SIKAR, B.M., DOS SANTOS, M.A. & SIKAR, E.M. 2002. *Emissões de dióxido de carbono e de metano pelos reservatórios hidrelétricos brasileiros. Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Relatórios de Referência.* Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia (COPPE) Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), Brasília, DF. 119 p. [http://www.mct.gov.br/clima/comunic\\_old/pdf/metano\\_p.pdf](http://www.mct.gov.br/clima/comunic_old/pdf/metano_p.pdf)
- ROSENQVEST, A., FORSBERG, B.R., PIMENTEL, T.P., RAUSCH, Y.A. & RICHEY, J.E. 2002. The use of spaceborne radar data to model inundation patterns and trace gas emissions in the Central Amazon floodplain. *International Journal of Remote Sensing*, 7: 1303-1328.
- SAINT LOUIS, V.C., KELLY, C., DUCHEMIN, E., RUDD, J.W.M. & ROSENBERG, D.M. 2000. Reservoir surface as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *Bioscience*, 20: 766-775.
- SCHIMMEL, D. & 75 outros. 1996. Radiative forcing of climate change. Pp. 65-131. *In: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg, K. Maskell, (eds.), Climate Change 1995: The Science of Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 572 p.
- SIKAR, E., SANTOS, M.A., MATVIENKO, B., SILVA, M.B., ROCHA, C.H., SANTOS, E., BENTES JUNIOR, A.P. & ROSA, L.P. 2005. Greenhouse gases and initial findings on the carbon circulation in two reservoirs and their watersheds. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie* 29: 573-576.
- TRUMBORE, S.E., BONANI, G. & WÖLFLI, W. 1990. The rates of carbon cycling in several soils from AMS <sup>14</sup>C measurements of fractionated soil organic matter. Pp. 407-414. *In: A.F. Bouman, (ed.), Soils and the Greenhouse Effect.* John Wiley & Sons, New York, E.U.A. 575 p.
- VERCHOT, L.V., DAVIDSON, E.A., CATTÂNIO, J.H. AKERMAN, I.L., ERICKSON, H.E. & KELLER, M. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 31-46.
- VIEIRA, I. 1982. *Aspectos Sinecológicos da Ictiofauna de Curuá-Úna, Represa Hidroelétrica da Amazônia Brasileira.* Tese de livre docencia em biologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG. 107 p.
- WALKER, I., MIYAI, R. & de MELO, M.D.A. 1999. Observations on aquatic macrophyte dynamics in the reservoir of the Balbina hydroelectric powerplant, Amazonas state, Brazil. *Acta Amazonica*, 29: 243-265.
- WASSMANN, R. & MARTIUS, C. 1997. Methane emissions from the Amazon floodplain. Pp. 137-143. *In: W.J. Junk, (ed.), The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System.* Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 525 p.