

Inibição do desmatamento e de incêndios na Amazônia por parques e reservas indígenas

D. Nepstad^{1,2*}, S. Schwartzmann³, B. Bamberger^{1,4}, M. Santilli², D. Ray¹, P. Schlesinger¹, P. Lefebvre¹, A. Alencar², E. Prinz⁵

¹*The Woods Hole Research Center, P.O. Box 296, 13 Church Street, Woods Hole, MA 02543, U.S.A.*

²*Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Av. Nazaré 669, Centro. 66035-170 Belém, PA, Brasil*

³*Environmental Defense, 1875 Connecticut Avenue, NW, Suite 1016, Washington, D.C. 20009, U.S.A.*

⁴*Yale School of Forestry & Environmental Studies, 205 Prospect Street, New Haven, CT 06511 U.S.A*

⁵*Cooperative Institute for Meteorological Satellite Studies, 1225 W. Dayton Street, Madison, WI, 53706, U.S.A*

***Correspondência e pedidos de material devem ser endereçados a Daniel C. Nepstad, The Woods Hole Research Center, P.O. Box 296, 13 Church Street, Woods Hole, MA 02543, U.S.A. ; email: dnepstad@whrc.org**

Resumo:

Muitos conservacionistas consideram que reservas indígenas oferecem proteção menor contra a perturbação humana do que parques inabitados. Nós testamos esta hipótese ao comparar, usando imagens de satélite, a performance de parques e reservas indígenas na prevenção do desmatamento e de incêndios na Amazônia brasileira. Os dois tipos de reservas apresentaram efeito inibitório semelhante tanto ao desmatamento quanto a incêndios. Além disso, a tendência histórica por parte dos administradores de parques de evitar os riscos de conservação associados à fronteira agrícola ativa resultou em uma concentração de parques em regiões distantes de áreas com taxas altas de desmatamento e queimada. Ao contrário, reservas indígenas são freqüentemente criadas em resposta à

expansão da fronteira e a conflitos de terra, e muitas destas reservas impediram o desmatamento completamente, apesar das altas taxas de desmatamento ao longo de suas bordas. O efeito inibitório das reservas indígenas quanto ao desmatamento não se perde ao longo do tempo, com a aculturação dos índios, ou devido ao crescimento populacional, como proposto anteriormente. Reservas indígenas ocupam um quinto da Amazônia brasileira –cinco vezes a área sob proteção na forma de parques—e são atualmente a barreira mais importante ao desmatamento na Amazônia. Com o esforço do governo brasileiro para expandir a rede de parques de 4 para 10% da Amazônia nos próximos anos, o maior desafio é a implementação de parques em regiões onde o risco de expansão da fronteira é alto, ao mesmo tempo em que reservas indígenas tornam-se mais fortes. O sucesso dependerá do apoio político de uma ampla base de organizações locais.

Introdução

Grandes reservas naturais (parques) em que a exploração de recursos naturais pelo homem é proibida são amplamente aceitas como a pedra fundamental dos programas de conservação da natureza em regiões de floresta tropical (Kramer et al. 1997, Brandon et al. 1998, Terborgh 1999, Terborgh et al. 2002). Os homens que usam as florestas tropicais para subsistência e como fonte de riqueza opõem-se aos objetivos da preservação da natureza, pois tendem a esgotar ou perturbar populações de animais de caça e espécies de peixes; coletar plantas e seus produtos; e derrubar a floresta para preparar a terra para a agricultura. Esta premissa é confirmada por vários exemplos de super-exploração de recursos e destruição de habitats por pessoas que vivem dentro e ao redor de parques (Kramer et al. 1997, Brandon et al. 1998, Terborgh 1999, Terborgh et al. 2002). Mesmo os parques com financiamento e gerenciamento inadequados podem diminuir o grau de empobrecimento da natureza causado pelo homem, como pôde-se concluir a partir de entrevistas com representantes de agências ambientais do governo e de organizações conservacionistas, além de administradores de parques (Bruner et al. 2001).

Em contraste à vasta literatura sobre o desenho, administração e performance de parques, há uma surpreendente ausência de pesquisa comparando a performance de parques e outros tipos de designações quanto à redução do empobrecimento ecológico das florestas tropicais. Assume-se, por exemplo, que o valor conservacionista das terras

indígenas seja menor do que o dos parques porque os povos indígenas acabam adotando os valores e padrões culturais de exploração de recursos de seus vizinhos não-indígenas, uma tendência que é exacerbada pelo crescimento populacional nas terras indígenas (Terborgh e van Shaik 2002, Terborgh 1999, 2000, Redford e Sanderson 2000). Mas a premissa de que as espécies de animais de caça desaparecem mais rapidamente em terras indígenas do que em parques ainda precisa ser rigorosamente testada na bacia amazônica (Schwartzmann et al. 2000a), a maior floresta tropical do mundo, apesar de opiniões em contrário (Redford e Sanderson 2000) e de evidências de que alguns grupos indígenas conseguiram evitar o desaparecimento de animais de caça (Zimmerman et al. 2001). Mais importante, não conhecemos estudos comparativos dos efeitos inibitórios de parques e reservas indígenas quanto às formas mais destrutivas de uso da floresta pelo homem: a derrubada da floresta e a queima em preparação para agricultura. Reportamos aqui os resultados de uma comparação, baseada em fotos de satélite, entre os efeitos inibitórios de parques, reservas indígenas, reservas extrativistas e florestas nacionais da Amazônia brasileira quanto ao desmatamento e a incêndios.

Métodos

Medir os efeitos de áreas de conservação no grau de empobrecimento florestal é uma tarefa complexa que requer conhecimento das condições básicas da área em estudo. A performance das reservas quanto à diminuição do empobrecimento florestal em uma dada área só pode ser medida através da comparação com a tendência mais plausível de empobrecimento florestal que seria esperada na ausência da reserva. Se uma reserva está localizada em áreas onde existem restrições físicas ou de solo à atividade agrícola, por exemplo, então taxas mais baixas de desmatamento dentro da reserva podem ocorrer por razões que nada têm a ver com a própria reserva. Ou, se há poucas ameaças à reserva, e a condição básica é de empobrecimento florestal baixo ou imperceptível, então a reserva não está exercendo nenhuma influência inibitória no grau de empobrecimento florestal. As dificuldades técnicas em quantificar os danos à floresta em áreas vastas e remotas complicam ainda mais a medição da performance das reservas. Análises baseadas em entrevistas (como Bruner et al. 2000) oferecem uma indicação qualitativa da performance da reserva, mas são vulneráveis às tendências dos informantes, que têm seus interesses pessoais quanto à performance.

Nós medimos a inibição do desmatamento e de incêndios por parques, reservas indígenas, reservas extrativistas e florestas nacionais na Amazônia brasileira usando imagens confidenciais de satélites (Landsat TM) feitas em 1992 e 1996 (Skole 2000) e mapas de focos de incêndios ativos derivados de um satélite meteorológico geo-estacionário (GOES-8, Prints et al. 1998). “Parque” é uma designação federal para áreas onde é proibida a exploração de recursos pelo homem (parques nacionais, reservas biológicas, estações de pesquisa ecológica). Reservas indígenas, reservas extrativistas e florestas nacionais podem ser habitadas e servir para atividades de agricultura de subsistência, mas o desmatamento é restrito a 10% da área da reserva. Mapas destas designações da terra foram disponibilizados por Capobianco et al. (1999). Para minimizar as influências contraditórias das características da paisagem no empobrecimento florestal, nossa análise comparou as taxas de desmatamento e os focos de incêndios em uma faixa de terra exterior ao perímetro da reserva e em uma faixa de terra no interior do perímetro da reserva. Assumimos que a tendência básica mais plausível para o empobrecimento florestal na faixa de terra interior à reserva é igual à tendência para a faixa de terra exterior à reserva. Desta maneira, desvios de uma proporção de 1:1 da taxa de desmatamento entre 1992 e 1996, ou da densidade de incêndios em 1998, foram atribuídos à reserva.

O desmatamento é o indicador mais forte da performance da reserva porque mede a substituição da floresta por ecossistemas agrícolas, a forma mais extrema de perturbação humana. A ocorrência de incêndios oferece uma segunda medida da atividade humana, que geralmente é associada com o corte da floresta em preparação para a agricultura e manejo de pastagens (Nepstad et al. 2001). O corte de madeira e a caça causam danos à floresta, mas têm um efeito comparativamente pequeno no importante papel da floresta de manter o sistema regional de clima, a qualidade da água dos igarapés, os estoques de carbono e a diversidade das espécies. O empobrecimento da floresta tanto devido à extração de madeira como devido à caça também é difícil de quantificar (Nepstad et al. 1999), e foi omitido deste estudo.

Nós excluímos da análise de desmatamento as reservas pequenas (menores do que 50.000 hectares) —e que, portanto, apresentam erros de registro de imagens proporcionalmente altos--, as reservas nas quais erros de registro ou classificação foram detectados e as reservas para as quais não havia dados de satélites disponíveis. Reservas

estabelecidas depois de 1992 e reservas estabelecidas por governos estaduais também foram excluídas da análise. Com base nestes critérios de seleção, pudemos quantificar as taxas de desmatamento de 11 parques, 81 reservas indígenas, duas reservas extrativistas e seis florestas nacionais, que representam 29%, 46%, 37% e 13%, respectivamente, da área total de cada tipo de reserva sob jurisdição federal. A inibição de incêndios foi quantificada em reservas de pelo menos 50.000 hectares e com menos de 20% de sua vegetação classificada como cerrado –vegetação dominada por arbustos, típica da savana brasileira, que queima naturalmente. A distribuição espacial dos incêndios foi compilada para o ano de 1998 (Prins et al. 1998), um ano de seca severa. A amostra para análise de incêndios consistiu de 35 parques, 277 reservas indígenas, oito reservas extrativistas e 31 florestas nacionais, representando 96%, 94%, 99% e 100% das áreas destas reservas federais, respectivamente.

Medimos a inibição do desmatamento ao comparar as taxas médias anuais de desmatamento de 1992 a 1996 (a diferença entre as áreas classificadas como deflorestadas e de floresta recentemente restabelecida em 1992 e 1996, dividida pela área original de floresta) em faixas de 10 quilômetros de largura localizadas ao longo do perímetro interno e externo das reservas. A influência das reservas na ocorrência de incêndios foi medida através da comparação da densidade do fogo (número de focos de incêndios por km² em 1998) em faixas de 20 km de largura ao longo do perímetro interno e externo das reservas. Usamos zonas-tampão maiores para os dados referentes a incêndios devido à menor resolução espacial dos dados –as células (*pixels*) do GOES têm 4 km de largura, enquanto que as células (*pixels*) do Landsat têm 30 metros de largura. Apenas as “células quentes” (*“hot pixels”*) detectadas ao meio-dia e com alta probabilidade de estarem associadas a incêndios foram incluídas na análise (Prins et al. 1998). Para reservas menores de 200.000 hectares, a densidade do fogo em toda a reserva foi comparada à densidade do fogo no perímetro externo da reserva.

Devido a limitações impostas pela distribuição de reservas de diferentes tamanhos --incluindo uma distribuição altamente distorcida e uma variância de erro desigual, características que não foram solucionadas de maneira adequada pela transformação--, usamos análises não-paramétricas para testar as diferenças dentro e entre os tipos de reserva. Primeiro, comparamos a inibição do desmatamento e de incêndios pelas reservas (valores da zona-tampão externa vs. zona-tampão interna) dentro de cada tipo de reserva

usando o teste de Wilcoxon Signed Ranks para amostras dependentes (teste “one-tailed”, baseado em apenas uma das “caudas” de uma distribuição normal aleatória). Depois, comparamos a inibição do desmatamento e de incêndios entre diferentes tipos de reservas usando o teste Kruskal-Wallis One-Way ANOVA para amostras independentes (teste “two-tailed”, baseado nas duas “caudas” de uma distribuição normal aleatória). Nossa variável dependente para esta análise foi a proporção entre os valores tampão internos e externos. Porque as perguntas que fizemos ao realizar a análise estão focadas na eficácia do perímetro da reserva em minimizar as pressões de perturbação originadas de fora da reserva, não incluímos nestas análises as reservas onde não foram detectadas pressões externas durante o período de estudo.

Por fim, usamos análises de regressão para testar a hipótese de que a relação entre o desmatamento entre as reservas indígenas é uma função (a) do tempo transcorrido desde o primeiro contato com grupos não-indígenas e (b) da densidade populacional da reserva. A relação entre as taxas anuais de desmatamento, dentro e fora da reserva, determinadas entre 1992 e 1996, foi utilizada como variável dependente para estas análises.

Resultados e Discussão

Na média, o desmatamento de 1992 a 1996 foi de duas a cinco vezes maior ao longo do perímetro externo do que ao longo do perímetro interno das reservas para todos os tipos de reservas (figuras 1A, 2A). Este efeito inibitório foi estatisticamente significativo para reservas indígenas ($n=54$; $Z=-6.07$; $P<0.000$), parques ($n=9$; $Z=-2.55$; $P=0.006$) e florestas nacionais ($n=4$; $Z=-1.83$; $P=0.034$). Não foram indicadas diferenças entre os tipos de reservas ($n=4$; $K-W=0.213$; $P=0.975$; figuras 1A, 2A). Não pudemos testar a inibição do desmatamento por reservas extrativistas devido ao tamanho pequeno de nossa amostra ($n=2$).

Um efeito inibitório semelhante foi encontrado para os incêndios (figuras 1B, 2B). A densidade média dos focos de incêndio foi de três a nove vezes maior ao longo do perímetro externo do que ao longo do perímetro interno das reservas. Este efeito foi altamente significativo para as reservas indígenas ($n=87$; $Z=-6.84$; $P<0.000$), parques ($n=11$; $Z=-2.94$; $P=0.002$) e florestas nacionais ($n=12$; $Z=-2.76$; $P=0.003$). Detectamos um efeito apenas marginalmente significativo para as reservas extrativistas ($n=4$; $Z=-$

1.604; $P=0.055$). Da mesma forma do que nos resultados para as taxas de desmatamento, cada um destes tipos de reservas exerceu nível semelhante de controle sobre a ocorrência de incêndios ($n=4$; $K-W=3.253$; $P=0.354$, figuras 1B, 2B).

As terras indígenas inibiram fortemente o desmatamento na fronteira agrícola ativa. Sete de dez reservas indígenas com altas taxas anuais de desmatamento ($>2\%$ ao ano⁻¹) ao longo de seus perímetros externos tiveram taxas de desmatamento interno de 0.5% ou menor (figura 2A). Poucos parques foram estabelecidos dentro das regiões de fronteira agrícola ativa no leste e sul da Amazônia (figura 3A), em parte devido à tendência histórica dos administradores de parques de evitar conflitos e ameaças à conservação associadas à regiões de fronteira em expansão (Peres e Terborgh 1995). Somente um dos parques de nossa amostra (Gurupí, figuras 2A, 3A) apresentou uma taxa de desmatamento externo $>1\%$ ao ano⁻¹ e uma inibição de desmatamento apenas duas vezes maior do que em áreas não-designadas (0.6 : 1.3 ao ano⁻¹).

A proximidade de reservas indígenas de fronteiras ativas também é refletida nos dados sobre fogo (figura 3B). A densidade média dos focos de incêndio foi duas vezes maior ao longo do perímetro externo das reservas indígenas do que ao longo do perímetro dos parques (figuras 1B, 2B). Devido à sua localização em regiões de baixo risco da Amazônia, a rede de parques tem tido um efeito proporcionalmente menor na expansão da fronteira. Grupos indígenas, ao contrário, geralmente vivem no caminho de fronteiras em expansão, lutam para obter o reconhecimento legal de seus direitos sobre a terra e defendem suas florestas do desmatamento praticado por forasteiros.

A alta variabilidade da performance das reservas pode ser atribuída à história de cada reserva. Altas taxas de desmatamento em reservas indígenas são geralmente associadas com a exploração ou a invasão por populações não-indígenas ocorridas antes da demarcação da reserva. Por exemplo, a reserva Sete de Setembro, do grupo indígena Sururí, e a reserva Sararé Nambiquara foram as menos eficazes em desacelerar o desmatamento em nossa amostra (figuras 2A, 3A). Ambas as áreas foram legalmente protegidas como terras indígenas muito depois de invasões por forasteiros. Na Sete de Setembro, uma área de aproximadamente 20.000 hectares foi subdividida, vendida a colonos por uma empresa privada de colonização, e ocupada por centenas de famílias (Instituto Sócioambiental 2000). A área da Sararé Nambiquara também foi invadida, ilegalmente subdividida e vendida a partir do fim da década de 60. Em 1991, a reserva de

Sararé foi invadida por mais de 2.000 garimpeiros , que ainda estavam operando na área em 1996 (Mindlin 1985, Instituto Sócioambiental 2000). A Reserva Biológica do Gurupí também foi prejudicada historicamente. O governo estadual do Maranhão estimulou o assentamento de colonos na época da criação da reserva, na década de 80.

As reservas bem-sucedidas em inibir o desmatamento dentro da fronteira agrícola ativa geralmente são habitadas por tribos que fiscalizam ativamente as restrições legais à exploração de recursos naturais por pessoas de fora da reserva. O povo Kayapó tem defendido suas terras ancestrais com sucesso, expulsando fazendeiros e colonos que invadem sua reserva (Zimmerman et al. 2001) e mantendo as taxas de desmatamento próximas de zero (Schwartzmann et al. 2001b, Zimmerman et al. 2001) (figura 3A). Recentemente, vários grupos indígenas tomaram invasores como reféns com o objetivo de reforçar suas reivindicações de demarcação de reservas e assistência do governo na proteção das reservas já existentes.

Tem-se postulado que a tendência dos povos indígenas de proteger suas florestas do desmatamento se perde à medida em que estes grupos adotam valores da sociedade de mercado e que sua densidade populacional aumenta (Redford e Sanderson 2002, Terborgh 2000, Terborgh e van Shaik 2002). Nós testamos esta hipótese e examinamos a resposta da inibição do desmatamento por reservas indígenas (a) ao tempo transcorrido desde o primeiro contato com grupos não-indígenas e (b) à densidade populacional. Nenhuma destas comparações produziu uma relação significativa. Na verdade, altas taxas de inibição –que sugerem uma regulamentação mais fraca das perturbações humanas na floresta—foram relativamente mais comuns entre as reservas contatadas mais recentemente por forasteiros (figuras 4A, B).

Nós não medimos a performance das reservas quanto à proteção das florestas do empobrecimento decorrente da exploração de madeira e da caça. Muitos grupos indígenas abriram suas terras à extração de mogno. A exploração de madeira também é comum nos parques localizados na fronteira ativa. O grupo indígena Xikrin do Cateté desenvolveu um sistema de manejo da madeira e os índios Paraná expulsaram madeireiros que estavam cortando mogno de suas terras. O grupo A'Ukre, pertencente ao povo Kayapó, iniciou um sistema de manejo de recursos promissor que pode ter contribuído para evitar o esgotamento de espécies de animais de caça (Zimmerman et al. 2001). Os 13 milhões de hectares da reserva dos povos Kayapó e do Alto Xingu, no centro-sul do Pará e Mato

Grosso, é maior do que qualquer parque de floresta tropical do mundo e representa a principal barreira entre a floresta e a expansão da fronteira em uma região altamente colonizada do leste da Amazônia (figuras 2A, B). Estes grupos indígenas fortaleceram-se através da colaboração com organizações conservacionistas (Zimmerman et al. 2001, Instituto Sócioambiental 2000).

As reservas indígenas ocupam um quinto das florestas primárias da Amazônia brasileira, o que representa duas vezes a área reservada pelo governo brasileiro para preservação na forma de parques (<http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/parqbras.html>) e cinco vezes as áreas atualmente designadas como parques (figura 2). Na Amazônia -- onde 85% da floresta ainda estão de pé--, a proteção do sistema regional de clima florestal é crucial para a proteção da biodiversidade a longo prazo, e isso exige cobertura florestal sobre a maior parte da região (Nobre et al. 1991, Nepstad et al. 1999). Avanços recentes na fiscalização ambiental na Amazônia brasileira (Nepstad et al. 2002) demonstram que é factível manter a floresta na maior parte da região. A regulamentação pelo governo do desmatamento, dos incêndios e da exploração de madeira é essencial para esta estratégia, assim como uma rede de reservas florestais em expansão.

O estabelecimento de parques em regiões de difícil acesso pelo homem é um componente importante de uma estratégia de longo prazo para defender a natureza em lugares como a Amazônia, mas no curto prazo o valor destas reservas para a conservação é pequeno. Os esforços do governo brasileiro para expandir a rede de parques na Amazônia terá maior valor conservacionista se os parques forem estabelecidos nas regiões de fronteira ativa, onde 20.000 km² de florestas são transformados em terras para a agricultura anualmente. Isso exigirá forte apoio político para tais iniciativas (Dourojeanni 2002, van Shaik e Rao 2002, Brandon 2002) e aumento na capacidade do governo de fiscalizar as reservas. Experiências recentes em Terra do Meio, um complexo florestal de quatro milhões de hectares ao norte da reserva Kayapó (figura 2A), demonstram que parques inabitados podem obter amplo apoio político nas regiões de fronteira ativa da Amazônia brasileira se forem estabelecidos no contexto de um planejamento regional de conservação e desenvolvimento que responda às necessidades e aspirações dos grupos indígenas locais, populações agro-extrativistas (como seringueiros) e fazendeiros. Este mosaico de reservas engloba o maior bloco de floresta intacta remanescente no sudoeste da Amazônia e foi concebido pela organização dos pequenos

agricultores da Rodovia Transamazônica – o Movimento pelo Desenvolvimento do Transamazônico e Xingu (MDTX). Com apoio do MDTX, organizações locais que representam os seringueiros (Conselho Nacional de Seringueiros, CNC) e grupos indígenas (COIAB), assim como institutos não-governamentais de pesquisa (Instituto Sócioambiental, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia), há potencial para criar uma rede vasta e interconectada de reservas indígenas, reservas extrativistas, florestas nacionais e parques na região altamente desmatada do leste da Amazônia. Esta rede englobaria mais de 16 milhões de hectares. As perspectivas para que isso aconteça aumentam com o reconhecimento entre os conservacionistas de que existe um papel e um potencial para os proprietários rurais da Amazônia aliam-se e atuem como proponentes da conservação da natureza (Diegues 1992, Hall 1997).

Literatura Citada

Brandon K. 2002. Putting the right parks in the right places. In: Terborgh J, van Schaik C, Davenport L, Rao M, editors. Making Parks Work. Washington, D.C.: Island Press; p 443-467.

Brandon K, Redford KH, Anderson SE. 1998. Parks in Peril: People, Politics, and Protected Areas. Washington, D.C.: Island Press.

Bruner AG, Gullison RE, Rice RE ad GA. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. Science 291(5501):125-128.

Capobianco JPR, Verissimo A, Moreira A., Sawyer D, Santos I, Pinto LP. 2001. Biodiversidade na Amazônia Brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. São Paulo, Brasil: Estação Liberdade: Instituto Socioambiental.

Diegues A. 1992. O Mito da Natureza Intocada. Universidade de São Paulo, Brasil.

Dourojeanni MJ. 2002. Political will for establishing and managing parks. In: Terborgh J, van Schaik C, Davenport L, Rao M, editors. *Making Parks Work*. Washington, D.C.: Island Press; p 320-334.

Hall A. 1997. *Sustaining Amazonia: grassroots action for productive conservation*. Manchester: Manchester University Press.

Instituto Socioambiental. 2000. *Povos Indígenas no Brasil 500, 1996/2000*. São Paulo, Brasil.

Kramer RC, van Schaik C, Johnson J. 1997. *Last Stand: Protected areas and the defense of tropical biodiversity*. Oxford: Oxford University Press.

Mindlin B. 1985. *Nós Paiter: Os Suruí de Rondônia*. Vozes: Petrópolis.

Nepstad DC, Veríssimo A, Alencar A, Nobre CA, Lima E, Lefebvre PA, Schlesinger P, Potter C, Moutinho PRdS, Mendoza E, Cochrane MA, Brooks V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398:505-8.

Nepstad DC, Carvalho GO, Barros AC, Alencar A, Capobianco JP, Bishop J, Moutinho P, Lefebvre PA, Silva UL, Prins E. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154:395-407.

Nepstad D, McGrath D, Alencar A, Barros C, Carvalho G, Santilli M, del C. Vera Diaz M. 2002. Frontier governance in Amazonia. *Science* 295:629-31.

Nobre CA, Sellers PJ, Shukla J. 1991. Amazonian deforestation and regional climate change. *Journal of Climate* 4:957-88.

- Peres CA, Terborgh JW. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9(1):34-46.
- Prins EM, Menzel WP, Feltz JM. 1998. Characterizing Spatial and Temporal Distributions of Biomass Burning Using Multi-Spectral Geostationary Satellite Data. In: Ninth Conference on Satellite Meteorology and Oceanography. Paris, France, 25-29 May: p 94-97.
- Redford KH, Sanderson SE. 2000. Extracting humans from nature . *Conservation Biology* 14(5):1362-4.
- Schwartzmann S, Nepstad DC, Moreira AG. 2000a. Arguing tropical forest conservation: people versus parks. *Conservation Biology* 14(5):1-6.
- Schwartzmann S, Moreira AG, Nepstad DC. 2000b. Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. *Conservation Biology* 14(5):1351-7.
- Skole DL. Tropical Rainforest Information Center, <http://www.bsrsi.msu.edu/trfic/index.html>. April, 2000.
- Terborgh J. 1999. *Requiem for nature*. Washington, DC: Island Press.
- Terborgh J. 2000. The fate of tropical forests: a matter of stewardship. *Conservation Biology* 14(5):1358-61.
- Terborgh J, van Schaik C. 2002. Why the world needs parks. In: Terborgh J, van Schaik C, Davenport L, Rao M, editors. *Making Parks Work*. Washington, D.C.: Island Press; p

3-14.

van Schaik C, Rao M. 2002. The frontier model of development and its relevance to protected area management. In: Terborgh J, van Schaik C, Davenport L, Rao M, editors. Making Parks Work. Washington, D.C.: Island Press; p 424-440.

Zimmerman B, Peres CA, Malcolm JR, Turner T. 2001. Conservation and development alliances with the Kayapó of south-eastern Amazonia, a tropical forest indigenous people. Environmental Conservation 28(1):10-22.

Agradecimentos- Este estudo foi financiado pelo Conservation International Center for Applied Biodiversity Science, NASA (LBA-ECO) e a Agência para Desenvolvimento Internacional dos Estados Unidos (Usaid). G. Fiske auxiliou com as análises espaciais.

Legenda das figuras:

Figura 1. Performance das reservas na redução do desmatamento e de incêndios na Amazônia. A. Taxas anuais de desmatamento (% da área original de floresta) de 1992 a 1996 dentro de faixas de terra de 10 km de largura ao longo dos perímetros interno e externo de cada reserva [n=55 reservas indígenas, nove parques, duas reservas extrativistas e quatro florestas nacionais]. B. Densidade acumulada dos focos de incêndio em 1998 dentro de faixas de terra de 20 km de largura ao longo dos perímetros interno e externo de cada reserva [n=87 reservas indígenas, 11 parques, quatro reservas extrativistas e 12 florestas nacionais]. Dados sobre incêndios foram obtidos do satélite GOES (Prins et al. 1998) e limitados a um incêndio dia^{-1} , células de 16 km^{-2} .

Figura 2. Inibição de (A) desmatamento e (B) incêndios por cada uma das reservas. A eficácia das reservas é ilustrada em relação à linha 1:1. As letras indicam reservas que foram citadas no texto. Gu=Reserva Biológica do Gurupí, Ka=Reserva Indígena (RI)

Kayapó, Sa=RI Sararé, SS=RI Sete de Setembro, Xi=Parque Indígena do Xingu, XC=RI Xikrin do Cateté.

Figura 3. Reservas e perturbações causadas pelo homem na Amazônia brasileira. (A) Reservas, rodovias e desmatamento (em 1992) na Amazônia brasileira. Parques e reservas biológicas são raros nas bordas leste e sul da Amazônia, onde se concentra a maior parte das rodovias e das atividades de desmatamento. No mapa, as rodovias pavimentadas foram coloridas de cinza e aquelas que ainda serão pavimentadas, de preto e cinza. (B) Reservas e focos ativos de incêndio registrados pelo satélite GOES em 1998 (10). Assim como o desmatamento, os incêndios são mais comuns no leste e no sul da Amazônia. As reservas nas áreas de cerrado pode queimar como decorrência de seu regime natural de perturbação.

Figura 4. O efeito (A) do tempo transcorrido desde o contacto com populações brancas e (B) da densidade populacional no processo de inibição do desmatamento por reservas indígenas. A relação entre as taxas de desmatamento interna e externa determinada entre 1992 e 1996 foi usada como variável dependente para estas análises. A hipótese nula foi aceita em ambos os casos, gerando evidências de que nenhum destes dois fatores exerceu muita influência sobre a performance das reservas durante este período.