



As hidrelétricas de Belo Monte e Altamira (Babaquara) como fontes de gases de efeito estufa

Philip M. Fearnside – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) C.P. 478-69011-970 Manaus-Amazonas. E-mail: philip.fearnside@gmail.com

Resumo

Quando é necessário decidir que investimentos públicos fazer para a geração e conservação de energia elétrica, é importante calcular as emissões de gases de efeito estufa das barragens hidrelétricas. A proposta da hidrelétrica de Belo Monte e sua contrapartida rio acima, a hidrelétrica de Altamira está no centro das controvérsias sobre o modo como deveriam ser calculadas as emissões de gases de efeito estufa de represas. A hidrelétrica de Belo Monte por si só teria uma área de reservatório pequena (440 km²) e grande capacidade instalada (11.181,3 MW), mas a represa de Babaquara, que regularizaria a vazão do Rio Xingu (aumentando assim a geração de energia de Belo Monte), inundaria uma vasta área (6.140 km²). Está previsto que, em cada ano, o nível da água em Babaquara vai variar em 23 m, expondo, assim, repetidamente uma área de 3.580 km² (a zona de deplecionamento), onde crescerá rapidamente uma vegetação herbácea, de fácil decomposição. A presente análise indica que, no prazo de até 41 anos decorridos após o enchimento da primeira represa, o complexo Belo Monte/Babaquara não teria um saldo positivo em termos de emissões de gases de efeito estufa, comparado ao gás natural. A aplicação de qualquer taxa de desconto acima de 1,5% ao ano resulta no fato de o complexo não ter um saldo positivo, se comparado ao nível de emissão de gás natural, até o final do horizonte de tempo de 50 anos, usado no Brasil para a avaliação de projetos de energia.

Palavras chave

Aquecimento global. Barragens. Efeito estufa. Hidrelétricas. Metano. Represas. Reservatórios.

Abstract

Estimating the greenhouse-gas emissions from hydroelectric dams is important as an input to the decision-making process on public investments in the various options for electricity generation and conservation. Brazil's proposed Belo Monte Dam and its upstream counterpart, the Altamira Dam are at the center of controversies regarding how greenhouse-gas emissions from dams should be counted. The Belo Monte Dam by itself would have a small reservoir area (440 km²) and large installed capacity (11,181.3 MW), but the Babaquara Dam that would regulate the flow of the Xingu River (thereby increasing power generation at Belo Monte) would flood a vast area (6140 km²). The water level in Babaquara would rise and fall by 23 m each year, annually exposing a drawdown area of 3580 km² on which soft easily decomposed vegetation would quickly grow. This vegetation would decompose each year at the bottom of the reservoir when the water level rises, producing methane. The methane from drawdown-zone vegetation represents a permanent source of this greenhouse gas, unlike the large peak of emission from decomposition of initial stocks of carbon in the soil and in the leaves and litter of the original forest. The present analysis indicates that the Belo Monte/Babaquara complex would not break even in terms of greenhouse gas emissions until 41 years after the first dam is filled in a calculation with no discounting, and that any annual discount rate above 1.5% results in the complex failing to perform as well as natural gas by the end of the 50-year time horizon used in Brazil's assessments of proposed energy projects.

Key words

Amazon. Brazil. Global warming. Hydroelectric. Greenhouse-gas emissions. Methane. Reservoirs.

INTRODUÇÃO

A proposta da hidrelétrica de Belo Monte, no rio Xingu (um afluente do rio Amazonas no Estado de Pará), é foco de intensa controvérsia devido à magnitude e à natureza dos prováveis impactos que a construção da hidrelétrica pode causar no meio ambiente. A hidrelétrica de Belo Monte ficou conhecida pela ameaça que representa para os povos indígenas por tornar mais fácil a construção de uma série de represas planejadas rio acima em áreas indígenas. O impacto de Belo Monte sobre o aumento do efeito estufa provém das represas a montante, projetadas para aumentar substancialmente a produção elétrica de Belo Monte e para regularizar a vazão do Rio Xingu, altamente sazonal. O reservatório de Belo Monte é pequeno em relação à capacidade de suas duas casas de força, mas os cinco reservatórios rio acima seriam grandes, até mesmo para os padrões amazônicos. O maior desses reservatórios é a represa de Babaquara, recentemente renomeada de “Altamira”, num aparente esforço para escapar do ônus da crítica que os planos para Babaquara atraíram ao longo das últimas décadas (o inventário inicial para a obra começou em outubro de 1975).

As Centrais Elétricas do Norte do Brasil (ELETRONORTE) propuseram, em um primeiro momento, a hidrelétrica de Kararaô (agora chamada de “Belo Monte”) com cálculos de geração de energia que presumiam a regularização da vazão a montante por, pelo menos, uma represa (Babaquara) (ELETRONORTE/CNEC, 1980). A série de represas no Rio Xingu teria consequências sérias para os povos indígenas e para as grandes áreas de floresta tropical que os reservatórios inundariam (SANTOS; ANDRADE, 1990; SEVÁ, 2005). Dificuldades para obter a aprovação dos órgãos de defesa ambiental levaram à formulação de um segundo plano para Belo Monte, com cálculos que não presumiram nenhuma regularização da vazão rio acima (ELETRONORTE, 2002). O estudo de viabilidade para o segundo plano deixou claro que a necessidade de uma análise da suposição de vazão não regularizada originou a “necessidade de reavaliação deste inventário sob uma nova ótica econômica e sócio-ambiental” (ELETRONORTE, 2002, p. 6) (i.e., devido a considerações políticas), e que “a implantação de qualquer empreendimento hidrelétrico com reservatório de regularização a montante de Belo Monte aumentará o conteúdo energético dessa usina” (ELETRONORTE, 2002, p. 82).

Mais tarde, tendo persistido as dificuldades para obter a aprovação dos órgãos de defesa ambiental levaram a ELETRONORTE a iniciar uma terceira

análise com várias possíveis capacidades instaladas menores: 5.500, 5.900 e 7.500 MW (PINTO, 2003). A potência menor seria mais compatível com a hipótese de se ter uma única barragem (Belo Monte) no Rio Xingu, o qual tem um vazão altamente sazonal, o que deixaria muitas das turbinas ociosas durante a maior parte do ano no caso de se ter mais de 11 mil MW instalados. No entanto, a elaboração de planos mais modestos não implicava de nenhuma maneira que uma decisão fora tomada para não construir a barragem de Babaquara (Altamira) a montante de Belo Monte. Pelo contrário, preparações para a construção de Babaquara (Altamira) foram incluídas no Plano Decenal 2003-2012 do setor elétrico (MME-CCPESE, 2002) e planos para a represa foram apresentados pela ELETRONORTE como progredindo normalmente rumo à construção (SANTOS, 2004). A p ó s a aprovação pelo Congresso Nacional da construção de Belo Monte, em 2005, os desenhos revisados com potências mais modestas para Belo Monte foram abandonados, e o plano atual até ultrapassa um pouco a potência prevista no plano de 2002, ficando em 11.233,1 MW (ELETROBRÁS, 2009). A pequena diferença de potência no plano de 2002 é devida ao aumento da capacidade instalada da usina suplementar (que turbina água destinada para a vazão sanitária na Volta Grande do Rio Xingu) de 181,3 para 233,1 MW.

O cenário de uma só barragem retratado no estudo de viabilidade de Belo Monte (ELETRONORTE, 2002) e nos dois estudos de impacto ambiental (ELETRONORTE, [2002a]; ELETROBRÁS, 2009) parece representar uma ficção burocrática que foi traçada com a finalidade de ganhar a aprovação ambiental para Belo Monte (FEARNSIDE, 2006). Dessa forma, o cenário usado no atual trabalho aparece como bem mais provável como representação do impacto real do projeto, com Belo Monte sendo construída de acordo com o estudo de viabilidade (ELETRONORTE, 2002), seguida por Babaquara (Altamira), conforme os planos anteriores (ELETRONORTE, [1988]). Não se pode considerar Belo Monte de forma isolada sem levar em conta os impactos das represas a montante, especialmente a de Babaquara (Altamira). Entre os muitos impactos dessas represas que devem ser avaliados, um diz respeito ao papel que exercem na emissão de gases de efeito estufa. Na presente análise, serão apresentadas estimativas preliminares para as emissões de Belo Monte e de Babaquara. Se as outras quatro barragens planejadas forem construídas, elas teriam impactos adicionais a serem considerados.

1 HIDRELÉTRICAS E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA

Belo Monte está no centro das controvérsias em curso sobre a magnitude do impacto das represas hidrelétricas no aquecimento global e sobre a maneira apropriada de esse impacto ser quantificado e considerado no processo de tomada de decisão. Quando os primeiros cálculos sobre a emissão de gases de efeito estufa das represas existentes na Amazônia brasileira indicaram impacto significativo (FEARNSIDE, 1995a), essa conclusão foi atacada, por apresentar um caso hipotético correspondente a Belo Monte, com uma densidade energética de mais de 10 Watts de capacidade instalada por m² de área de superfície de reservatório (ROSA *et al.*, 1996). Além de a metodologia adotada produzir cálculos hipotéticos que subestimam o impacto sobre a emissão de gases de efeito estufa, o problema principal estava em omitir as emissões da hidrelétrica de Babaquara, com 6.140 km² rio acima de Belo Monte (FEARNSIDE, 1996a). Esse problema básico permanece ainda hoje, mesmo depois de muitos avanços em estimativas de emissões de gases de efeito estufa.

A área relativamente pequena da hidrelétrica de Belo Monte, sozinha, indica que as emissões de gases de efeito estufa da superfície do reservatório serão modestas e quando essas emissões são divididas pelos 11.181 MW de capacidade instalada da barragem, o impacto parece ser baixo em comparação aos benefícios. Esta é a razão de se usar a “densidade energética” (watts de capacidade instalada por metro quadrado de área d’água) como a medida do impacto de uma represa sobre o aquecimento global. Apresentando Belo Monte como uma represa ideal sob a perspectiva do aquecimento global, Luis Pinguelli ROSA e colaboradores (1996) calcularam essa relação como excedendo ligeiramente 10 W/m², baseado na área do reservatório originalmente planejada de 1.225 km² (o índice seria de 25 W/m² sob as mesmas hipóteses, quando considerada a área atualmente planejada de 440 km²).

Os regulamentos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Kyoto atualmente permitem crédito de carbono para grandes represas sem restrições, mas foi proposto pelo conselho executivo do MDL, reunido em Buenos Aires em dezembro de 2004, que esses créditos sejam restritos a barragens com densidades energéticas de, pelo menos, 10 W/m² de área de reservatório (UN-FCCC, 2004), coincidentemente a marca alcançada para Belo Monte segundo o cálculo de ROSA *et al.* (1996). A possibilidade de reivindicar crédito de carbono para Belo Monte foi levantada em várias ocasiões tanto por

funcionários do governo brasileiro como do Banco Mundial. Uma densidade energética tão alta quanto 10 W/m^2 para Belo Monte requer que a barragem seja considerada independente da represa de Babaquara, que regularizaria a vazão em Belo Monte, armazenando água rio acima. A configuração de 2002 para as duas barragens juntas, com $11.000 + 181,3 + 6.274 = 17.455 \text{ MW}$ de capacidade instalada, e $440 + 6.140 = 6.580$ milhões de m^2 de área de reservatório, é de $2,65 \text{ W/m}^2$ de reservatório. Isto não é muito melhor que a densidade energética de Tucuruí-I ($1,86 \text{ W/m}^2$), e muito inferior a 10 W/m^2 . Posteriormente, o limite para crédito para hidrelétricas no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo foi fixado em 4 W/m^2 , também um valor bem acima da densidade energética para as duas barragens juntas. No caso de Belo Monte, há duas razões para que se considere esse índice altamente enganoso como medida do impacto do projeto sobre o efeito estufa. A primeira razão diz respeito ao fato de que as emissões de superfície (que são proporcionais à área do reservatório) representam apenas uma parte do impacto de projetos hidrelétricos sobre o aquecimento global: as quantidades de metano liberadas pela passagem da água pelas turbinas (e vertedouros) dependem muito dos volumes de água que atravessam essas estruturas. O volume desse fluxo pode ser grande, até mesmo quando a área do reservatório é pequena, como em Belo Monte. A segunda razão é que o maior impacto do projeto global é o das represas rio acima. Para cumprir o papel de armazenamento e liberação da água para abastecer Belo Monte durante a estação seca, as represas a montante devem ser manejadas com a maior oscilação possível nos seus níveis d'água. Afinal de contas, se essas barragens fossem usadas "a fio d'água" (*i.e.*, sem oscilações do nível d'água no reservatório) o resultado não seria nada melhor que o rio sem a vazão regulada, do ponto de vista de aumentar a produção de Belo Monte. É essa flutuação no nível da água que faz das represas rio acima fontes potencialmente grandes de gases de efeito estufa, especialmente a de Babaquara. É esperada uma variação no nível de água do reservatório de Babaquara de 23 m ao longo do curso em cada ano (ELETRONORTE, [C. 1989]). Para fins de comparação, o nível de água no reservatório de Itaipu varia em apenas 30-40 cm. Cada vez que o nível de água em Babaquara atingisse seu nível mínimo operacional normal, seria exposto um vasto lamaçal de 3.580 km^2 (aproximadamente o tamanho do reservatório de Balbina inteiro!). Vegetação herbácea, de fácil decomposição, cresceria rapidamente nesta zona, conhecida como a zona de "deplecionamento", ou de "drawdown". Quando o nível de água subisse, conseqüentemente a biomassa se decomporia no fundo do reservatório, produzindo metano.

Deve-se enfatizar que os valores calculados neste trabalho para o impacto das emissões dessas barragens são bastante subestimados devido a revisões na conversão entre metano e o seu equivalente em CO₂. Aqui os cálculos usam o potencial de aquecimento global (GWP) de 21 para metano que consta do segundo relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas-IPCC (SCHIMMEL *et al.*, 1996). Esse é o valor adotado pelo Protocolo de Kyoto para seu primeiro período de compromisso, de 2008 a 2012, e significa que 1 t de metano tem impacto igual a 21 t de gás de CO₂ sobre o aquecimento global ao longo de 100 anos. O valor do IPCC para esse parâmetro aumentou para 23, no terceiro relatório, e para 25 no quarto e mais recente relatório (FORSTER *et al.*, 2007). Um estudo mais recente, que inclui importantes efeitos de interações gás-aerossol, indica um valor de 34 para o mesmo período de cálculo, ou seja, 100 anos (SHINDELL *et al.*, 2009). Isso representa um aumento de 62% sobre o valor de 21 usado no atual trabalho, indicando que o verdadeiro impacto dessas hidrelétricas seria bem maior.

2 CARACTERÍSTICAS DAS BARRAGENS DE BELO MONTE E BABAQUARA

2.1 Belo Monte

A configuração do reservatório de Belo Monte é bastante incomum e os cálculos de gases de efeito estufa deveriam ser desenvolvidos levando em conta especificamente essas características. O reservatório é dividido em duas partes independentes: o “Reservatório da Calha do Rio Xingu” e o Reservatório dos Canais. O Reservatório da Calha ocupa o curso do Rio Xingu acima da barragem principal, localizada em Sítio Pimentel (Figura 1). O vertedouro principal tira água desse reservatório, assim como uma pequena “casa de força complementar” (181,3 MW de capacidade instalada no plano de 2002, aumentado para 233,1 MW no plano de 2009) que, em períodos de alta vazão, fará uso de parte da água que não pode ser usada pela casa de força principal. Quantidade maior da água será desviada a partir da lateral do Reservatório da Calha, por meio de canais de adução, até o Reservatório dos Canais, ao término do qual se encontram as tomadas de água para as turbinas na casa de força principal (11.000 MW). O Reservatório dos Canais também dispõe de pequeno vertedouro para casos de emergência. Na Tabela 1 são apresentadas as características dos reservatórios.

As hidrelétricas de Belo Monte e Altamira (Babaquara) como fontes de gases de efeito estufa

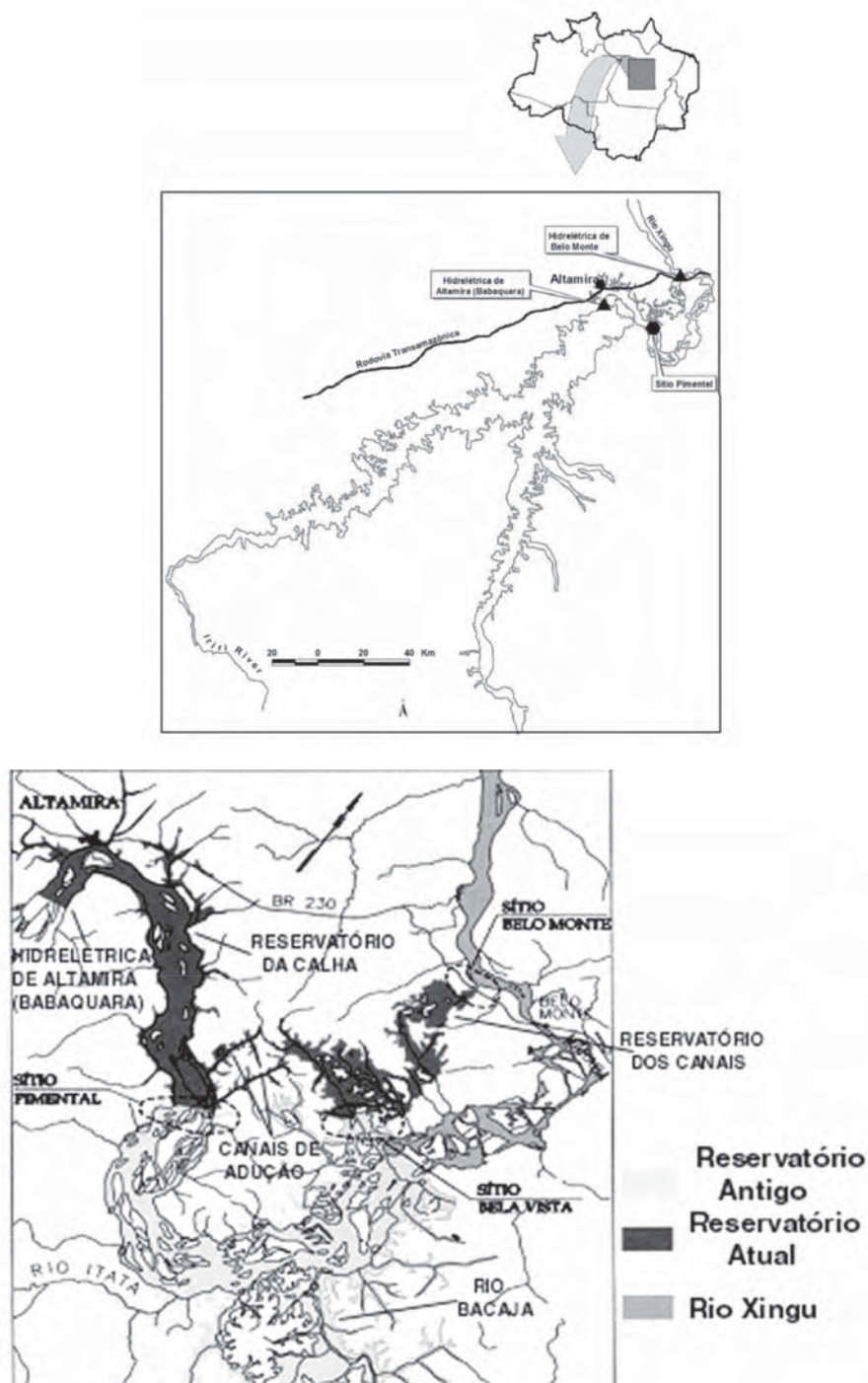


Figura 1. A.) Babaquara (Altamira) Reservatório; B.) Reservatórios de Belo Monte da Calha e dos Canais. Fontes: Babaquara: ELETRONORTE, [1988]; Belo Monte: ELETRONORTE, [2002a].

Tabela 1: Características técnicas das barragens de Belo Monte (Kararaó) e Babaquara (Altamira).

Item	Unidades	Belo Monte (Kararaó)		Total	Babaquara (Altamira)	Nota
		Reservatório da Calha	Reservatório dos canais			
Área do reservatório no nível máximo operacional normal	km ²	333	107	440	6.140	
Área do reservatório no nível mínimo operacional normal	km ²	333	102	438	2.560	
Área de deplecionamento	km ²	0	5	5	3.580	
Varição do nível d'água	m	0	1		23	
Volume no nível máximo operacional normal	Bilhão de m ³	2,07	1,89	3,96	143,5	
Volume no nível mínimo operacional normal	Bilhão de m ³	2,07	1,79	3,86	47,16	
Volume de armazenamento vivo	Bilhão de m ³	0	0,11	0,11	96,34	
Profundidade média	m	6,2	17,7	9,0	23,4	
Tempo de residência média	dias	3,1	2,8	5,8	211,6	(a)
Comprimento do reservatório	km	60	87	147	564	
Comprimento do perímetro da margem	km	361	268	629	2.413	(b)
Número de turbinas	Número	7	20	27	18	
Produção de máximo por turbina	MW	25,9	550	--	348,6	
Capacidade instalada	MW	181,3	11.000	11.181,3	6.274	
Consumo de água por turbina	m ³ /s	253	695	--	672	
Consumo de água total	m ³ /s	1.771	13.900	15.671	12.096	
Vazão médio	m ³ /s			7.851	7.851	(c)

As hidrelétricas de Belo Monte e Altamira (Babaquara) como fontes de gases de efeito estufa

Elevações							
Nível máximo operacional normal	m sobre o mar	97	97	--	165		
Nível mínimo operacional normal	m sobre o mar	97	96	--	142	(d)	
Nível do vertedouro	m sobre o mar	76	79,52	--	145	(e)	
Nível do canal de adução	m sobre o mar	--	84	--	--		
Eixo da entrada das turbinas	m sobre o mar	80	65	--	116,5		
Outros parâmetros							
Área de drenagem	km ²			447.719			
Evaporação anual	mm			1.575			
Precipitação anual	mm			1.891			
Localização	Latitude	03° 26 ' S	3° 7' 35" S		3° 18' 0" S		
	Longitude	51° 56 ' O	51° 46' 30" O		52° 12' 30" O		

(a) Presume que toda a água é usada pela casa de força principal em Belo Monte.

(b) Presume-se que Babaquara tem a mesma a relação entre o perímetro da margem e o comprimento que em Belo Monte.

(c) Vazão é a média para 1931-2000 calculada no EIA para Belo Monte. Um vazão "sintético" mais alto " de 8.041 m³/s foi calculado por MACEIRA & DAMÁZIO (s/d) para Babaquara.

(d) O Reservatório dos Canais terá um manejo de água incomum, com o nível mantido em 96 m durante a estação de alto fluxo e 97 m durante a estação de baixa vazão (BRASIL, ELETRONORTE, 2002).

(e) Solteira do vertedouro de Babaquara presumida a ser 20 m abaixo do nível operacional normal.

Para abastecer as turbinas da principal casa de força, com capacidade para turbinar 13.900 m³/segundo, a água entrando nos canais fluiria a uma velocidade média de 7,5 km/hora num canal de 13 m de profundidade, levando, aproximadamente, de 2 a 3 horas para percorrer os 17 km do Reservatório da Calha até o Reservatório dos Canais, o que se assemelhará mais a um rio do que a um reservatório. O Reservatório dos Canais, pelo qual a água levará, em média, 1,6 dia para passar, é de uma forma talvez sem igual na história da construção de barragens. Em vez do habitual vale inundado, onde a água flui pelo reservatório que segue a topografia descendente natural de um rio e seus afluentes, no Reservatório dos Canais a água estará fluindo por uma série de vales perpendiculares à direção normal do fluxo da água. A água passará entre cinco bacias diferentes, à medida que atravessa os cursos dos igarapés que terão sido inundados, passando por gargalos rasos quando a água cruza cada um dos antigos interflúvios. Cada uma dessas passagens, algumas das quais ficarão em canais escavados como parte do projeto de construção, oferecerá a oportunidade para quebrar qualquer termoclina que possa ter-se formado nos fundos do vale. É possível que só a água da superfície, relativamente bem oxigenada e de baixo teor de metano, fará a passagem por esses gargalos, deixando camadas relativamente permanentes de água rica em metano no fundo de cada vale. Portanto, o Reservatório dos Canais, de 60 km de comprimento, é uma cadeia de cinco reservatórios, cada um com diferente tempo de reposição, sistema associado de “braços mortos” e potencial para estratificação. Quando a água alcançar o trecho final antes das tomadas de água das turbinas, permanecerá lá apenas durante um curto espaço de tempo.

2.2 Babaquara (Altamira)

Em contraste com o pequeno volume do reservatório e o curto tempo de reposição dos dois reservatórios de Belo Monte, o reservatório de Babaquara tem várias características que o fazem excepcionalmente nocivo como fonte de metano. Uma é a sua enorme área, do tamanho de Tucuruí e Balbina juntos. Outra é a área de deplecionamento, extraordinariamente grande, que será alternadamente inundada e exposta: 3.580 km² (ELETRONORTE, [1989]).

O reservatório de Babaquara é dividido em dois braços, um dos quais terá um tempo de reposição muito lento. O reservatório inundará os vales dos rios Xingu e Iriri. Medidas grosseiras das áreas do reservatório (com base em um mapa de ELETRONORTE, [1988]) indicam que 27% da área de reservatório,

aproximadamente, encontra-se na bacia do Rio Xingu, abaixo da confluência dos dois rios; outros 27%, na bacia do Xingu, acima do ponto de confluência, e 26% na bacia do Rio Iriri. A vazão média (1976-1995) do Rio Iriri é de 2.667 m³/segundo (ANEEL, 2001), enquanto a vazão no local da barragem de Babaquara (i.e., abaixo da confluência) é de 8.041 m³/segundo (MACEIRA; DAMÁZIO, s/d). Presumindo que a porção do reservatório abaixo da confluência (a porção mais próxima à represa) é três vezes mais funda, então, em média, com os outros dois segmentos, o tempo de residência no reservatório de Babaquara da água que desce o Rio Xingu é de 164 dias e, de 293 dias, para a água que desce do Rio Iriri. Embora o tempo de residência seja muito longo em ambos os casos, tempo bastante para acumular uma grande carga de metano, o tempo para a parte no Iriri quase alcança o do tempo de residência de 355 dias da notória represa de Balbina! A tremenda diferença entre Babaquara e Belo Monte, com oscilações verticais em níveis de água que variam desde zero, no Reservatório dos Canais de Belo Monte, até 23 m em Babaquara, indica que um modelo explícito dos estoques de carbono e de sua decomposição é necessário, em lugar de uma extrapolação simples de medidas de concentrações de CH₄ e emissões em outras represas. O modelo desenvolvido para este propósito será descrito nas seções seguintes.

As relações entre a concentração de metano a profundidades diferentes e a concentração a 30 metros dependem da idade do reservatório. Essas relações são derivadas separadamente (FEARNSSIDE, 2008). Podem ser usadas as concentrações calculadas à profundidade unificada de 30 m para calcular as emissões de ebulição e de difusão, que apresentam relações regulares com a concentração a 30 m. Também podem ser calculadas as concentrações nos níveis do vertedouro e da tomada de água das turbinas. Após a construção de Babaquara, a água que entra no reservatório de Belo Monte vai ter saída diretamente das turbinas de Babaquara e, portanto, conterà quantidades apreciáveis de CH₄.

É presumido que o manejo de água em Babaquara segue uma lógica baseada em fornecer, anualmente, para Belo Monte a quantidade máxima possível de água, dentro das limitações impostas por: 1) o ciclo sazonal de vazões do rio; 2) o máximo que pode ser usado pelas turbinas em Babaquara; 3) o volume de armazenamento vivo do reservatório de Babaquara. Isto resulta na esperada subida e descida anual do nível da água. Durante cada mês, ao longo de um período de 50 anos, um cálculo é feito da área da zona de deplecionamento que permaneceu exposta durante um mês, dois meses e assim sucessivamente até um ano, e uma

categoria separada é mantida para área de deplecionamento exposta durante mais de um ano. A área que é submersa em cada classe de idade é calculada para cada mês. Isto permite um cálculo da quantidade de biomassa macia que é inundada, baseado em suposições relativas à taxa de crescimento da vegetação na zona de deplecionamento. A categoria para vegetação com mais de um ano de idade contém biomassa menos macia, já que o crescimento depois do primeiro ano é, em grande parte, alocado para a produção de madeira em lugar de para material mais macio (a biomassa foliar da floresta é usada para essa categoria).

Entretanto, a fração do CH_4 dissolvido que é liberado no transcurso de água pelo vertedouro e pelas turbinas dependerá da configuração dessas estruturas. No caso do vertedouro em Babaquara, a queda de 48 m depois de emergir das comportas (Tabela 1) deveria garantir uma liberação praticamente completa. No caso das turbinas, no entanto, alguma parte do conteúdo de CH_4 provavelmente será repassada para o reservatório de Belo Monte, localizado imediatamente a jusante de Babaquara. O reservatório da calha de Belo Monte foi planejado para encostar-se contra a barragem de Babaquara, fazendo com que a água que emergirá das turbinas de Babaquara seja injetada diretamente no reservatório de Belo Monte em lugar de fluir em um trecho de rio normal antes de entrar no reservatório. Isso porque a água puxada do fundo da coluna de água do reservatório de Babaquara terá baixa temperatura e provavelmente afundará imediatamente para o hipolimnion ao entrar no reservatório de Belo Monte. Seu conteúdo de CH_4 seria, então, parcialmente preservado, e esse metano estaria sujeito à liberação quando a água emergisse posteriormente das turbinas de Belo Monte.

3 FONTES DE CARBONO E CAMINHOS DE LIBERAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA

3.1 Gás carbônico

Os parâmetros para a dinâmica e decomposição aeróbica da biomassa acima d'água são apresentados a seguir na Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros para a emissão de gases da biomassa acima da água no reservatório de Babaquara.

Parâmetro	Valor	Unidades	Fonte
Fração acima do solo	0,759		FEARNSIDE, 1997b, pág. 337
Profundidade médio de zona de água de superfície	1	metro	Suposição, baseado em deterioração de madeira comercial,
Taxa de decomposição de folhas na zona sazonalmente inundada	-0,5	Fração/ano	Suposição.
Taxa de decomposição acima d'água (0-4 anos)	-0,1680	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (FEARNSIDE, 1996b, pág.611) ^(*)
Taxa de decomposição acima d'água (5-7 anos)	-0,1841	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (FEARNSIDE, 1996b, pág. 11)
Taxa de decomposição acima d'água (8-10 anos)	-0,0848	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (FEARNSIDE, 1996b, pág. 611)
Taxa de decomposição acima d'água (>10 anos)	-0,0987	Fração/ano	Presumido mesmo como floresta derrubada (FEARNSIDE,1996b, pág. 611)
Conteúdo de carbono na madeira	0,50		FEARNSIDE <i>et al.</i> , 1993
Biomassa total médio de floresta a Babaquara	244	Mg/ha	REVILLA CARDENAS (1988) para biomassa acima do solo; Fração acima do solo como acima.
Profundidade média da água ao nível mínimo operacional normal	18,4	metros	A 142 m sobre o mar
Profundidade média da água ao nível operacional normal	23,4	metros	A 165 m sobre o mar
Biomassa inicial presente: folhas	4,1	Mg/ha	Calculado de biomassa total e de FEARNSIDE (1995a, pág. 12),
Biomassa inicial presente: madeira acima d'água	138,8	Mg/ha	Calculado de biomassa total e de FEARNSIDE (1995a, pág. 12),
Biomassa inicial presente: abaixo do solo	58,8	Mg/ha	Calculado de biomassa total e de FEARNSIDE (1995a, pág. 12),
Liberação de metano por térmitas em floresta	0,687	kg CH ₄ /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 ₄	MARTIUS <i>et al.</i> , 1993

Por cento de decomposição mediado por térmitas acima do nível d'água máximo operacional normal	4,23	%	MARTIUS <i>et al.</i> , 1996, pág. 527 para biomassa derubada
Por cento de decomposição mediado por térmitas abaixo da linha d'água do nível máximo operacional normal	0	%	Baseado em WALKER <i>et al.</i> , 1999.
Área total do reservatório ao nível operacional normal	6.140	km ²	
Área do leito fluvial	136	km ²	REVILLA CARDENAS, 1988, pág. 87
Área desmatada antes de inundar (zona de inundação permanente)	0	km ²	
Área total de floresta inundada	6.004	km ²	Calculado por diferença
Área de floresta original na zona de inundação permanente	2.424	km ²	Área da zona, menos o leito fluvial e a área previamente desmatada
Área de floresta original de zona de deplecionamento	3.580	km ²	Calculado por diferença entre a área de floresta e a área total
Taxa de quebra de troncos na altura da linha d'água para árvores > 25 cm DAP	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 < 25 cm DAP	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
Por cento da biomassa acima do solo de madeira viva em galhos e troncos acima do primeiro galho	30,2	%	FEARNSIDE, 1995a, pág. 12 baseado em KLINGE & RODRIGUES, 1973
Por cento da biomassa de madeira acima do solo em troncos	69,8	%	FEARNSIDE, 1995a, pág. 12 baseado em KLINGE & RODRIGUES, 1973
Por cento de biomassa de troncos > 25 cm DAP	66,0	%	Calculado abaixo
10-25 cm DAP como por cento de biomassa de fuste total em árvores vivas > 10 cm DAP	22	%	BROWN & LUGO, 1992,
0-10 cm DAP como por cento de biomassa viva total acima do solo	12	%	JORDAN & UHL, 1978,

Fuste como por cento de biomassa viva total acima do solo em árvores vivas > 10 cm DAP	57,47	%	Baseado no fator de expansão de biomassa de 1,74 para biomassa de fuste > 190 Mg/ha em árvores vivas > 10 cm DAP (BROWN & LUGO, 1992). Calculado a partir de informações acima .
Biomassa viva acima do solo < 10 cm DAP	22,2	Mg/ha	Baseado em BROWN & LUGO, 1992
Galhos como porcentagem de biomassa viva de fuste	51,4	%	Calculado a partir de informações acima
Biomassa de galhos	55,9	Mg/ha	Calculado de total e fração acima do solo
Biomassa acima do solo de floresta	185,3	Mg/ha	Biomassa total, menos o peso das folhas e da biomassa morta
Biomassa de madeira viva acima do solo	155,5	Mg/ha	KLINGE, 1973, pág. 179
Biomassa de madeira morta acima do solo	25,6	Mg/ha	Partilha baseada em BROWN & LUGO, 1992
Biomassa viva de fuste	108,6	Mg/ha	Partilha baseada em BROWN & LUGO, 1992
Biomassa viva de fuste 10-25 cm DAP	23,9	Mg/ha	JORDAN & UHL, 1978
Biomassa viva de fuste < 10 cm DAP	13,0	Mg/ha	Somado de acima
Biomassa viva de fuste 0-25 cm DAP	36,9	Mg/ha	Partilha baseada em BROWN & LUGO, 1992
Biomassa viva de fuste > 25 cm DAP	71,7	Mg/ha	Distribuição vertical interpolada de KLINGE & RODRIGUES, 1973
Biomassa viva de fuste: acima da linha d'água	96,4	Mg/ha	Distribuição vertical interpolada de KLINGE & RODRIGUES, 1973
Biomassa viva de fuste: 0-25 cm DAP: acima da linha d'água	32,8	Mg/ha	Distribuição vertical interpolada de KLINGE & RODRIGUES, 1973
Biomassa viva de fuste: > 25 cm DAP: acima da linha d'água	63,6	Mg/ha	Richard BRUCE, comunicação pessoal 1993; veja FEARNSIDE, 1997a, pág. 61
Fração das árvores que flutuam	0,4	Fração	Calculado de WALKER <i>et al.</i> , 1999.
Fração de galhos originais em árvores restantes que caem por ano	0,094	Fração	Estimativa aproximada baseado no nível do reservatório em 2000 em Balbina.
Fração média da área de deplecionamento exposta anualmente	0,5	Fração	

As emissões de biomassa acima d'água aqui consideradas são conservadoras por duas razões. A primeira é o fato de que elas estão baseadas na vazão média do rio em cada mês e na suposição de que o manejo da água respeite o limite do nível mínimo normal previsto para o reservatório. Nenhuma consideração foi feita quanto à possibilidade de que o nível da água possa vir a baixar além desse nível mínimo em anos extremamente secos, como em eventos de El Niño. A outra razão consiste no fato de que a biomassa na zona de deplecionamento nunca se queima. Queimar é um evento ocasional, mas afeta quantidades significativas de biomassa quando isso acontece. Durante a seca do El Niño de 1997-1998, os reservatórios de Balbina e de Samuel atingiram cotas muito inferiores aos níveis de operação oficialmente tidos como “mínimos”, e grandes áreas das zonas de deplecionamento expandidas se queimaram. Embora seja provável que tais emissões poderão vir a acontecer em Babaquara, elas não foram consideradas nesta análise.

3.2 Emissões de ecossistema de pré-represa

As áreas dos ecossistemas naturalmente inundados e não inundados são apresentadas na Tabela 3. Os tipos de floresta sazonalmente inundados são considerados como pertencendo à “área inundada”. No entanto, isto pode representar uma superestimativa da extensão verdadeira da “área inundada”, sendo que imagens de radar do Satélite de Recursos da Terra Japonês (JERS) indicam que praticamente nada da área do reservatório planejado tem inundações abaixo da cobertura da floresta (MELACK; HESS, 2004). No entanto, é necessário lembrar que existem lagos temporários ao longo dos rios Xingu e Iriri: mapas analisados por MIRANDA, MIRANDA e SANTOS (1988, p. 88) indicam de 28 a 52 lagos na área a ser inundada por Babaquara, dependendo do mapa usado na análise.

Os parâmetros para emissões de metano pela floresta não inundada (floresta de terra firme) são apresentados na Tabela 4 e indicam um efeito mínimo sobre o metano, com a perda de um sumidouro pequeno no solo quando inundado. As emissões de óxido nitroso (N_2O) em solo florestado não inundado são pequenas: 0,0087 Mg de gás/ha/ano (VERCHOT *et al.*, 1999), ou 0,74 Mg/ha/ano de carbono CO_2 -equivalente, considerando o potencial de aquecimento global de 310 (SCHIMMEL *et al.*, 1996). Cálculos de óxido nitroso para floresta não inundada e para áreas inundadas são apresentados na Tabela 5. Os cálculos incluem o efeito da formação de poças temporárias em áreas de terra firme durante eventos periódicos de chuva pesada (Tabela 5).

Tabela 3: Área e biomassa de vegetação em Belo Monte e Babaquara.^(a)

	BABAQUARA			BELO MONTE		
	Área (km ²)	Por cento	Biomassa acima do solo ^(b) (Mg/ha peso seco)	Área (km ²)	Por cento	Biomassa acima do solo ^(b) (Mg/ha peso seco)
Vegetação não inundada						
Floresta aberta de terra firme [floresta aberta mista (FA) + floresta aberta submontana (FS)]	3.565,3	58,0	175,2			
Floresta aberta de terra firme sobre relevo acidentado				205,7	46,7	125,3
Floresta aberta de terra firme sobre relevo ondulado				11,9	2,7	201,9
Floresta secundária latifoliada	10,9	0,2	20,0	11,0	2,5	20,0
Vegetação inundada						
Floresta densa ciliar sazonalmente inundável ou Floresta Densa Ciliar (FC)	2.421,9	39,3	201,2	191,5	43,6	121,2
Floresta Aberta ciliar sazonalmente submersa (Formações pioneiras aluviais campestres)	5,6	0,1	60,0			

Sem vegetação (calha de rio)													
Áreas sem cobertura vegetal				136,3	2,4	0,0	20,0	4,5				0,0	
Totais													
Total de vegetação não inundada				3.576,3	58,2		228,5	51,9					
Total de vegetação inundada				2.427,5	39,4		191,5	43,6					
Vegetação total				6.003,7	97,6	185,3	420,0	95,5				122,8	
Reservatório total				6.140,0	100,0		440,0	100,0					

(a) Dados de REVILLA CARDENAS (1987, pág. 55; 1988, pág. 87), com áreas ajustadas em proporção à estimativa de área de reservatório atual (6.140 km² para Babaquara; 440 km² para Belo Monte).

(b) Valores incluem Biomassa morto (litéira e madeira morta), cipós, e o tapete de raízes.

(c) Valor para biomassa de floresta secundária acima do solo é aquele usado por REVILLA CARDENAS (1988) para Babaquara, baseado em dados de Tucuruí.

Tabela 4: Fluxo evitado de metano da perda de floresta em Babaquara

Item	Valor	Unidades	Fonte
ABSORÇÃO PELO SOLO EM FLORESTA NÃO INUNDADA			
Absorção anual média de CH ₄ em florestas não inundadas	-3,8	kg CH ₄ /ha/ano	POTTER <i>et al.</i> (1996) de 22 estudos.
Área total de floresta inundada por reservatório	6.004	km ²	Baseado na área de reservatório de 6.140 km ² e leito do rio de REVILLA CARDENAS, 1988, pág. 87.
Área de floresta ribeirinha inundada por reservatório	2.427	km ²	REVILLA CARDENAS, 1988, pág. 87.
Área de floresta de terra firme inundada por reservatório	3.576	km ²	Calculado por diferença
Fração de ano que floresta ribeirinha inunda naturalmente	0,17	Fração	presumido ser 2 meses, em média.
Absorção por ha por ano em floresta ribeirinha	-3,17	kg CH ₄ /ha/ano	Proporcional ao tempo não inundado.
Absorção por ano em floresta ribeirinha	-768,70	Mg CH ₄ /ano	Absorção por ha X área de floresta ribeirinha.
Absorção por ano em floresta de terra firme	-1.358,98	Mg CH ₄ /ano	Absorção por ha X área de floresta de terra firme.
Absorção total por ano	-2.127,68	Mg CH ₄ /ano	Somado por tipo de floresta.
Potencial de aquecimento global (GWP) de CH ₄	21	Mg gás de CO ₂ equivalente/Mg gás de CH ₄	SCHIMMEL <i>et al.</i> , 1996.
CO ₂ carbono equivalente/ ano	-0,012	Milhões de Mg CO ₂ - C equivalente /ano	Calculado de emissão de CH ₄ , GWP, peso atômico de C (12) e peso molecular de CO ₂ (44).
EMIÇÃO ATRAVÉS DE TÉRMITAS DE FLORESTA			
Emissão/ha/ano	0,5	kg CH ₄ /ha/ano	FEARNSIDE, 1996b,
Equivalentes de Ha-ano de floresta	0,6	Milhões de equivalentes de ha-ano	Calculado a partir de informações acima.
Emissão/ano	317,0	Mg CH ₄ /ano	Calculado a partir de informações acima.
CO ₂ carbono equivalente/ ano	0,0018	Milhões de Mg CO ₂ equivalente/ano	Calculado como acima.

Tabela 5: Emissão evitada de óxido nítrico de perda de floresta em Babaquara

Item	Valor	Unidades	Fonte
EMISSIONES DE FLORESTA NÃO INUNDADA			
Emissão anual média de N ₂ O do solo em florestas não inundadas	8,7	kg N ₂ O/ha/ano	VERCHOT <i>et al.</i> , 1999, pág. 37.
Área total de floresta inundada por reservatório	6.004	km ²	Baseado em 6.140 área de reservatório de km ² e leito fluvial de REVILLA CARDENAS, 1988, pág. 87.
Área de floresta inundada submersa pelo reservatório	2.427	km ²	REVILLA CARDENAS, 1988, pág. 87.
Área de floresta de terra firme inundada por reservatório	3.576	km ²	Calculado por diferença.
Fração do ano que floresta inundada é submersa naturalmente	0,17	Fração	Assumido 2 meses em média.
Emissão por ha por ano em floresta inundada	7,23	kg N ₂ O/ha/ano	Proporcional ao tempo não inundado.
Emissão por ano em floresta ribeirinha	1.755,6	Mg N ₂ O/ano	Emissão por ha X área de floresta inundada.
Emissão por ano em floresta de terra firme	3.103,7	Mg N ₂ O/ano	Emissão por ha X área de floresta de terra firme.
Emissão total por ano	4.859,3	Mg N ₂ O/ano	Somado por tipo de floresta.
Potencial de efeito estufa (GWP) de N ₂ O	310	Mg CO ₂ gás equivalente / Mg gás de N ₂ O	SCHIMMEL <i>et al.</i> , 1996.
Carbono CO ₂ equivalente/ano	0,411	Milhões de Mg CO ₂ - C equivalente /ano	Calculado de área e da emissão por hectare, peso atômico de C (12) e peso molecular de CO ₂ (44).

EMISSIONES DE INUNDAÇÃO			
Inundação de floresta inundada	404,6	km ² -dias/ano	Calculado de área e a presunção de 6 meses de inundação em média.
Emissão de formação de poças em florestas de terra firme	1.801,1	km ² -dias/ano	Calculado da área, 5% inundados por evento (baseado em MORI & BECKER, 1991) e presumindo frequência de 5 anos e uma duração de 30 dias.
Emissão quando inundada	7,6	kg de N ₂ O/km ² -dia	7,6 mg N ₂ O/m ² /dia (médias dos reservatórios de Tucuruí e Samuel: de LIMA <i>et al.</i> , 2002).
Emissão de inundação de floresta inundada	3,1	Mg N ₂ O/ano	Inundação (km ² /dia) X emissão/km ² /dia.
Emissão de formação de poças em florestas de terra firme	13,7	Mg N ₂ O/ano	Formação de poças (km ² -dias) X Emissão/km ² /dia.
Emissão total de inundação	16,8	Mg N ₂ O/ano	Soma de emissões de inundação.
Carbono CO ₂ equivalente/ano	0,001	Milhões de Mg CO ₂ C equivalente/ano	Calculado do GWP como acima.
EMISSION TOTAL			
Emissão total de perda de floresta	4.876,0	Mg N ₂ O/ano	Soma de floresta não inundada, formação de poças e emissões de inundação
CO ₂ carbono equivalente/ano	0,412	Milhões de Mg CO ₂ C equivalente/ano	Calculado do GWP como acima.

Presumindo as mesmas taxas de emissão como as medidas nos estudos de várzea de água branca (o Xingu é considerado um rio de água clara, mais semelhante à água branca do que à água preta), a emissão anual seria equivalente a apenas 0,043 milhões de toneladas de carbono equivalente a carbono de CO₂ em Babaquara em uma base diária, ou 0,248 milhões de toneladas de carbono CO₂-equivalente se este resultado for multiplicado por três para aproximar do efeito da estação de enchente mais curta (2 meses contra 6 meses). Os ajustes resultantes para o efeito dos ecossistemas pré-represa são muito pequenos, como será mostrado mais adiante quando serão calculadas as emissões líquidas para as duas represas.

4 EMISSÕES DE CONSTRUÇÃO

Represas, obviamente, requerem muito mais materiais, como aço e cimento, do que instalações equivalentes movidas a combustível fóssil, como as usinas termoelétricas a gás que estão sendo construídas atualmente em São Paulo e em outras cidades no Centro-Sul brasileiro. São calculadas as quantidades de aço usadas na construção de Belo Monte com base nos pesos dos itens listados no estudo de viabilidade (ELETRONORTE, 2002). Para Babaquara, supõe-se que a quantidade de aço usada em equipamento eletromecânico é proporcional à capacidade instalada, enquanto se presume que a quantidade de aço em concreto armado é proporcional ao volume de concreto (CRUZ, 1996). São calculadas as quantidades em Babaquara de modo proporcional às quantidades usadas em Belo Monte. O uso de aço calculado em Belo Monte totaliza 323.333 Mg, enquanto o uso em Babaquara totaliza 303.146 Mg.

A quantidade de cimento usada em cada barragem é estimada em 848.666 Mg, segundo o total dos itens listados no estudo de viabilidade (ELETRONORTE, 2002). Para Babaquara, o uso de cimento é calculado em 1.217.250 Mg baseado no volume de concreto (CRUZ, 1996) e a média de conteúdo de cimento presumido de 225 kg/m³ de concreto (DONES; GANTNER, 1996). Belo Monte é excepcionalmente modesta no uso de cimento porque o local permite que a barragem principal (Sítio Pimentel) seja construída em um local que é mais alto em elevação que a casa de força principal (o Sítio Belo Monte). A barragem principal tem uma altura máxima de apenas 35 m (ELETRONORTE, 2002), enquanto a casa de força principal aproveita uma queda de referência de 87,5 m (ELETRONORTE, 2002). A maioria dos projetos hidrelétricos, como Babaquara ou Tucuruí, tem a casa de força localizada ao pé da própria barragem e, portanto, só gera energia de

uma queda que corresponde à altura da barragem menos uma margem pequena para borda livre ao topo. Tucuruí, que é até agora a “campeã” de todas as obras públicas brasileiras em termos de uso de cimento, usou três vezes mais cimento do que a quantidade prevista para Belo Monte (PINTO, 2002). Babaquara usaria 2,6 vezes mais cimento por MW de capacidade instalada do que Belo Monte.

Prevê-se que a quantidade de diesel usada para Belo Monte seja 400×10^3 Mg (ELETRONORTE, 2002). Isto inclui um ajuste das unidades (como informado no estudo de viabilidade) para trazer os valores dentro da faixa geral de uso de combustível em outras barragens (por exemplo, DONES e GANTNER, 1996, calcularam um uso médio de 12 kg diesel/TJ para barragens na Suíça). O estudo de viabilidade apresenta várias inconsistências internas nas unidades que, presumivelmente, resultaram de erros tipográficos. Belo Monte exige uma quantidade bastante grande de escavação por causa da necessidade de cavar o canal de adução que conecta o Reservatório da Calha ao Reservatório dos Canais, e várias escavações menores são projetadas nos gargalos dentro do Reservatório dos Canais. A quantidade esperada de escavação para estes canais aumentou substancialmente entre a versão do estudo da viabilidade de 1989 e a de 2002 porque foram descobertos erros na cartografia topográfica da área (ELETRONORTE, 2002). Para Babaquara presume-se que o uso de diesel será proporcional à quantidade de escavação planejada naquela represa, (CRUZ, 1996).

As estimativas dos materiais para a construção de represas e linhas de transmissão são apresentadas na Tabela 6. Os totais resultantes (0,98 milhões de Mg C para Belo Monte e 0,78 milhões de Mg C para Babaquara) são muito pequenos comparados às emissões posteriores dos reservatórios. Não foram deduzidas desses totais as emissões da construção das termoelétricas a gás equivalentes. A emissão de construção de instalações de gás natural é mínima: uma análise de ciclo de vida de usinas a gás de ciclo combinada em Manitoba, Canadá, indica emissões de CO₂ de construção de apenas 0,18 Mg equivalente/GWh (McCULLOCH; VADGAMA, 2003).

Tabela 6: Emissões de gás de efeito estufa da construção das barragens e das linhas de transmissão

Item	Unidades	Emissão por unidade (kg CO ₂ -C equivalente)	Referência	No. de unidades		Emissão (milhões de Mg CO ₂ -C equivalente)	Nota	No. de unidades	Ref - referência	Emissão (milhões de Mg CO ₂ -C equivalente)
				Nota						
Construção de represa										
Aço	Mg	600,0	(a)	(b)	323.333	(c)	(a)	303.146	(c)	0,182
Cimento	kg	0,207	(a)	(c)	848.666.000	(e)	(a)	1.217.250.000	(e)	0,252
Diesel	milhões de kg	863.280	(d)		135,1	(f)		76,8	(f)	0,066
Elettricidade	TWh	139.903.200	(g)		3,15	(h)		1,79	(h)	0,251
Sub-total de construção de represa										0,751
Construção de linha de transmissão	km-MW instalado	1,9	(i)		29.596.901	(i)	(a)	17.046.458	(i)	0,032
Total de projeto										0,783

(a) VAN VATE, 1995.

(b) Usa GWPs de 100 anos de IPCC 1994: CO₂=1, CH₄=24,5, N₂O=320 (ALBRITTON *et al.*, 1995).

(c) Baseado em proporções relativos à Belo Monte (veja texto).

(d) Usa GWPs de 100 anos de IPCC 1995 [valores do Protocolo de Kyoto]: CO₂=1, CH₄=21, N₂O=310 (SCHIMMEL *et al.*, 1996).

(e) Baseado e volume de concreto (da Cruz, 1996, pág. 18)(veja texto).

(f) Uso de diesel em Babaquara considerado proporcional à escavação planejada.

(g) Baseado em substituição de gás de ciclo combinado em São Paulo (veja texto).

(h) Uso de eletricidade na construção baseado em 280 kWh de eletricidade por TJ (DONES & GANTNER, 1996). Emissões de eletricidade consideram a linha de base de geração de gás natural em São Paulo (veja texto).

(i) Média em Québec, Canadá (PEISAJOVICH *et al.*, 1996).

(j) A linha de transmissão de Belo Monte até a rede do centro-sul brasileiro vai para três destinos com uma distância má de 2.647 km: Cachoeira Paulista-SP (2.662 km), Campinas-SP (2.599 km) e Ouro Preto-MG (2.680 km) (BRASIL, MME-CCPESE, 2002).

Babaquara tem 70 km adicionais de linha.

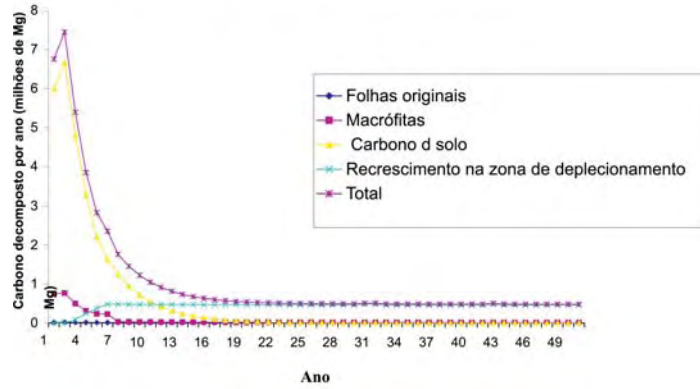
5 EMISSÕES CALCULADAS DE BELO MONTE E BABAQUARA

O cálculo das emissões de gases de efeito estufa requer um cenário realista para o cronograma do enchimento e da instalação das turbinas em Belo Monte e Babaquara e para as políticas de manejo de água nas duas represas. Aqui se presume que Babaquara será enchida sete anos após Belo Monte (*i.e.*, que Belo Monte opera usando a vazão não regularizada do rio antes deste tempo). Este cronograma corresponde ao cenário menos otimista no plano original (SEVÁ, 1990). As turbinas em ambas as represas serão instaladas a uma taxa de uma a cada três meses, ritmo (talvez otimista) previsto no estudo de viabilidade (ELETRONORTE, 2002).

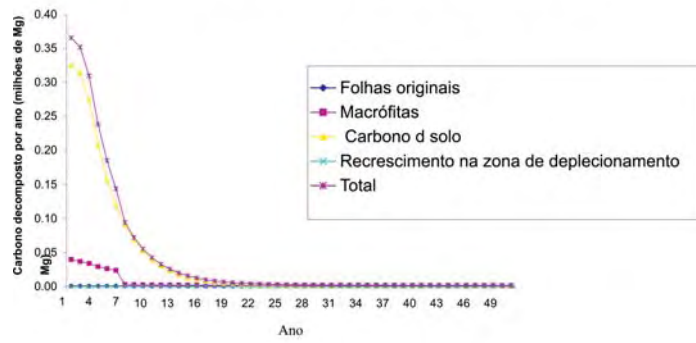
O presente cálculo segue os planos para enchimento do reservatório indicados no estudo de viabilidade. O Reservatório dos Canais será enchido primeiro até um nível de 91 m sobre o nível médio do mar. Isto será feito depois que a primeira enchente passar pelo vertedouro (ELETRONORTE, 2002). Presume-se que isto aconteça no mês de julho. A casa de força complementar será usada, então, a esse nível reduzido do reservatório durante um ano antes de a casa de força principal estar pronta para uso, como planejado no Plano Decenal da ELETROBRÁS (MME-CCPESE, 2002). O cenário de referência do Plano Decenal 2003-2012 estimou o começo de operação da casa de força complementar para fevereiro de 2011 e, da casa de força principal para março de 2012.

Os resultados de um cálculo de 50 anos das fontes de carbono em formas facilmente degradadas para cada reservatório são apresentados na Figura 2. É evidente que todas as fontes são muito mais altas nos primeiros anos do que nos anos posteriores. Os estoques de carbono instável do solo, biomassa de madeira acima d'água e árvores mortas ao longo da margem diminuem, reduzindo assim as emissões dessas fontes. As macrófitas diminuem, mas não desaparecem, provendo assim uma fonte a longo prazo que, nos anos posteriores, é de maior importância relativa, embora de menor em termos absolutos. O recrescimento da vegetação na zona de deplecionamento representa uma fonte estável a longo prazo de carbono de fácil degradação que aumenta em importância relativa à medida que as outras fontes declinem.

Babaquara: Carbono decomposto anaerobicamente



Belo Monte-Reservatório da calha: Carbono decomposto anaerobicamente



Belo Monte Reservatório dos canais: Carbono decomposto anaerobicamente

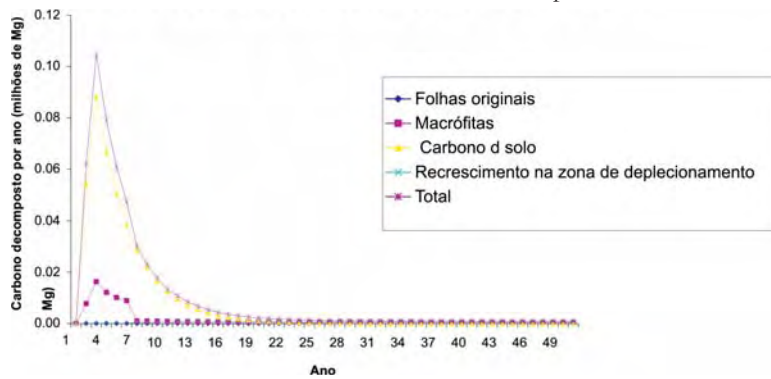
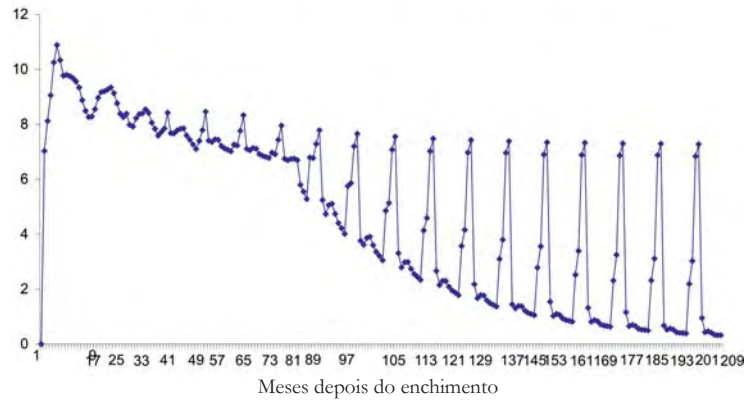


Figura.2. Fontes de carbono decomposto anaerobicamente: A.) Babaquara (Altamira), reservatório; B.) Belo Monte, Reservatório da Calha; C.) Belo Monte, Reservatório dos Canais.

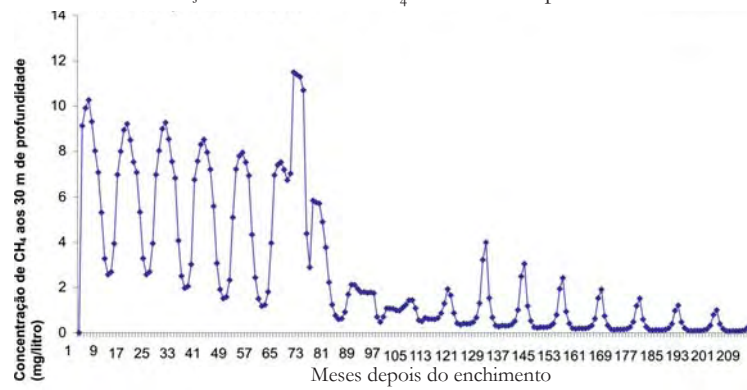
Na Figura 3 são mostradas as concentrações de metano calculadas a uma profundidade padronizada de 30 m para cada reservatório. Essas concentrações calculadas seguem a tendência geral de oscilação sazonal e declínio assintótico observada em valores medidos em Petit Saut (GALY-LACAUX *et al.*, 1999). As oscilações são muito grandes em Babaquara depois que as diferentes fontes de carbono da vegetação de deplecionamento diminuíssem em importância (Figura 3a). São mantidos os picos grandes em concentração de metano em Babaquara, seguido por uma diminuição das concentrações durante o resto de cada ano. Os picos altos são mantidos porque o carbono vem da inundação de vegetação de deplecionamento quando a água sobe. Os picos de concentração resultam em emissões significativas porque esses períodos correspondem a períodos de fluxo alto de turbina para maximizar a produção de energia.

As emissões por diferentes caminhos para o complexo Belo Monte/ Babaquara como um todo são mostradas na Figura 4. Biomassa acima da água e mortalidade de árvores na margem diminuem até níveis insignificantes ao longo do período de 50 anos, mas a grande magnitude das emissões de biomassa acima da água nos primeiros anos dá para esta fonte um lugar significativo na média de 50 anos. Cinquenta anos são, geralmente, o período de tempo adotado pela indústria hidrelétrica em discussões sobre a “vida útil” de represas e cálculos no âmbito financeiro e ambiental são feitos frequentemente tendo em vista esse horizonte de tempo, como nos regulamentos aplicáveis a estudos de viabilidade para represas no Brasil (ELETROBRÁS; DNAEE, 1997). As represas amazônicas existentes, particularmente Tucuruí, Balbina e Samuel, eram relativamente jovens em 1990, o ano padrão mundial de referência para os inventários dos gases de efeito estufa, designados pela Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima e o ano usado para vários cálculos anteriores de emissões de gases de efeito estufa (FEARNSIDE, 1995a, 1997, 2002a, 2005a e b, 2008). As emissões em 1990 eram, então, bastante altas e a indústria hidrelétrica tem regularmente contestado essas estimativas porque elas traçariam um quadro por demais negativo do papel de hidrelétricas no efeito estufa (IHA,). Os cálculos atuais mostram que, mesmo ao longo de um horizonte de tempo de 50 anos, o impacto sobre o aquecimento global de uma represa como Babaquara é significativo. A manutenção de picos anuais de concentração de metano, como se pode observar na Figura 3a, tem sido corroborada pela evolução da concentração de metano observada no reservatório de Petit Saut (DELMAS *et al.*, 2004; ABRIL *et al.*, 2005), diferente do declínio inicialmente antecipado em Petit Saut (GALY-LACAUX *et al.*, 1997).

Babaquara: Concentração calculada de CH₄ aos 30 m de profundidade



Belo Monte Reservatório da Calha:
Concentração calculada de CH₄ aos 30 m de profundidade



Belo Monte Reservatório da Calha:
Concentração calculada de CH₄ aos 30 m de profundidade

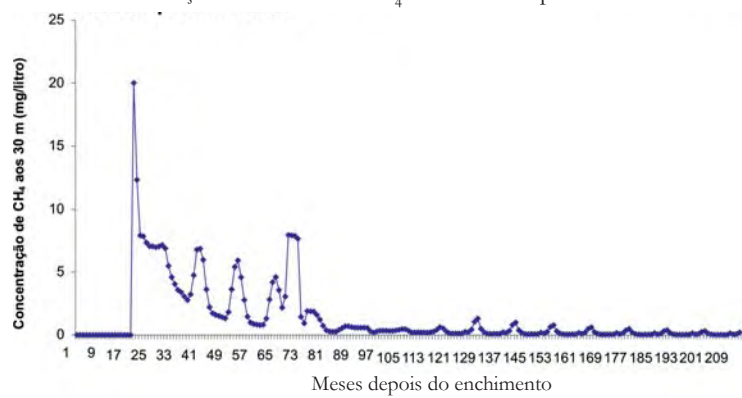


Figura 3. Metano calculado a 30 m de profundidade: A.) Reservatório de Babaquara (Altamira); B.) Belo Monte, Reservatório da Calha; C.) Belo Monte, Reservatório dos Canais.

As hidrelétricas de Belo Monte e Altamira (Babaquara) como fontes de gases de efeito estufa

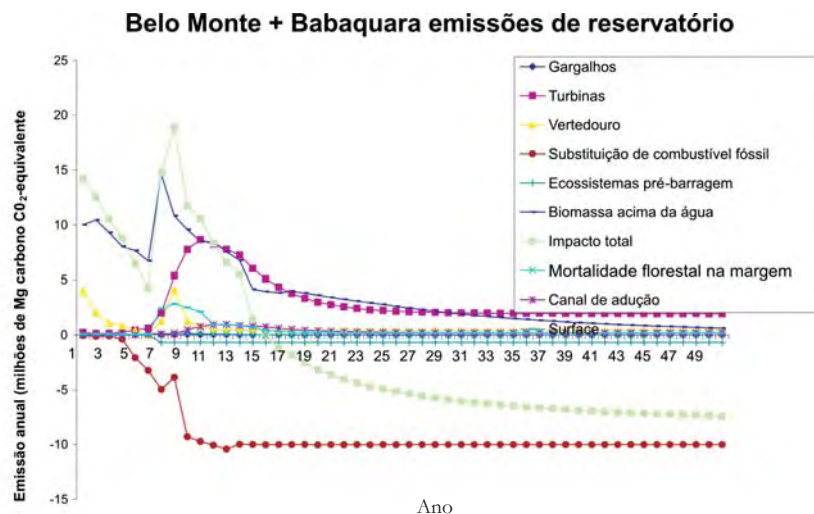


Figura 4. Emissões por caminho para o complexo Belo Monte/Babaquara (Altamira). O complexo começa a reembolsar sua dívida de emissões de gás de efeito estufa no 15º ano depois de encher o primeiro reservatório.

Na Tabela 7 são apresentadas médias a longo prazo de emissões líquidas de gases de estufa para horizontes de tempo diferentes. As emissões estão separadas: aquelas consideradas sob a rubrica de represas hidrelétricas nos inventários nacionais que estão sendo preparados pelos países signatários da Convenção de Clima (UN-FCCC) e os outros fluxos que também são parte do impacto e benefício líquido da represa, incluindo emissões evitadas. O impacto total calculado para Belo Monte e Babaquara é, em média, 11,2 milhões de carbono CO₂-equivalente por ano ao longo do período de 1-10 anos, diminuindo para 6,1 milhões de Mg por ano como média para o período de 1-20 anos, -1.4 milhões de Mg para o período de 1-50 anos.

6 INCERTEZAS FUNDAMENTAIS

Um cálculo como o do presente estudo para o complexo Belo Monte/Babaquara envolve muita incerteza. Não obstante, o cálculo precisa ser feito e as melhores informações disponíveis devem ser usadas para cada um dos parâmetros requeridos pelo modelo. À medida que novas pesquisas nesta área se revelam procedentes, melhores estimativas para esses parâmetros se tornarão disponíveis e o modelo poderá interpretar rapidamente essas informações a fim de identificar seu efeito sobre as emissões de gases de efeito estufa.

Tabela 7: Médias a longo prazo de emissão líquida de gases de efeito estufa para o complexo Belo Monte/Babaquara

	Emissões de todas as fontes (milhões de Mg C CO ₂ -equivalente/ano)		
	Anos 1-10 média de 10 anos	Anos 1-20 média de 20 anos	Anos 1-50 média de 50 anos
Emissões de inventário			
Emissões de superfície	1,0	0,8	0,4
Turbinas	2,6	3,8	2,8
Vertedouro	1,6	1,0	0,6
Canal de adução	0,2	0,4	0,3
Gargalos	0,01	0,01	0,01
Emissões de inventário totais	5,3	6,0	4,1
Outros fluxos			
Substituição de combustível fóssil	-3,7	-3,9	-4,1
Fluxos de ecossistema pré-represa	-0,3	-0,5	-0,6
Biomassa acima d'água	9,6	7,2	3,8
Decomposição no perímetro da margem	0,07	0,04	0,01
Outros fluxos totais	5,9	0,1	-5,5
Impacto total	11,2	6,1	-1,4
Impacto total como múltiplo da emissão de referência de combustível fóssil	4,0	2,5	0,7

Embora um conjunto completo de testes de sensibilidade não tenha ainda sido administrado, o comportamento do modelo fornece várias indicações sobre quais parâmetros são os mais importantes. Testes de sensibilidade para parâmetros selecionados de entrada são apresentados na Tabela 8, mostrando o efeito de um aumento de 10% em cada parâmetro de entrada. Efeitos são simétricos para uma diminuição de 10% em cada parâmetro (não mostrado na tabela). São apresentados os efeitos em termos da mudança no impacto total das represas (expresso em porcentagem) como médias anuais para os períodos de 1-10 anos, 1-20 anos e 1-50 anos. Isso quer dizer que os resultados representam a discrepância, em porcentagem, dos valores do cenário de referência para as médias apresentadas na Tabela 7. Para todos os três períodos, as variáveis para as quais o impacto total é muito sensível são: a biomassa da floresta original e as porcentagens do metano exportado que é emitido às turbinas e aos vertedouros.

Nos primeiros anos depois de encher o reservatório, emissões são dominadas pelo CO₂ liberado pela decomposição da biomassa situada acima da água. Essas emissões, embora sujeitas à incerteza, fundamentam-se nos melhores dados disponíveis sobre decomposição em áreas desmatadas. Embora sejam valiosas medidas específicas de árvores em reservatórios, uma mudança radical no resultado não é esperada. As presunções sobre mortalidade da floresta a diferentes distâncias da margem são apenas suposições, mas, neste caso, a quantidade de carbono envolvido é insuficiente para fazer qualquer diferença significativa no resultado global.

Os anos iniciais também incluem uma emissão significativa da liberação de metano pelo transcurso da água pelas turbinas. Para a porcentagem do metano dissolvido que é liberado no cenário de baixas emissões adotam-se os valores derivados de medidas em Petit Saut (GALY-LACAUX *et al.*, 1997, 1999). Por causa de diferenças entre Petit Saut e as represas brasileiras, a faixa usada é muito larga (21-89,9%) (ver FEARNSSIDE, 2002a). As estimativas de emissões aqui apresentadas são os pontos médios entre os extremos dos resultados produzidos para a porcentagem emitida junto às turbinas. Acredita-se que este valor médio seja conservador.

É preciso lembrar que, quando Belo Monte e Babaquara entrarem em operação, haverá uma certa compensação entre as duas represas que reduz o efeito global da incerteza relativo à porcentagem de metano dissolvido que é liberado junto às turbinas. Quando for usada uma baixa estimativa para esse parâmetro, a emissão em Babaquara fica reduzida, mas o CH₄ não liberado é repassado para a Belo Monte, onde, por conseguinte, aumentam as emissões por outros caminhos (emissões de superfície e emissões no canal de adução e nos gargalos).

Tabela 8: Testes de sensibilidade para parâmetros selecionados de entrada

Parâmetro de entrada	Unidades	Valor do parâmetro no cenário de referência	Mudança percentual no incremento de 10% no parâmetro de entrada		
			Média de 10 anos	Média de 20 anos	Média de 50 anos
Proporção do CH ₄ liberada nas turbinas (ponto médio entre cenários alto e baixo)	Proporção	0,55			
Mudança percentual	%		2,03	5,18	-16,17
Proporção do CH ₄ liberada no vertedouro	Proporção	1			
Mudança percentual			1,22	1,37	-3,67
Taxa de crescimento da vegetação da zona de deplecionamento	Mg/ha/ano peso seco	10			
Mudança percentual	%		0,02	0,46	-3,33
Biomassa de macrófitas, anos 1-6	Mg/ha de macrófitas peso seco	11,1			
Mudança percentual	%		0,23	0,26	-0,54
Biomassa de macrófitas, anos 7-50	Mg/ha de macrófitas	1,5			
Mudança percentual	%		0,003	0,10	-0,48
Macrófitas não encaibadas (morte+decomposição)	fração por mês	0,144			
Mudança percentual	%		0,23	0,34	-0,92

As hidrelétricas de Belo Monte e Altamira (Babaquara) como fontes de gases de efeito estufa

Zona de deplecionamento inundada (taxa de decomposição sub-aquática)			0,656					
Mudança percentual				0,02	0,48			-0,04
Taxa de decomposição de macrofitas encalhadas			0,314					
Mudança percentual				-0,001	-0,01			0,04
Biomassa acima do solo			176,1					
Mudança percentual				2,95	5,02			-11,91
Percentual de emissão nos canais de adução			15,3					
Mudança percentual				0,02	0,08			-0,26
Percentual de oxidação nos canais de adução			66,5					
Mudança percentual				-0,50	-2,49			7,90
Percentual de emissão nos gargalos			2,1					
Mudança percentual				0,01	0,004			0,002
Percentual de oxidação nos gargalos			9,2					
Mudança percentual				-0,01	-0,07			-0,04
Percentual de mortalidade de árvores na margem do reservatório: 0-100 m			81,7					
(média ponderada)								
Mudança percentual				0,06	0,07			-0,04

As fontes de carbono para emissões de CH₄ nos primeiros anos são dominadas por liberação de carbono instável do solo (Figura 2). Embora faltem medidas dessa liberação para qualquer reservatório, a evolução dos valores para emissão aos valores para concentração de CH₄ a 30 m de profundidade, usando valores observados nessa faixa nos primeiros anos, especialmente em Petit Saut, resulta em uma trajetória realística de concentrações de CH₄ e de emissões dessa fonte.

Mais importantes são as incertezas relativas à emissão de CH₄ depois que o pico inicial tiver passado. São poucos os dados de reservatórios amazônicos mais antigos disponíveis para calibrar essa parte da análise. O declínio em áreas de macrófita reduz a importância da incerteza relativa a essa fonte para as emissões a longo prazo. O que predomina para o complexo como um todo é a biomassa da zona de deplecionamento em Babaquara, o que resulta em picos sazonais grandes na concentração de CH₄ no reservatório (Figura 3a). Uma parte desse metano é repassada para os dois reservatórios de Belo Monte (Figuras 3b e 3c). A taxa de crescimento da vegetação na zona de deplecionamento é, então, crítica, e não existe nenhuma medida atual disso. A suposição feita é de que esse crescimento acontece linearmente, acumulando 10 Mg de matéria seca em um ano. O valor usado para o conteúdo de carbono dessa e das outras formas de biomassa macia é de 45%. A taxa de crescimento presumida é extremamente conservadora, quando comparada às taxas de crescimento anuais medidas de plantas herbáceas para o período de três meses de exposição em áreas de várzea ao longo do Rio Amazonas perto de Manaus: em 9 medidas realizadas por Junk e Piedade (1997), essas plantas acumularam, em média, 5,67 Mg/ha de peso seco (DP=1,74, variação=3,4-8,7). O valor proporcional para um ano de crescimento linear seria 22,7 Mg/ha, ou mais que o dobro do valor presumido para a zona de deplecionamento de Babaquara. Uma medida da biomassa acima do solo de gramíneas até 1,6 mês após a exposição de terras de várzea no Lago Miriti indica uma taxa de acúmulo de matéria seca equivalente a 15,2 Mg/ha/ano (P.M. FEARNSIDE, dados ainda não publicados). A fertilidade do solo nas zonas de sedimentação de várzea é maior do que em zona de deplecionamento de um reservatório, mas uma suposição da ordem de metade da taxa de crescimento da várzea parece segura. Não obstante, este é um ponto importante de incerteza no cálculo.

Taxas de decomposição também são importantes e não há medidas disponíveis sob condições anaeróbicas em reservatórios. Acredita-se que a decomposição da vegetação herbácea na várzea oferece um paralelo adequado.

Em medidas sob condições inundadas em várzea de água branca, a decomposição de três espécies (JUNK; FURCH, 1991; FURCH; JUNK, 1997) e uma experiência em um tanque de 700 litros com uma quarta espécie (FURCH; JUNK, 1992, 1997) indicaram a fração de peso seco perdida, depois de um mês de submersão, em média, de 0,66 (DP = 0,19 variação=0,425-0,9). O valor mais baixo (0,425) é da espécie medida na experiência no tanque, onde a anoxia da água foi constatada depois de aproximadamente um dia. Se as medidas sob condições naturais incluíssem alguma decomposição aeróbia, a taxa média para condições totalmente anóxicas poderia ficar um pouco abaixo da média para as quatro espécies usadas aqui.

As taxas de decomposição aeróbica para macrófitas encalhadas determinam o quanto dessa biomassa continuaria presente se o nível de água fosse subir novamente antes da decomposição ser completa. Uma medida de macrófitas mortas no Lago Miriri até 1,6 mês após o encalhamento indica uma perda de 31,4% do peso seco por mês (P.M. FEARNSSIDE, dados não publicados). O número de observações é mínimo (três parcelas de 1 m²).

O manejo da água em Babaquara também é importante para determinar a quantidade de emissão da zona de deplecionamento. Quanto mais tempo o reservatório for mantido em nível baixo, mais vegetação cresce na zona de deplecionamento. A liberação de CH₄ subsequente à inundação da zona de deplecionamento mais que compensa o efeito, na direção oposta, que os baixos níveis d'água têm na redução da profundidade até a entrada da turbina em Babaquara e, portanto, na concentração de CH₄ na água que passa pelas turbinas. As presunções para uso da água utilizadas no cálculo resultam em três meses de níveis baixos de água, quatro meses de níveis altos e cinco meses de níveis intermediários.

A magnitude dos picos sazonais altos de CH₄ depende da relação entre a quantidade de carbono que degrada e o estoque (e concentração) de CH₄ quando essas variáveis estavam em níveis altos nos primeiros anos em Petit Saut (ver dados de GALY-LACAUX *et al.*, 1997, 1999). A natureza da fonte de carbono em Petit Saut durante esse tempo era diferente (acredita-se ter sido, principalmente, carbono do solo). A verdadeira quantidade de carbono degradada anaerobicamente em Petit Saut durante esse tempo é desconhecida e o escalamento que empresta confiança aos resultados, durante os anos iniciais, depois de o reservatório encher, quando as fontes de carbono eram do mesmo tipo, não atribui tanta fidedignidade a esses resultados para os anos posteriores. Quantificar a relação entre a produção

de 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 não deixa dúvida de que a vegetação da zona de deplecionamento produz um pulso grande e renovável de CH_4 dissolvido em reservatórios. 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 grande pico subsequente de emissões de metano pela superfície do lago (MATVIENKO, B., comunicação pessoal, 2000). Até mesmo na idade muito avançada de 36 anos, o reservatório de Três Marias emite metano por ebulição 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).

Uma fonte adicional de incerteza é o destino da carga dissolvida de CH_4 quando a água atravessa os 17 km do canal de adução de Belo Monte e passa pelos quatro conjuntos de gargalos que separam as pequenas bacias hidrográficas inundadas que compõem o Reservatório dos Canais. Parte do metano é emitida, parte é oxidada, e o resto é passado para o Reservatório dos Canais. Os parâmetros usados para esse cálculo estão baseados na suposição de que o canal (largura na superfície de aproximadamente 526 m, com um fluxo em plena capacidade de 13.900 $\text{m}^3/\text{segundo}$) é semelhante ao trecho do Rio Sinnamary, na Guiana francesa, abaixo da barragem de Petit Saut (onde a largura média do rio é 200 m e a vazão média é apenas 267 $\text{m}^3/\text{segundo}$). Galy-Lacaux *et al.*, (1997) calcularam concentrações de metano e fluxos ao longo de 40 km de rio abaixo da barragem de Petit Saut e calcularam as quantidades emitidas e oxidadas no rio. Os resultados por eles obtidos indicam que, para o CH_4 dissolvido que entra no rio oriundo da represa, são liberados 18,7% e são oxidados 81,3% (média de medidas tomadas em três datas, com a porcentagem liberada variando de 14 a 24%). Praticamente toda a liberação e oxidação acontecem nos primeiros 30 quilômetros. No Rio Sinnamary, depois de uma extensão inicial de 4 km onde um processo de mistura acontece, a concentração de CH_4 na água e o fluxo da superfície diminuem linearmente, chegando a zero a 30 km abaixo da barragem (*i.e.*, ao longo de uma extensão de rio de 26 km). Considerando o estoque a cada ponto ao longo do rio, pode-se calcular que, nos primeiros 17 km de rio, são liberados 15,3% do CH_4 e são oxidados 66,5%. No cálculo para Belo Monte presume-se que essas porcentagens se aplicam ao canal de adução e que o metano restante é repassado para o Reservatório dos Canais.

Estimativas para emissão nos gargalos foram derivadas a partir de informações sobre o comprimento deles e as porcentagens de emissão e oxidação que aconteceram ao longo de uma extensão de rio de mesmo comprimento abaixo da barragem de Petit Saut. Baseado em um mapa do reservatório (ELETRONORTE, [2002b]), o primeiro compartimento é conectado ao segundo por três passagens com comprimento médio de 1,6 km, o segundo e terceiro compartimento estão conectados por duas passagens com comprimento médio de 1,7 km, o terceiro e quarto compartimentos estão conectados por duas passagens com comprimento médio de 1,3 km, e o quarto e quinto compartimentos estão conectados por uma passagem larga (embora indubitavelmente rasa na divisa entre as bacias) que pode ser considerada como uma passagem de 0 km de comprimento. Supõe-se que as porcentagens de metano dissolvido, liberadas e oxidadas nestes gargalos, sejam proporcionais às porcentagens de liberação e oxidação que aconteceram ao longo desse mesmo comprimento de rio abaixo da barragem de Petit Saut (baseado nos dados de GALY-LACAUX *et al.*, 1997). A incerteza neste caso é muito maior do que no caso dos valores para essas porcentagens calculadas para o canal de adução porque os gargalos curtos estão dentro da extensão inicial do rio onde um processo de mistura estava acontecendo. As porcentagens usadas (que são todas muito baixas) também presumem que o processo para ao término do gargalo, em lugar de continuar ao longo de alguma distância no próximo compartimento do reservatório. O resultado líquido é que os gargalos, considerados em conjunto, só emitem 2,1% do metano, enquanto são oxidados, e 9,2% e 88,7% são transmitidos até o final do reservatório.

Assim como no caso das turbinas de Babaquara, há alguma compensação no sistema para incerteza nas porcentagens liberadas no canal de adução e nos gargalos. Se forem superestimadas as emissões do canal de adução e/ou dos gargalos, então a emissão nas turbinas da casa de força principal de Belo Monte será subestimada. Observa-se que isto só se aplica aos valores para a porcentagem emitida, não aos valores usados para a porcentagem de oxidação nesses canais: qualquer erro para cima ou para baixo na porcentagem oxidada não seria compensado por uma mudança na direção oposta nas emissões das turbinas.

Em resumo, incertezas múltiplas existem no cálculo atual. Pesquisa futura, especialmente se for direcionada pelos parâmetros para os quais o modelo indica que o sistema é mais sensível, ajudará a reduzir essas incertezas. No entanto, o presente cálculo representa a melhor informação atualmente disponível. Esses resultados fornecem um componente necessário para a atual discussão sobre os impactos potenciais destas represas.

7 COMPARAÇÃO COM COMBUSTÍVEIS FÓSSEIS

A) Comparações sem descontar

As emissões anuais de gases de efeito estufa diminuem com o tempo, mas ainda se estabilizam num nível com impacto significativo. A evolução temporal dos impactos de gases de efeito estufa, com emissões concentradas nos primeiros anos da vida de uma represa, é uma das diferenças principais entre represas hidrelétricas e geradoras a combustíveis fósseis em termos de efeito estufa (FEARNSIDE, 1997). Dando-se maior peso aos impactos a curto prazo, aumenta-se o impacto causado pelas hidrelétricas em relação àquele causado pelas geradoras movidas a combustíveis fósseis.

O carbono deslocado de combustível fóssil pode ser calculado baseado na suposição de que a alternativa é geração a partir de gás natural. Essa é uma suposição mais razoável do que o petróleo como referência, já que a expansão atual da capacidade geradora em São Paulo e em outras partes da rede elétrica no Centro-Sul do Brasil está vindo de usinas termoeletricas movidas a gás e abastecidas pelo novo gasoduto Bolívia-Brasil. O gasoduto já existe e não é considerado como parte das emissões oriundas da construção das usinas termoeletricas a gás.

Na Figura 5 mostra-se o deslocamento de combustível fóssil em uma base anual. O complexo começa a ganhar terreno ao compensar pelas suas emissões depois do ano 15. O saldo líquido de emissões de gases de efeito estufa em uma base cumulativa é mostrado na Figura 6. O complexo somente terá um saldo positivo, em termos de seu impacto no aquecimento global, 41 anos depois do enchimento da primeira represa.

Quanto mais longo é o horizonte de tempo, mais baixo é o impacto médio. Durante os primeiros dez anos, o impacto líquido é 4,0 vezes o da alternativa de combustível fóssil. Depois de vinte anos, o impacto líquido ainda é 2,5 vezes maior que o do combustível fóssil, enquanto que, para o horizonte de tempo completo de 50 anos, o projeto reembolsa a sua dívida de aquecimento global (presumindo-se que se trate de uma dívida sem juros, isto é, calculada com desconto zero), com a média de impacto total a longo prazo equivalendo a 70% do impacto produzido pela alternativa de combustível fóssil.

As hidrelétricas de Belo Monte e Altamira (Babaquara) como fontes de gases de efeito estufa

Emissões anuais e substituição de combustível fóssil

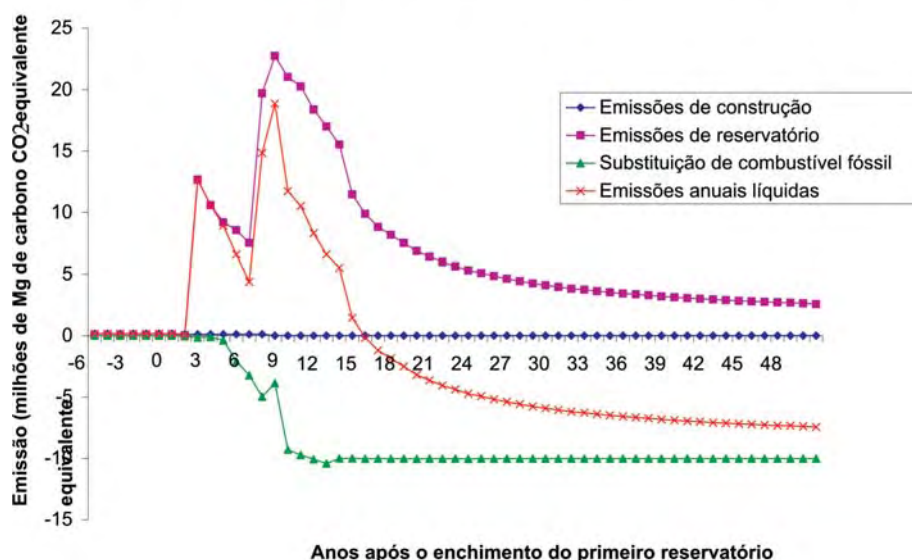


Figura 5. Emissões anuais e substituição de combustível fóssil.

Emissões anuais e substituição de combustível fóssil

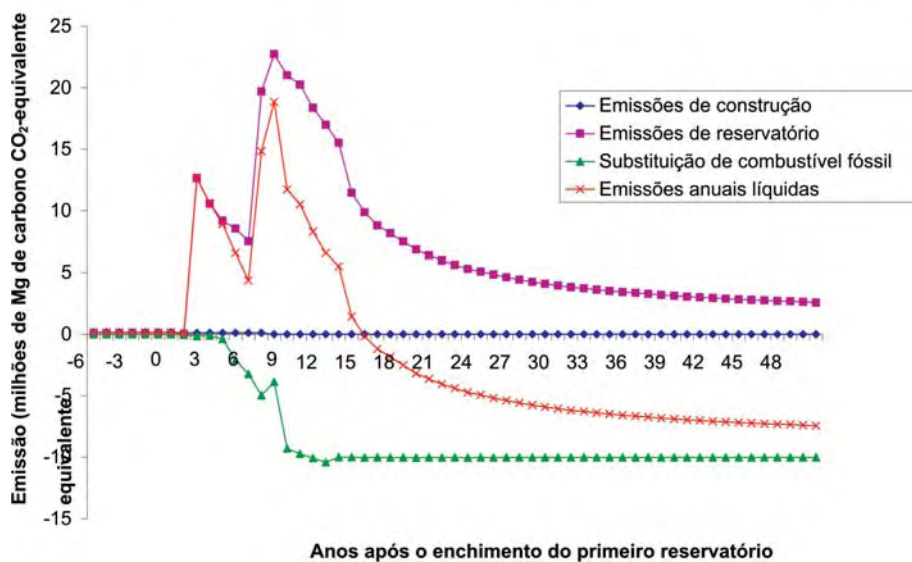


Figura 6. Impacto de aquecimento global líquido cumulativo do complexo Belo Monte/Babaquara (Altamira) (sem descontar). O complexo só consegue um saldo positivo depois de 41 anos.

7.2 O efeito do tempo

O papel do tempo é uma parte essencial no debate sobre represas hidrelétricas e na questão do efeito estufa em geral. A maioria das decisões, como a decisão de se construir uma hidrelétrica, é baseada em cálculos financeiros da relação custo/benefício que dão um valor explícito ao tempo, aplicando uma taxa de desconto a todos os custos e benefícios futuros. A taxa de desconto é essencialmente o oposto de uma taxa de juros, como, por exemplo, o retorno que um investidor poderia ter ao manter uma caderneta de poupança em um banco. Com uma poupança, quanto mais tempo se espera, maior a quantia monetária na conta, já que o saldo é multiplicado por uma porcentagem fixa ao término de cada período de tempo e os juros resultantes são acrescentados ao saldo para o próximo período. Com uma taxa de desconto, o valor atribuído a quantidades futuras diminui, em lugar de aumentar, por uma porcentagem fixa em cada período de tempo. Se um projeto como uma barragem hidrelétrica produz grandes impactos nos primeiros anos, como o tremendo pico de emissões de gás de efeito estufa mostrado aqui, enquanto os benefícios pela substituição de combustível fóssil somente se acumulam a longo prazo, então qualquer taxa de desconto positiva pesará contra a opção hidrelétrica (FEARNSIDE, 1997b).

A evolução temporal das emissões de gases de efeito estufa aumenta mais o impacto da represa quando são contadas as emissões do cimento, aço e combustível fóssil usados na construção da obra. As emissões da construção de barragem começam anos antes de qualquer geração de eletricidade. Uma análise de “cadeia completa de energia”, ou FENCH, incluiria todas essas emissões. Porém, as emissões de construção são uma parte relativamente pequena do impacto total. São mostradas as emissões líquidas anuais descontadas a taxas de até 3% na Figura 7. Se apenas o equilíbrio instantâneo é considerado, o complexo substitui por mais carbono equivalente do que emite começando no ano 16, independente da taxa de desconto. Depois disso, o complexo começa a pagar a sua dívida ambiental referente às grandes emissões líquidas dos primeiros 15 anos.

As emissões cumulativas descontadas chegam a um pico no ano 15, mas não alcançam o ponto de ter um saldo positivo até pelo menos 41 anos após o enchimento do primeiro reservatório (Figura 8). Aplicar uma taxa de desconto alonga substancialmente o tempo necessário para alcançar esse ponto.

As hidrelétricas de Belo Monte e Altamira (Babaquara) como fontes de gases de efeito estufa

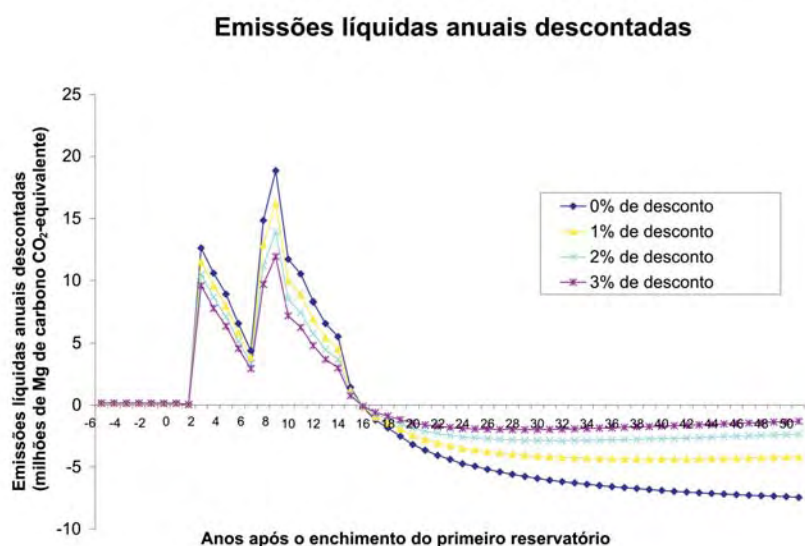


Figura 7. Emissões líquidas anuais descontadas. Em uma base anual, o complexo começa a reembolsar suas emissões iniciais depois do ano 15, independente de taxa de desconto.

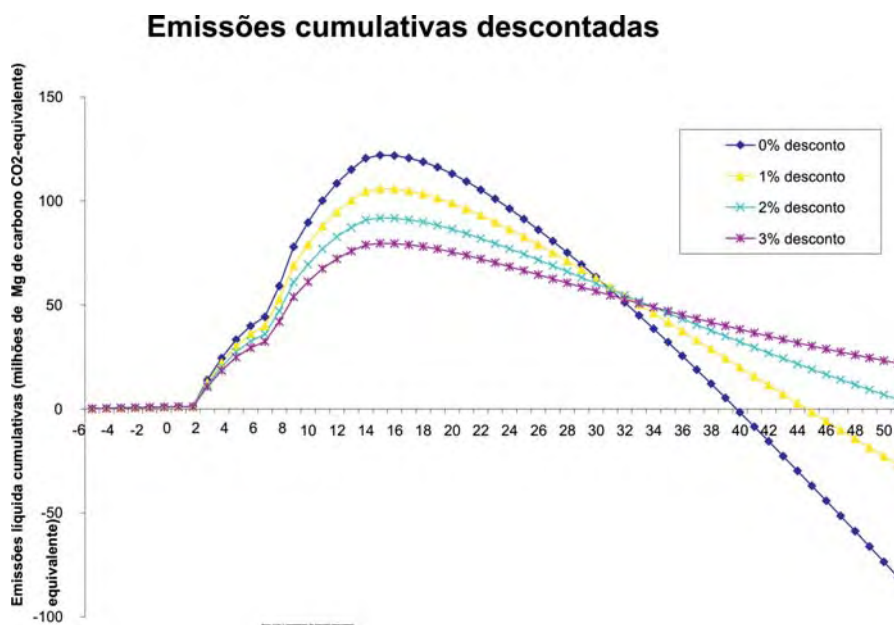


Figura 8. Emissões cumulativas descontadas. Com o desconto, amplia-se o tempo necessário para o complexo conseguir um saldo positivo em termos de seu impacto acumulado.

O efeito de taxas de desconto anuais diferentes é mostrado na Figura 9. Com desconto zero, o impacto líquido médio representa um ganho anual de 1,4 milhões de Mg C (a média de 50 anos na Tabela 7), mas o impacto relativo atribuído à opção hidrelétrica aumenta muito quando o valor tempo é considerado. No caso do complexo Belo Monte/Babaquara, qualquer taxa de desconto anual superior a 1,5% atribui ao projeto um impacto maior sobre o efeito estufa do que a alternativa a combustível fóssil. São mostradas taxas de desconto de até 12%. Embora este autor não defenda o uso de taxas de desconto tão altas como essas (FEARNSIDE, 2002b,c), um contingente importante nos debates sobre a contabilidade de carbono (por exemplo, o Instituto Florestal Europeu) defende o uso das mesmas taxas de desconto para carbono e para dinheiro e as análises financeiras para Belo Monte usam uma taxa de desconto de 12% para dinheiro (ELETRONORTE, 2002).

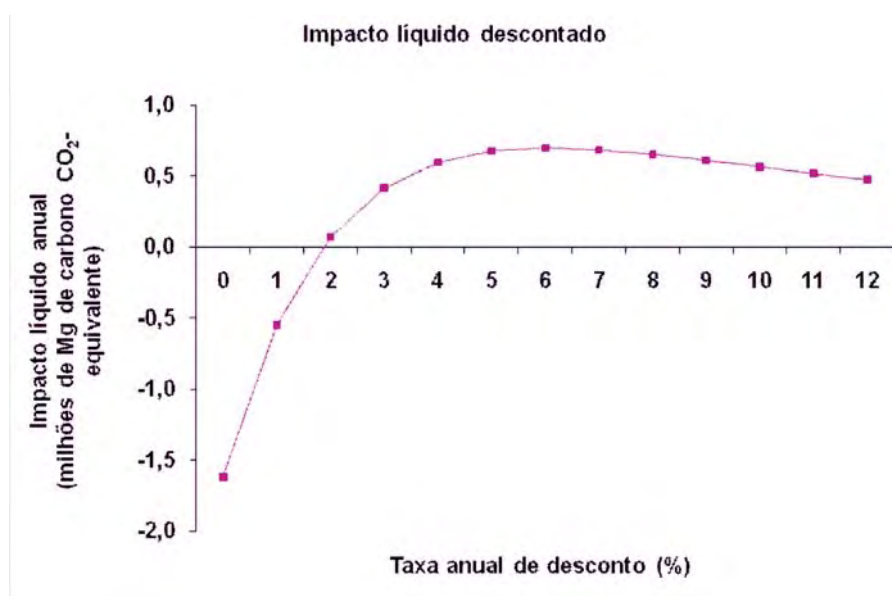


Figura 9. Efeito de taxa de desconto em emissões líquidas anuais médias ao longo de um horizonte de tempo de 50 anos. Se for usada uma taxa de desconto anual de 1,5% ou mais, o complexo tem um impacto maior sobre o efeito estufa do que a alternativa de combustível fóssil.

Em termos de efeito estufa, uma série de argumentos fornece uma razão para se dar um valor ao tempo nos cálculos sobre emissões de gases de efeito estufa (FEARNSIDE, 1995b, 1997, 2002b,c, FEARNSIDE; LASHOF; MOURA-

COSTA, 2000). O efeito estufa não é um evento pontual, como uma erupção vulcânica, já que uma mudança de temperatura seria essencialmente permanente, aumentando as probabilidades de secas e de outros impactos ambientais. Qualquer adiamento nas emissões de gases de efeito estufa e, por conseqüência, no aumento conseqüente da temperatura, representa um ganho em vidas humanas, evitando-se ainda outras perdas que teriam acontecido. Isso dá ao tempo um valor que independe de qualquer perspectiva “egoísta” da geração atual. Apesar dos benefícios evidentes de se atribuir valor ao tempo para favorecer decisões que adiem o efeito estufa, chegar a um acordo político sobre os pesos apropriados para o tempo é extremamente difícil. O curso de menor resistência nas primeiras rodadas de negociações sobre o Protocolo de Kyoto foi o de se usar um horizonte de tempo de 100 anos, sem descontar, ao longo desse período, como no padrão para comparações entre os diferentes gases de efeito estufa, ou seja, o potencial de aquecimento global de 21 adotado para o metano pelo Protocolo, para o período 2009-2012, um valor ainda maior como 25, calculado no relatório mais recente do IPCC (FORSTER *et al.*, 2007, p. 212) ou o valor de 34 incluindo-se os efeitos de interações gás-aerossol (SHINDELL *et al.*, 2009). Se fossem usadas formulações alternativas que dão um peso ao tempo, o impacto do complexo Belo Monte/Babaquara aumentaria e, mais importante ainda, aumentaria o impacto de hidrelétricas comparadas a outras possíveis opções para provisão de energia.

8 IMPLICAÇÕES PARA A POLÍTICA DE DESENVOLVIMENTO

A conclusão do atual estudo, segundo a qual a proposta de construção das barragens de Belo Monte e Babaquara (Altamira) produziriam emissões líquidas significativas de gases de efeito estufa durante muitos anos, é uma consideração importante para os debates atualmente em curso no Brasil e em outros países que precisam tomar decisões semelhantes. A emissão adicional de gás de efeito estufa de 11,2 milhões de Mg de carbono CO₂-equivalente por ano durante os primeiros dez anos representa mais que a emissão atual de combustível fóssil queimado na área metropolitana de São Paulo, que tem 10% da população do Brasil. A tomada racional de decisões sobre propostas para a construção de represas hidrelétricas, assim como para qualquer projeto de desenvolvimento, requer uma avaliação abrangente dos impactos e dos benefícios das propostas, de forma que os prós e contras possam ser comparados e publicamente debatidos antes da decisão final. Gases de efeito estufa representam um impacto que, até agora, tem recebido pouca consideração na tomada de decisões desse tipo.

No caso de Belo Monte e Babaquara (Altamira), é importante reconhecer que os benefícios advindos dessas hidrelétricas são consideravelmente menos atraentes do que aqueles que constam do quadro frequentemente pintado por proponentes de projeto. A eletricidade a ser produzida destina-se a uma rede que apoia um setor sempre crescente de indústrias eletrointensivas subsidiadas, tais como o beneficiamento de alumínio para exportação. Apenas 2,7 pessoas são empregadas por GWh de eletricidade consumida no setor de alumínio no Brasil, recorde apenas ultrapassado por usinas de ferro-liga (1,1 emprego/GWh), que também consomem grandes quantidades de energia para um artigo de exportação (BERMANN; MARTINS, 2000). Uma discussão nacional sobre o uso que é feito da eletricidade do país deveria ser uma condição prévia para qualquer grande decisão que visasse aumentar a capacidade geradora, como no caso da construção de barragens no Rio Xingu. O contraste entre os custos sociais de barragens e os escassos benefícios que elas proveem por meio das indústrias eletrointensivas é particularmente pertinente no que diz respeito aos planos para o Rio Xingu (FEARNSIDE, 1999; BERMANN, 2002).

Do ponto de vista da emissão de gases de efeito estufa, o fato de que a energia é usada para uma indústria de exportação subsidiada mostra que a linha de base contra a qual são comparadas as emissões das hidrelétricas deveria incluir a opção de simplesmente não produzir parte da energia esperada das barragens, em lugar da linha de base aqui usada para se gerar em cheio o equivalente da energia das barragens por meio de combustíveis fósseis. O Brasil poderia escolher não se expandir ou manter as suas indústrias de exportação eletrointensivas, uma linha de base alternativa desse tipo faria com que os resultados sobre emissões fossem até mesmo menos favoráveis para a energia hidrelétrica do que os resultados calculados neste estudo.

As barragens do Rio Xingu representam um desafio ao sistema de licenciamento ambiental por causa da grande diferença entre o impacto da primeira barragem (Belo Monte) e o das represas subsequentes, especialmente a de Babaquara (Altamira). Atualmente, o sistema de licenciamento ambiental só examina os impactos de um projeto de cada vez, não o impacto combinado de projetos interdependentes como estes. Tendo em vista o fato de que os maiores impactos (inclusive as emissões de gases de efeito estufa) de uma decisão para construir Belo Monte seriam causados pela represa ou represas que seriam construídas rio acima, o sistema de licenciamento deve ser reformulado para lidar com esse tipo de situação.

CONCLUSÕES

A complexa hidrelétrica Belo Monte/Babaquara (Altamira) teria um impacto significativo sobre o efeito estufa, embora a grande quantidade de energia produzida compensasse, eventualmente, as altas emissões iniciais. As hipóteses aqui discutidas indicam que 41 anos seriam necessários para que o complexo chegasse a ter um saldo positivo em termos de impacto sobre o aquecimento global, isso com base no cálculo mais favorável a hidrelétricas, sem aplicação de nenhuma taxa de desconto. Apesar da alta incerteza sobre vários parâmetros fundamentais, a conclusão geral parece ser sólida: o complexo teria impacto significativo e o nível de impacto a longo prazo, embora muito mais baixo do que nos primeiros anos, seria mantido em níveis apreciáveis. O valor usado neste estudo trabalho para converter o impacto de metano em equivalentes de CO₂ é de 1 t de metano igual a 21 t de CO₂, valor usado no Protocolo de Kyoto. No entanto, valores atuais indicam 1 t metano como equivalente a 34 t de CO₂, um aumento de 62% sobre o valor usado neste trabalho. Sendo o metano o principal gás de efeito estufa emitido de forma líquida pelas hidrelétricas, o impacto dessas obras é muito pior do que indicam os cálculos aqui apresentados.

A presente análise inclui várias suposições conservadoras relativas às porcentagens de metano emitidas por caminhos diferentes. Valores mais altos para esses parâmetros estenderiam ainda mais o tempo necessário para o complexo ter um saldo positivo em termos de aquecimento global.

O impacto atribuído a represas é altamente dependente de qualquer valor dado à evolução temporal das emissões: qualquer taxa de desconto ou outro mecanismo, de preferência temporal, aplicado aumentaria mais o impacto calculado para hidrelétricas em comparação com aquele causado pela geração com combustíveis fósseis. O valor de 41 anos para uma emissão de gases de efeito estufa dessa magnitude é significativo até mesmo a zero desconto. O complexo Belo Monte/Babaquara não terá um saldo positivo até o final do horizonte de tempo de 50 anos com taxas de desconto anuais superiores a 1,5%.

O caso de Belo Monte e das outras barragens do Xingu ilustra a necessidade absoluta de se considerar as interligações entre projetos de diferentes infraestruturas como uma condição prévia para autorizar ou construir quaisquer dos projetos. Adiar a análise dos mais controversos não é uma solução.

AGRADECIMENTOS

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq AI 470765/01-1) e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA PPI 1-3620) apoiaram financeiramente a realização deste estudo. A maior parte do trabalho foi atualizada com base em uma discussão mais ampla sobre as barragens no Rio Xingu (FEARNSIDE, 2005c). Agradeço a Neusa Hamada, Reinaldo Barbosa, Glenn Switkes e a seu sogro pelos comentários.

REFERÊNCIAS

ABRIL, G. et al. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-years old tropical reservoir (Petit-Saut, French Guiana). **Global Biogeochemical Cycles**, n. 19: GB 4007, doi: 10.1029/2005GB002457, 2005.

ALBRITTON, D. L. et al. Trace gas radiative forcing indices. In: HOUGHTON, J. T. et al. (Ed.). **Climate Change 1994: Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p.205-231.

BERMANN, C. O. **Brasil não precisa de Belo Monte**. Disponível em: <http://www.amazonia.org.br/opiniaio/artigo_detail.cfm?id=14820>. Acesso em: data, mês abreviado, ano BERMANN, C.; MARTINS, O. S. **Sustentabilidade energética no Brasil: Limites e Possibilidades para uma Estratégia Energética Sustentável e Democrática**. Rio de Janeiro: Federação dos Órgãos para Assistência Social e Educacional (FASE), 2000.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. **Interciencia**, Caracas, v.17, n. 1, p. 8-18, mês abreviado 1992.

CENTRAIS ELÉTRICAS BRASILEIRAS (ELETROBRÁS). Departamento Nacional de Água e Energia Elétrica (DNAEE). **Instruções para estudos de viabilidade de aproveitamentos hidrelétricos**. Brasília, DF, 1997.

_____. **Aproveitamento hidrelétrico de Belo Monte: estudo de impacto ambiental**. Rio de Janeiro, 2009.

CENTRAIS ELÉTRICAS DO NORTE DO BRASIL S.A. (ELETRONORTE). Consórcio de Engenheiros Consultores (CNEC). **Estudo de inventário hidrelétrico da bacia hidrográfica do Rio Xingu**. Brasília, DF, 1980.

CENTRAIS ELÉTRICAS DO NORTE DO BRASIL S.A. (ELETRONORTE). **The Altamira Hydroelectric Complex**. Brasília, DF, [1988].

———. **Altamira.txt**. Brasília, DF, [1989].

———. **Complexo Hidrelétrico Belo Monte: estudos de viabilidade**. Brasília, DF, 2002. Relatório Final.

———. **Complexo Hidrelétrico Belo Monte: estudo de impacto ambiental- E I A**. Versão preliminar. Brasília, DF, [2002a].

———. **Complexo Hidrelétrico Belo Monte: estudos de viabilidade**. Localização geral de obras, infraestrutura, acessos e rede de distribuição de energia. Ilustração 232, BEL-V 10-100-0024 R-0. Escala: 1:200.000. Brasília, DF, [2002b].

CRUZ, P. T. da. **100 barragens brasileiras: casos históricos, materiais de construção, projeto**. São Paulo: Oficina de Texto, 1996.

DELMAS, R. et al. Long term greenhouse gas emissions from the hydroelectric reservoir of Petit Saut (French Guiana) and potential impacts. In: TREMBLAY, A.; VARFALVY, L.; ROEHM, C.; GARNEAU, M. (Ed.). **Greenhouse Gas Emissions: Fluxes and Processes**. Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments. New York: Springer-Verlag, 2004. p.293-312.

DONES, R.; GANTNER, U. 1996. Greenhouse gas emissions from hydropower full energy chain in Switzerland. In: ASSESSMENT of Greenhouse Gas Emissions from the Full Energy Chain for Hydropower, Nuclear Power and Other Energy Sources. Papers Presented at an IAEA Advisory Group Meeting Jointly Organized by Hydro-Québec and the International Atomic Energy Agency, Hydro-Québec Headquarters, Montreal Canada) 12-14 March 1996. IAEA, Vienna, Áustria.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. **Environmental Management**, New York, v.13, n.4, p.401-423, mês abreviado 1989.

———. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 22, n.1, p. 7-19, mês abreviado 1995a.

———. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. **Biomass and Bioenergy**, Cambridge, v. 8, n. 5, p. 309-322, mês abreviado 1995b.

———. Hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Response to Rosa, Schaeffer & dos Santos. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 23, n. 2, p. 105-10, mês abreviado 1996a

———. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. In: LEVINE, J. (Ed.). **Biomass Burning and Global Change**. Vol. 2. Cambridge, Massachusetts: MIT Press, 1996b. p. 606-617.

———. Greenhouse-gas emissions from Amazonian hydroelectric reservoirs: The example of Brazil's Tucuruí Dam as compared to fossil fuel alternatives. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 24, n.1, p. 64-75, mês abreviado 1997.

———. Social impacts of Brazil's Tucuruí Dam. **Environmental Management**, New York, v. 24, n. 4, p. 485-495, mês abreviado 1999.

———. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 133, n. 1-4, p. 69-96, mês abreviado 2002a.

———. Time preference in global warming calculations: A proposal for a unified index. **Ecological Economics**, v. 41, n. 1, p. 21-31, mês abreviado 2002b.

———. Why a 100-year time horizon should be used for global warming mitigation calculations. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v.7, n. 1, p. 19-30, mês abreviado 2002c.

———. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. **Environmental Management**, New York, v. 35, n. 1, p. 1-19, mês abreviado 2005a.

———. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una Dam. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v.10, n.4, p. 675-691, mês abreviado 2005b.

———. Hidrelétricas planejadas no rio Xingu como fontes de gases do efeito estufa: Belo Monte (Kararaô) e Altamira (Babaquara). In: SEVÁ FILHO, A. O. (Ed.). **Tenotã-mõ: alertas sobre as conseqüências dos projetos hidrelétricos no Rio Xingu**, Pará, Brasil. São Paulo: International Rivers Network, 2005c. p.204-241.

———. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the Xingu River Basin. **Environmental Management**, New York, v. 38, n.1, p. 16-27, mês abreviado 2006.

_____. Hidrelétricas como “fábricas de metano”: o papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 100-115, mês abreviado 2008.

FEARNSIDE, P. M.; LASHOF, D. A.; MOURA-COSTA, P. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 5, n. 3, p. 239-270, mês abreviado 2000.

FORSTER, P. et al. Changes in atmospheric constituents and radiative forcing. In: SOLOMON, S. et al. (Ed.). **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 2007. p.129-234.

FURCH, K.; JUNK, W. J. Nutrient dynamics of submersed decomposing Amazonian herbaceous plant species *Paspalum fasciculatum* and *Echinochloa polystachya*. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, Paris, v. 25, n. 2, p. 75-85, mês abreviado 1992.

FURCH, K.; JUNK, W. J. The chemical composition, food value, and decomposition of herbaceous plants, leaves, and leaf litter of floodplain forests. In: JUNK, W. J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System**. Heidelberg, Alemanha: Springer-Verlag, 1997. p.187-205.

GALY-LACAUX, C. et al. Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: A case study in French Guyana. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 11, n. 4, p. 471-483, mês abreviado 1997.

GALY-LACAUX, C. et al. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 13, n. 2, p. 503-517, mês abreviado 1999.

INTERNATIONAL HYDROPOWER ASSOCIATION (IHA). **Greenhouse gas emissions from reservoirs**. Disponível em: <[http:// www.hydropower.org/ Downloads/Emissions%20from%20reservoirs.pdf](http://www.hydropower.org/Downloads/Emissions%20from%20reservoirs.pdf)>. Acesso em: dia, mês abreviado, ano.

JORDAN, C. T.; UHL, C. Biomass of a “terra firme” forest of the Amazon Basin. **Oecologia Plantarum**, Paris, v. 13, n. 4, p. 387-400, mês abreviado 1978.

JUNK, W. J.; FURCH, K. Nutrient dynamics in Amazonian floodplains: Decomposition of herbaceous plants in aquatic and terrestrial environments. *Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie*, v. 24, p. 2080-2084, mês abreviado 1991.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: JUNK, W. J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System**. Heidelberg, Alemanha: Springer-Verlag, 1997. p.147-185.

KLINGE, H. Biomasa y materia orgánica del suelo en el ecosistema de la pluviselva centro-amazónica. **Acta Científica Venezolana**, Caracas, n. 24, p. 174-181, mês abreviado 1973.

KLINGE, H.; RODRIGUES, W. A. Biomass estimation in a central Amazonian rain forest. **Acta Científica Venezolana**, Caracas, n. 24, p. 225-237, mês abreviado 1973.

LIMA, I. B. T. de et al. Methane, carbon dioxide and nitrous oxide emissions from two Amazonian reservoirs during high water table. **Verhandlungen International Vereinigung für Limnologie**, v. 28, n.1, p. 438-442, mês abreviado 2002.

MACEIRA, M. E. P.; DAMÁZIO, J. M. Analysis of the streamflow record extension for the Xingu River at Babaquara. Disponível em: <<http://www.unesco.org/uy/phi/libros/manaos/3.html>>. Acesso em: dia, mês abreviado, ano.

McCULLOCH, M.; VADGAMA, J. **Life-cycle evaluation of GHG emissions and land change related to selected power generation options in Manitoba**. Project 256-001. Disponível em: <<http://www.pembina.org>>. Acesso em: dia, mês abreviado, ano.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote sensing of wetlands on a global scale. **SILnews**, n. 42, p. 1-5, 2004. Disponível em: <<http://www.limnology.org/news/silnews42.pdf>>. Acesso em: dia, mês abreviado, ano.

MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. Comitê Coordenador do Planejamento da Expansão dos Sistemas Elétricas (MME-CCPESE). **Plano decenal de expansão 2003-2012: sumário executivo**. Brasília, DF, 2002.

_____. Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Descargas médias de longo período: Bacia do Amazonas-Rios Tapajós/Amazonas/Iriti/Xingu**. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/cgrh/atlas/subbac/sub18_f.jpg>. Acesso em: dia, mês abreviado, ano.

MIRANDA, E. E. de; MIRANDA, J. R. de; SANTOS, P. F. dos. Efeitos ecológicos das barragens do Xingu: uma avaliação preliminar. In: SANTOS, L. A. O.; Andrade, L. M. M. de (Ed.). **As hidrelétricas do Xingu e os povos indígenas**. São Paulo, SP: Comissão Pró-Índio de São Paulo, 1988. p. 83-102.

MORI, S. A.; BECKER, P. Flooding affects survival of Lecythidaceae in terra firme forest near Manaus, Brazil. **Biotropica**, n. 23, p. 87-90, mês abreviado 1991.

PEISAJOVICH, A.; CHAMBERLAND, A.; GAGNON, L. Greenhouse gases from full energy cycle of northern hydro-electricity (preliminary assessment of production and transportation). In: ASSESSMENT of Greenhouse Gas Emissions from the Full Energy Chain for Hydropower, Nuclear Power and Other Energy Sources. Papers Presented at an IAEA Advisory Group Meeting Jointly Organized by Hydro-Québec and the International Atomic Energy Agency, Hydro-Québec Headquarters, Montreal (Canada) 12-14 March 1996. IAEA, Vienna, Áustria.

PINTO, L. F. Hidrelétricas na Amazônia: predestinação, fatalidade ou engodo? **Jornal Pessoal**, Belém, PA, mês 2002.

———. Corrigida, começa a terceira versão da usina de Belo Monte. Disponível em: <http://www.amazonia.org.br/opiniao/artigo_detail.cfm?id=90328>. Acesso em: dia, mês abreviado, ano.

REVILLA CARDENAS, J. D. **Relatório: levantamento e análise da fitomassa da UHE de Kararaô, Rio Xingu**. Manaus, AM: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), 1987.

———. **Relatório: levantamento e análise da fitomassa da UHE de Babaquara, Rio Xingu**. Manaus, AM: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), 1988.

ROSA, L. P. et al. Are hydroelectric dams in the Brazilian Amazon significant sources of 'greenhouse' gases? **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 23, n. 2, p. 2-6, mês abreviado 1996.

ROSA, L. P. et al. **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). Disponível em: <http://www.mct.gov.br/clima/comunic_old/pdf/metano_p.pdf>. Acesso em: dia, mês abreviado, ano.

SANTOS, L. A. O.; ANDRADE, L. M. M. de (Ed.). **Hydroelectric Dams on Brazil's Xingu River and Indigenous Peoples**. Cultural Survival Report 30. Cambridge, Massachusetts, E.U.A: Cultural Survival, 1990.

Philip M. Fearnside

SANTOS, W. F. Os empreendimentos hidrelétricos na Amazônia. In: II FEIRA INTERNACIONAL DA AMAZÔNIA, II JORNADA DE SEMINÁRIOS INTERNACIONAIS SOBRE DESENVOLVIMENTO AMAZÔNICO, Manaus, AM, 2004 (apresentação em PowerPoint).

SCHIMMEL, D. et al. Radiative forcing of climate change. In: HOUGHTON, J. T. et al. (Ed.). **Climate Change 1995: The Science of Climate Change**. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 1996. p.65-131.

SHINDELL, D. T. et al. Improved attribution of climate forcing to emissions. **Science**, n. 326, p. 716-718, mês abreviado 2009.

SEVÁ, O. Works on the great bend of the Xingu--A historic trauma? In: SANTOS, L. A. O.; ANDRADE, L. M. M. de (Ed.). **Hydroelectric Dams on Brazil's Xingu River and Indigenous Peoples**. Cultural Survival Report 30. Cambridge, Massachusetts: Cultural Survival, 1990. p.19-35.

———. (Ed.) **Tenotã-mõ: Alertas sobre as Conseqüências dos Projetos Hidrelétricos no rio Xingu, Pará, Brasil**. São Paulo: International Rivers Network, 2005.

UN-FCCC. Executive Board of the Clean Development Mechanism Seventeenth Meeting Report. CDM-EB-17, 6 Dec. 2004. United Nations Framework Convention on Climate Change (UN-FCCC), Bonn, Alemanha. 9p. Disponível em: <<http://cdm.unfccc.int/EB/meetings/017/eb17rep.pdf>>. Acesso em: dia, mês abreviado, ano.

VAN de VATE, J. F. The IAEA investigations into studies on comparative assessment of FENCH emissions of GHGs of different energy sources: An update. ASSESSMENT of Greenhouse Gas Emission from the Full Energy Chain for Nuclear Power and Other Energy Sources. IAEA, Vienna. 26-28 September 1995. International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Áustria.

VERCHOT, L. V. et al. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. **Global BioGeochemical Cycles**, v.13, n.1, p. 31-46, mês abreviado 1999.

WASSMANN, R.; MARTIUS, C. Methane emissions from the Amazon floodplain. In: JUNK, W. J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System**. Heidelberg, Alemanha: Springer-Verlag, 1997. p.137-143.

Texto submetido à Revista em setembro e aceito para publicação em novembro