

This file has been cleaned of potential threats.

If you confirm that the file is coming from a trusted source, you can send the following SHA-256 hash value to your admin for the original file.

3133621f5dfc7e4f957b512b04b6674775202ec348333ccce9553bb2999016ac

To view the reconstructed contents, please SCROLL DOWN to next page.

The text that follows is a PREPRINT

O texto que segue é um PREPRINT

Please cite as:

Favor citar como:

Fearnside, P.M. 2020. A sustentabilidade da agricultura na Amazônia: Meus pensamentos. Cap. 2 In: Alfredo Homma (ed.). *Sinergias de Mudança da Agricultura Amazônica: Conflitos e Oportunidades*. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Amazônia Oriental, Belém, Pará (no prelo).

Copyright: Embrapa Amazônia Oriental

The original publication will be available from:

A publicação original estará disponível de:

<https://www.embrapa.br/amazonia-oriental/publicacoes>

Contribuição para: Alfredo King Homma (ed.) *Sinergias de Mudanças na Agricultura Amazônica*, Embrapa Amazônia Oriental, Belém, Pará.

A sustentabilidade da agricultura na Amazônia: Meus pensamentos

Não é frequente que alguém seja convidado a escrever sobre suas perspectivas e experiências pessoais sobre um assunto como este - as questões criticamente importantes em torno da sustentabilidade da agricultura na Amazônia. As questões sobre o que faz ou não o uso sustentável da terra, e em que escalas espaciais, são fundamentais para formular políticas nacionais que orientem o desenvolvimento da Amazônia de forma a manter a produtividade das áreas já desmatadas, manter os meios de sustento da população da região, e manter os serviços ambientais da floresta amazônica. Aqui, o que é necessário para a agricultura sustentável é dividido em discussões dos limites físicos e dos processos sociais que levam à perda de sustentabilidade. Em seguida são discutidas as alternativas, divididas entre as para áreas já desmatadas e as para áreas ainda em floresta.

Limites físicos

A agricultura “sustentável” implica que a produção durará para sempre, ou pelo menos por um tempo muito longo (Fearnside, 2018a). Fisicamente, a sustentabilidade requer um equilíbrio entre a entrada e a remoção de nutrientes, de modo que um nível minimamente aceitável de produtividade para uso humano seja mantido (Luizão *et al.*, 2009). Isso requer evitar a degradação física que irá impactar o solo, como a erosão extrema (formação de voçorocas, etc.), bem como a perda de solo através da contínua erosão laminar que ocorre em muitos usos da terra na Amazônia (Barbosa & Fearnside, 2000; Fearnside, 1980a, 1989a). A degradação do solo também pode ocorrer através de períodos inadequados de pousio (Silva-Forsberg & Fearnside, 1997) e através da degradação do local por repetidas queimadas e com uso como pastagem, ambos dos quais reduzem o crescimento subsequente de floresta secundária (Fearnside, 2013a; Fearnside & Guimarães, 1996; Wandelli & Fearnside, 2015) e a taxa associada de recuperação das propriedades químicas e físicas do solo. O uso extensivo de pastagens que predomina na Amazônia, também degrada a matéria orgânica do solo e a retenção de nutrientes associados (Fearnside & Barbosa, 1998).

Os solos da Amazônia apresentam severas limitações de nutrientes (Fearnside & Leal Filho, 2001). Essas limitações podem ser superadas pela aplicação de fertilizantes, mas a extensão espacial que pode ser mantida dessa maneira é limitada pelos depósitos de nutrientes apropriados, particularmente fósforo. O Brasil não é particularmente bem dotado de jazidas de fosfato, e os fosfatos do país estão praticamente todos comprometidos em manter a agricultura fora da Amazônia. Se as recomendações da EMBRAPA para fertilização de pastagens fossem aplicadas à área já desmatada na Amazônia, os depósitos de fosfato do país estariam esgotados em poucos anos (Fearnside, 1997a, 1998). Os fosfatos podem ser importados de outros países, mas os

depósitos mundiais desse elemento vital também estão chegando ao fim, e esse limite global de recursos exige repensar as prioridades para seu uso. Isso acrescenta às razões para que a criação de gado não seja uma prioridade apropriada (McAlpine *et al.*, 2009).

Processos sociais que levam à perda de sustentabilidade

Mesmo que sistemas agrícolas sustentáveis sejam implantados, uma gama de processos sociais pode levar à perda de sustentabilidade. Um deles é o aumento da população através da reprodução, e especialmente através da migração (*e.g.*, Fearnside, 1985a, 2001a), a tal ponto que a capacidade de suporte humano é excedida. A capacidade de suporte não é um limite estático, mas a realidade dessa limitação é fundamental para todas as considerações de sustentabilidade. Para fins de políticas de desenvolvimento, a capacidade de suporte é definida melhor em termos da probabilidade de consumo familiar ficar abaixo dos níveis mínimos definidos como aceitáveis, sendo a densidade de população compatível essas probabilidades de “falha” serem mantidas abaixo de um nível máximo aceitável. Modelos estocásticos que simulam o sistema agrícola podem calcular essas probabilidades para diferentes densidades populacionais (Fearnside, 1985b, 1986). Mudanças na capacidade de suporte podem ser esperadas com mudanças no sistema agrícola (que frequentemente têm mudado na direção de usos mais extensos nas últimas décadas), degradação de recursos como por erosão do solo, e mudanças na variabilidade de parâmetros meteorológicos, inclusive em função de futuras mudanças climáticas.

A sustentabilidade exige que os usos da terra sejam economicamente racionais por seus próprios méritos. No entanto, muito do que ocorre na Amazônia depende de outras fontes de recompensa financeira, como a especulação imobiliária (*e.g.*, Fearnside, 2017). A agricultura e a pecuária também não podem depender de subsídios do governo. Hoje, grande parte da agricultura na região depende de alguma forma de subsídio. Uma parcela significativa da população de agricultores familiares não produz o suficiente para sustentar um padrão de vida mínimo, e essas famílias dependem, de fato, da renda de fontes como a bolsa família para crianças em idade escolar e dos benefícios de aposentadoria recebidos por membros idosos da família. Ao mesmo tempo, grande parte da pecuária e da agricultura por grandes proprietários de terras é mantida por crédito agrícola subsidiado pelo governo e por “anistias” periódicas quando, após falhas na colheita devido a secas ou outros infortúnios, as dívidas são perdoadas ou diretamente por meio de “refis” - pagamentos com descontos concedidos em prestações que, na prática, muitas vezes nunca são totalmente pagos.

O problema de mudar para caminhos insustentáveis é uma preocupação primordial para a sustentabilidade agrícola na região (Fearnside, 1985a, 1988, 2018a). As áreas de agricultura familiar evoluíram repetidamente em extensas pastagens, seja através de mudanças no comportamento dos agricultores residentes ou através da rotatividade de proprietários de terras nessas áreas, com aqueles que compram as terras de pequenos agricultores sendo mais ricos, levando a um desmatamento mais rápido (Fearnside, 1987a) e para a concentração da terra em propriedades maiores (Carrero & Fearnside, 2011). A paisagem resultante de pastagens extensivas não é sustentável (Fearnside, 1979, 1980a,b, 1989a). Essas transformações também representam uma perda da “função social da terra”, já que sustenta uma população menor de grandes proprietários. As famílias originais de pequenos agricultores, muitas vezes, migram para

novas fronteiras, onde vão repetir o ciclo de desmatamento e da rotatividade de assentamentos.

Alterações como a melhoria dos transportes podem contribuir para transições adicionais. Pastagens extensivas podem ser convertidas em pastagens intensificadas com aplicações de fertilizantes, maiores taxas de lotação e rotação otimizada de gado entre piquetes. No entanto, os limites de intensificação representados pelos fosfatos e outros recursos se aplicam quando se considera a intensificação da vasta extensão das áreas desmatadas na Amazônia. Isso também se aplica à transição atualmente em andamento de áreas de pastagens no Mato Grosso para plantações de soja. Essa transição também está ligada à migração dos fazendeiros que venderam suas terras no Mato Grosso (incluindo as no Cerrado) para áreas de floresta tropical no Pará, onde a terra é mais barata, assim permitindo que áreas maiores sejam compradas e desmatadas (Arima *et al.*, 2011; Richards *et al.*, 2014).

Quando pequenos agricultores são substituídos por proprietários de terras mais ricos, seja para pastagem ou soja, a mudança nos indicadores sociais é enganosa. Embora a renda per capita e outros indicadores de bem-estar possam ser muito maiores no cenário “consolidado”, é preciso lembrar que apenas os “vencedores” permanecem, e os agricultores familiares que venderam suas terras estão fora de vista em outras partes da região (Fearnside & Figureido, 2016).

Essas transições têm sido impulsionadas por uma variedade de fatores, incluindo uma gama de subsídios do governo para o agronegócio e a crescente demanda global por commodities de exportação, como soja e carne bovina, especialmente da China (Fearnside *et al.*, 2013). Do ponto de vista do Brasil, não se pode esperar que a demanda global fosse saturada pelo aumento da produção levar a “mão invisível” da economia a interromper a expansão desses usos da terra e a conseqüente perda da floresta amazônica e dos serviços ambientais associados. Em outras palavras, o país precisa tomar decisões proativas com base nas perdas que essas transições implicam, ao em vez de uma abordagem de “*laissez-faire*” ou do atual encorajamento ativo das transições (Fearnside, 2001b).

Alternativas para áreas já desmatadas

Existem algumas alternativas que tornariam a agricultura amazônica mais sustentável em áreas que já foram desmatadas, mas existem limites rígidos que limitam sua extensão. Sistemas agroflorestais são claramente mais sustentáveis do que usos como pastagens, mas a maior parte da região está muito distante dos mercados para produtos agroflorestais, como frutas, e a extensão de terras desmatadas excede em muito os mercados potenciais para produtos agroflorestais, fazendo com que apenas uma pequena fração as áreas já desmatadas poderiam ser convertidas para esses sistemas (Fearnside, 1995a, 2009a). A conversão de vastas áreas de pastagens degradadas para sistemas agroflorestais também enfrenta o dilema inerente que, do ponto de vista do proprietário, é sempre mais racional investir seu dinheiro e mão-de-obra na limpeza de uma área de floresta para o sistema agroflorestal do que em colocando-o em um solo degradado, onde a produção será menor.

Outra opção é hortas ou usos semelhantes, por exemplo, com técnicas de agricultura orgânica. No entanto, a necessidade de mercados urbanos próximos e os

limites totais do mercado também limitam severamente a extensão espacial total desses sistemas.

As plantações de culturas perenes oferecem outro caminho, mas também têm limites severos. O dendê é uma cultura que tem o potencial de ocupar vastas áreas, mas as consequências de tal transformação não são benignas (Fearnside, 2009b). Embora o dendê, um nativo da região do Sahel na África, pode crescer e sobreviver bem em áreas com fortes estações secas, a produção de óleo diminui acentuadamente quando as estações secas estão presentes. As áreas climáticas mais apropriadas para o dendê na Amazônia brasileira estão na parte oeste do Estado do Amazonas (*e.g.*, Tefé), mas essas áreas têm muito pouco desmatamento e a expansão do dendê implica, portanto, a destruição de floresta tropical. As áreas com extensas pastagens degradadas, como o sul do Pará, seriam escolhas ruins para o dendê (Fearnside, 2003).

A intensificação da produção de pastagens e culturas tem sido frequentemente apresentada como um antídoto para o desmatamento da Amazônia, incluindo recomendações em programas oficiais (*e.g.*, Brasil, MMA, 2013). A produção intensificada de culturas anuais, como o arroz, supostamente resultaria em “para cada hectare que é derrubado e colocado neste tipo de produção, pode-se salvar muitos hectares de floresta do machado do agricultor de cultura itinerante em sua busca para cultivar a mesma quantidade de alimentos” (Sánchez *et al.*, 1982). No entanto, existe uma contradição fundamental na “poupação de terra” (“*land sparing*”) como estratégia de conservação. Nas economias de mercado, o comportamento dos atores é invariavelmente de expandir qualquer atividade que seja altamente lucrativa. O discurso da “poupação de terra” é expresso como se se tratasse de tribos isoladas com economias de subsistência, onde as pessoas param de desmatar quando têm produção suficiente para encher as suas barrigas. Isso não limita aqueles que estão desmatando para pastagens e agricultura na Amazônia. A ineficácia da intensificação como remédio para o desmatamento na Amazônia foi mostrada estatisticamente tanto para a agricultura (Barretto *et al.*, 2013) quanto para a pecuária (Muller-Hansen *et al.*, 2019). Os limites implicados pelos suprimentos de fertilizantes, mercados, etc. também se aplicam a esses sistemas (Fearnside, 1987b). No caso da pastagem, no entanto, a “mão invisível” da economia também não impõe um limite razoável, já que, do ponto de vista do Brasil, a demanda crescente da China representa um potencial essencialmente ilimitado para a exportação de carne bovina.

Subsidiar a intensificação é politicamente atraente porque praticamente todos estão a favor dela. Os pecuaristas obviamente têm interesse direto em receber subsídios. O aumento da produção de carne bovina é bom para a economia na geração de renda, divisas, impostos, etc. Em contraste, há poucos defensores de medidas para controlar o desmatamento, como melhor fiscalização e fiscalização, criação de áreas protegidas e renúncia aos vários projetos rodoviários, e de outras ações que impulsionam a perda de florestas. Isso leva a uma tendência para que a “poupação de terra” seja favorecida em muitos documentos relacionados ao desmatamento, tanto oficiais quanto não.

A intensificação é desejável por razões não relacionadas ao desmatamento, uma vez que uma produção maior e mais eficiente é um benefício para a sociedade. No entanto, a transformação para práticas mais intensivas deve ser paga pelos investimentos dos próprios setores da pecuária e do agronegócio, e não com subsídios do dinheiro “verde”. Os recursos disponíveis para lidar com o desmatamento são sempre

inadequados e não devem ser usados para subsidiar uma transformação que seja ineficaz na limitação do desmatamento e lucrativa sem a ajuda dos fundos verdes.

Alternativas para áreas florestais

Para as áreas da Amazônia que ainda estão em floresta tropical, aplica-se um conjunto diferente de alternativas. Essas áreas não devem ser desmatadas, inclusive para usos relativamente sustentáveis, como sistemas agroflorestais. Isso não significa que não haja alternativas para sustentar as populações humanas tradicionais que habitam as áreas florestais.

A principal fonte potencial de valor da floresta tropical é dos serviços ambientais que esses ecossistemas fornecem ao Brasil e ao mundo, e não da exploração de commodities físicas, como produtos florestais madeireiros e não madeireiros, como borracha e castanha do Pará. A floresta fornece serviços de valor muito maior para a sociedade humana do que o que pode ser obtido pela conversão da floresta para agricultura e pecuária, mas os mecanismos para converter esse valor em fluxos monetários ainda estão na sua infância (Fearnside, 1997b, 2008).

A floresta amazônica mantém a biodiversidade, que tem importantes valores utilitários e não utilitários, mas os valores da biodiversidade não estão próximos de fornecer fluxos monetários em uma escala significativa (Fearnside, 1999a, 2008). Os benefícios climáticos, por outro lado, têm maior potencial nas próximas décadas (por exemplo, Fearnside, 1999b,c, 2001b, 2013b). O Brasil é, de longe, o país que tem o mais a perder se o desmatamento da Amazônia for permitido e os benefícios climáticos da região forem perdidos. Resultados recentes de modelagem indicam que um aquecimento de 4 °C na região, que é esperado bem antes do final do presente século, poderia levar a área hoje ocupada pela floresta amazônica brasileira a tornar-se climaticamente apropriada para vegetação de Caatinga (Sampaio *et al.*, 2018). O desmatamento da Amazônia, tendo até hoje removido aproximadamente 20% da floresta original, significa que a região já está perto de um ponto de inflexão (“*tipping point*”) que poderia levar à perda incontrolável da floresta remanescente (Lovejoy & Nobre, 2018).

A floresta amazônica recicla uma quantidade de água aproximadamente 50% maior do que a vazão do rio Amazonas na sua foz, e uma quantidade aproximadamente igual à vazão no “encontro das águas” perto de Manaus é transportada para fora da Bacia Amazônica, aproximadamente metade dela passando para as regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul do Brasil e para países vizinhos como a Argentina (Fearnside, 2004, 2015). Este transporte é principalmente pelo jato sul-americano de baixo nível (SALLJ) (Arraut *et al.*, 2012; Marengo *et al.*, 2004). Isso ocorre principalmente em dezembro, janeiro e fevereiro (estação chuvosa no sudeste do Brasil) quando se enchem os reservatórios que fornecem energia hidrelétrica e abastecimento doméstico de água às maiores cidades brasileiras. Durante esse período crítico do ano, até 70% da precipitação em São Paulo é derivada do vapor de água transportado da Amazônia pelos “rios voadores” do SALLJ (Ent *et al.*, 2010; ver também: Keys *et al.*, 2012; Zemp *et al.*, 2014). Se a floresta amazônica fosse convertida em agricultura e pecuária, esse transporte acabaria. Isso fornece amplas razões para o governo brasileiro tomar medidas efetivas para acabar com o desmatamento.

O papel da floresta amazônica no armazenamento de carbono e, portanto, na prevenção do aquecimento global, é o mais próximo de fornecer benefícios climáticos em larga escala que se estende ao mundo como um todo. O estoque de carbono é enorme, apesar das perdas do desmatamento nas últimas décadas (Fearnside, 2018b; Nogueira *et al.*, 2015, 2018a,b; Yanai *et al.*, 2017). Atualmente, os benefícios financeiros se limitam a projetos de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação (REDD +) no mercado voluntário, isto é, não ligados à mitigação sob a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), doações ao Fundo Amazônia como aquelas que o Brasil recebeu da Noruega e Alemanha, e do Fundo Verde para o Clima, estabelecido sob a UNFCCC e administrado pelo Banco Mundial. A magnitude do benefício climático atribuído à floresta amazônica depende muito de como o cálculo é feito.

As emissões do desmatamento podem ser computadas como “emissões líquidas comprometidas”, onde se contabilizam as emissões menos as absorções no ano do desmatamento (as “emissões imediatas”) mais as emissões menos as absorções nos anos futuros até que uma paisagem de equilíbrio seja estabelecida (Fearnside 1996a, 1997c, 2000a; Fearnside & Guimarães, 1996). “Emissões líquidas comprometidas” se refere à área desmatada em um determinado ano, não a toda a paisagem da Amazônia brasileira, e inclui as “emissões comprometidas” no futuro da área que foi desmatada no ano em questão.

O outro meio de contabilizar as emissões de desmatamento é o “balanço anual de emissões”, que considera toda a paisagem. Isso requer mais dados do que as emissões líquidas comprometidas, pois é necessário saber quando ocorre cada emissão ou absorção, e também exige dados para todas as áreas desmatadas antes do ano para o qual o balanço anual está sendo calculado. O balanço anual calcula todas as emissões e absorções no ano em questão, incluindo as emissões e absorções “herdadas”, tais como as emissões de decomposição ou queima de troncos caídos ainda presentes nas clareiras de anos anteriores, as emissões provenientes da corte de florestas secundárias, e as absorções do recrescimento da floresta secundária em toda a paisagem (Fearnside, 1996b, 2000b). Se o desmatamento esteja ocorrendo a uma taxa constante durante um período prolongado de anos, então as emissões líquidas comprometidas e o balanço anual terão essencialmente o mesmo resultado, mas se o desmatamento estiver diminuindo antes do ano em questão, então o balanço anual será maior que as emissões líquidas comprometidas, e se estiver aumentando, as emissões comprometidas líquidas serão maiores. É importante que nenhuma mistura dos dois métodos seja feita, pois a mistura resulta em contagem dupla de carbono ou em omissões (Fearnside & Laurance, 2003, 2004).

Uma vez calculadas as emissões que ocorreriam se uma área de floresta fosse desmatada, precisamos então ser capazes de determinar quanto benefício climático isso representa. O resultado depende muito da maneira em que se faz os cálculos, e há uma ampla variedade de visões sobre como isso deve ser feito (Fearnside, 2012a,b). As principais perguntas incluem como é derivada a “linha de base” que representa o que teria acontecido na ausência de um projeto ou programa de mitigação (Fearnside *et al.*, 2014; Vitel *et al.*, 2013; Yanai *et al.*, 2012), a “permanência” e o valor atribuído ao tempo (Fearnside, 1995b, 2002; Fearnside *et al.*, 2000), ajustes para “vazamento”, ou seja, o deslocamento da atividade de desmatamento que teria ocorrido na área do projeto para locais fora da área do projeto (Fearnside, 1995b, 2009c) e exigências (ou ajustes)

para certeza nos valores usados no cálculo (Fearnside, 2000c). A abordagem geral para calcular os benefícios também tem um efeito muito grande tanto sobre o benefício total quanto sobre quais atores amazônicos são recompensados: basear os cálculos nos fluxos de carbono (isto é, a “adicionalidade”, como no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Kyoto) recompensa os que desmatam mais, como grandes fazendeiros, enquanto uma abordagem baseada em estoques de carbono recompensa aqueles com grandes áreas de floresta conservada, como povos indígenas e extrativistas tradicionais (Fearnside, 2018c). A proposta deste autor de explorar os serviços ambientais como um meio de desenvolvimento sustentável para a Amazônia rural defende uma abordagem “Robin Hood” em que deter o desmatamento por grandes proprietários gera fluxos financeiros que sustentam a população pobre e tradicional (Fearnside, 1997b).

A manutenção da floresta amazônica requer a manutenção dos povos tradicionais que a habitam. O valor dos serviços ambientais da floresta oferece uma oportunidade para apoiar essas pessoas por meio de recursos obtidos de fontes externas ao atual orçamento nacional, ao contrário dos subsídios que hoje são concedidos ao agronegócio e a outros grupos (Fearnside, 1989b, Fearnside *et al.*, 2018). A extração de produtos florestais não-madeireiros, como a borracha, pode gerar algumas receitas, mas o valor comercial desses produtos é insuficiente para tornar o extrativismo financeiramente atrativo por si só, e a produção dos produtos ou substitutos deles em plantações ou como produtos sintéticos é geralmente mais barato (Homma, 1994). Ao invés de uma fonte eficiente de commodities, o argumento para as reservas extrativistas está no valor de manter a floresta e seus serviços ambientais (Fearnside, 1996c). O maior desafio em subsidiar usos sustentáveis, como a extração de borracha, é social e institucional, em vez de ser na justificação do valor dos serviços ambientais adquiridos. São necessários meios para assegurar que os fundos sejam utilizados de forma a evitar efeitos perversos, como atrair uma migração de potenciais beneficiários. Mecanismos de controle social dentro das comunidades extrativistas precisam ser eficazes para evitar que os próprios membros da comunidade se tornem desmatadores, e isso já está começando a corroer os benefícios ambientais das reservas extrativistas em alguns casos (Fearnside *et al.*, 2018).

O manejo florestal da madeira enfrenta alguns dos mesmos desafios que o extrativismo. A produção de madeira pode ser gerida de forma sustentável cortando apenas um volume limitado de árvores comerciais de grande porte e, em seguida, aguardando durante um intervalo adequado antes de fazer um corte subsequente, definido como 30 anos pela atual regulamentação brasileira para floresta de terra firme. Para sustentar o sistema financeiramente, a área de gestão precisa ser dividida em 30 parcelas e uma parcela colhida a cada ano em um ciclo que, supostamente, deve ser repetido indefinidamente. Infelizmente, isso não é o que está acontecendo na prática, e essa é uma das razões pelas quais os “planos de manejo florestal sustentável” na Amazônia brasileira são praticamente todos não sustentáveis. Planos de manejo florestal sustentável “pequenos” no Estado do Amazonas, por exemplo, são definidos como até 100 hectares sob manejo e podem colher toda a área em um único ano. A espera teórica de 30 anos sem renda antes da próxima safra é obviamente fictícia. Os grandes planos de gerenciamento geralmente podem abreviar o ciclo de gerenciamento, levando ao mesmo resultado. Uma área de gestão de 12.000 ha no Acre que foi autorizada a concluir em apenas seis anos o suposto ciclo de 30 anos fornece um exemplo (Fearnside, 2013c). Outro impedimento para a sustentabilidade nesses sistemas é a descontinuidade entre o primeiro ciclo e o subsequente. Praticamente todos os planos de

manejo florestal na Amazônia brasileira estão no primeiro ciclo, quando os manejadores estão colhendo árvores de grande porte que vêm crescendo há séculos, sem nenhum custo para os manejadores. Em ciclos futuros, os que manejem o sistema só poderão colher um volume de madeira que cresceu enquanto o gestor está investindo dinheiro na defesa da área contra a invasão, entre outras despesas, tornando o lucro líquido muito menos atraente (Fearnside, 2003).

O manejo florestal sustentável não é financeiramente atraente devido a uma contradição econômica inerente envolvendo o valor do tempo, expressa por uma taxa de desconto (Clark, 1973, 1990). As árvores crescem a uma taxa que é determinada pela biologia, que nada tem a ver com a taxa em que o dinheiro pode ser ganho em investimentos alternativos. Como o crescimento das árvores é muito mais lento do que o crescimento real dos fundos investidos em outras partes da economia, é financeiramente lógico que o investidor destrua deliberadamente o recurso potencialmente renovável e sustentável, colhendo-o o mais rápido possível, e depois invista os recursos financeiros em outro lugar. Ilustrações quantitativas deixam isso claro (Fearnside, 1995c). Essa é a justificativa para a proposta inicial deste autor de explorar os serviços ambientais, que era proposta como um subsídio para o manejo florestal sustentável (Fearnside, 1989c).

Serviços ambientais como prioridade para sustentabilidade

A situação ambiental do Brasil é grave, e o dilúvio de ameaças imediatas tende a levar a ser visto como uma prioridade menor o trabalho de longo prazo sobre os aspectos fundamentais da sustentabilidade. É preciso que haja um equilíbrio entre “apagar incêndios” no combate das ameaças imediatas e trabalhar em preocupações de longo prazo. A economia atual na Amazônia rural é quase inteiramente baseada na destruição da floresta: a corte e venda da madeira e a conversão da terra para usos como pastagem e soja. Fazer ajustes nos sistemas agrícolas e pecuários para melhorar a retenção de nutrientes e outros fatores não resolve o problema fundamental enfrentado pela floresta amazônica, apesar de progresso na melhoria da agropecuária ser importante por diversas razões. Na verdade, se esses esforços fossem bem-sucedidos e resultassem em sistemas altamente lucrativos que poderiam produzir indefinidamente, o efeito seria exatamente o oposto. O comportamento econômico nas economias de mercado sempre foi o de expandir atividades altamente lucrativas, e o resultado final seria de substituir a floresta amazônica pelos novos sistemas agrícolas.

Serviços ambientais, ou serviços ecossistêmicos de “regulação”, tais como o papel da floresta amazônica na manutenção da biodiversidade, ciclagem de água e armazenamento de carbono, oferecem uma base alternativa para a economia, pelo menos para a população rural tradicional. A manutenção desses serviços ambientais é fortemente do interesse nacional do Brasil. O Brasil é um dos países mais prejudicados pelo contínuo aquecimento global, incluindo chuvas acentuadamente reduzidas no nordeste do Brasil, diminuição substancial da geração de energia hidrelétrica devido a reduções nos rios amazônicos e ameaça à própria floresta amazônica devido a estações secas mais longas e severas com incêndios florestais associados (Fearnside, 2019; Margulis & Untersell, 2017; Sorribas *et al.*, 2016). A perda do papel da floresta amazônica na reciclagem da água também seria catastrófica, tanto para a floresta remanescente da Amazônia quanto para as áreas não amazônicas para as quais o vapor de água da Amazônia é transportado. Essas áreas incluem as principais áreas agrícolas

do país, as maiores cidades e as represas hidrelétricas que fornecem eletricidade para essas cidades.

A manutenção dos serviços ambientais requer um limite estrito para o desmatamento na Amazônia. Isso implica compreender os múltiplos fatores que causam o desmatamento e implementar políticas eficazes para lidar com essas causas (Fearnside, 2017). O tratamento de causas é muito diferente de simplesmente aumentar as medidas de comando e controle para detectar e punir o desmatamento ilegal, embora isso também seja necessário. As causas do desmatamento incluem iniciativas governamentais que são politicamente atraentes, porém ambientalmente desastrosas, tais como estradas e outros projetos de infraestrutura que desencadeiam processos que alimentam o desmatamento por muitas décadas depois que a infraestrutura é implantada. Atualmente, o caso mais evidente é a controversa rodovia BR-319, que ligaria Manaus, na Amazônia central, ao notório “arco do desmatamento”, na parte sul da região, trazendo os atores e processos do “arco do desmatamento” para todas as áreas no centro e norte da Amazônia que já estão conectadas a Manaus por estradas, mais o vasto bloco de floresta intacta na parte oeste do Estado do Amazonas que seria conectada à BR-319 por outras estradas planejadas (Barni *et al.*, 2015; Fearnside, 2018d; Fearnside & Graça, 2009; Fearnside *et al.*, 2009).

Em todos os níveis, a sustentabilidade implica limites, sejam limites para cada sistema de produção, limites regionais para desmatamento, ou limites globais para gases de efeito estufa. Reconhecer e respeitar esses limites está na raiz de todos os esforços para alcançar a sustentabilidade, mas é comumente resistido. Parte dessa resistência é a percepção de que limites significam condenar muitas pessoas à pobreza. A ideia de que o caminho para abordar a pobreza e os múltiplos outros problemas relacionados é sempre expandir a “torta econômica” é errado. Quando os limites são reconhecidos, o resultado é que precisa enfrentar a questão de dividir o bolo (Fearnside, 1997d).

AGRADECIMENTOS

As pesquisas do autor são financiadas apenas por fontes acadêmicas: Conselho de Nacional Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq: 305880/2007-1, 575853/2008-5; 573810/2008-7; 304020/2010-9), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (Fapeam: 708565) e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA: PRJ13.03).

REFERÊNCIAS

- Arima, E.Y., P. Richards, R. Walker & M.M. Caldas. 2011. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* 6: art. 024010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/2/024010>
- Arraut, J.M., C.A. Nobre, H.M. Barbosa, G. Obregon & J.A. Marengo. 2012. Aerial rivers and lakes: Looking at large-scale moisture transport and its relation to Amazonia and to subtropical rainfall in South America. *Journal of Climate* 25: 543-556. <https://doi.org/10.1175/2011JCLI4189.1>

- Barbosa, R.I. & P.M. Fearnside. 2000. Erosão do solo na Amazônia: Estudo de caso na região do Apiaú, Roraima, Brasil. *Acta Amazonica* 30(4): 601-613. <https://doi.org/10.1590/1809-43922000304613>
- Barni, P.E.; P.M. Fearnside & P.M.L.A. Graça. 2015. Simulating deforestation and carbon loss in Amazonia: Impacts in Brazil's Roraima state from reconstructing Highway BR-319 (Manaus-Porto Velho). *Environmental Management* 55(2): 259-278. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0408-6>
- Barretto, A.G.O.P., G. Berndes, G. Sparovek & S. Wirsenius. 2013. Agricultural intensification in Brazil and its effects on land-use patterns: An analysis of the 1975-2006 period. *Global Change Biology* 19: 1804–1815. <https://doi.org/10.1111/gcb.12174>
- Brazil, MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2013. *Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm): 3ª fase (2012-2015) pelo uso sustentável e conservação da Floresta*. MMA & Grupo Permanente de Trabalho Interministerial, Brasília, DF. 171 p. http://midiaeamazonia.andi.org.br/sites/default/files/ppcdam_3a_fase.pdf
- Carrero, G.C. & P.M. Fearnside. 2011. Forest clearing dynamics and the expansion of land holdings in Apuí, a deforestation hotspot on Brazil's Transamazon Highway. *Ecology and Society* 16(2): art. 26. <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss2/art26/>
- Clark, C.B. 1973. The economics of overexploitation. *Science* 181: 630-634. <https://doi.org/10.1126/science.181.4100.630>
- Clark, C.B. 1990. *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*, 2nd ed. Wiley, New York, NY, E.U.A. 400 p.
- Ent, R.J. van der, H.H.G. Savenije, B. Schaeffli & S.C. Steele-Dunne. 2010. Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Water Resources Research* 46: art. W09525. <https://doi.org/10.1029/2010WR009127>
- Fearnside, P.M. 1979. Cattle yield prediction for the Transamazon Highway of Brazil. *Interciencia* 4(4): 220-225. http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\1979\Cattle Yeld Prediction.pdf
- Fearnside, P.M. 1980a. A previsão de perdas de terra através de erosão do solo sob vários usos de terra na área de colonização da Rodovia Transamazônica. *Acta Amazonica* 10(3): 505-511. <https://doi.org/10.1590/1809-43921980103505>
- Fearnside, P.M. 1980b. The effects of cattle pasture on soil fertility in the Brazilian Amazon: Consequences for beef production sustainability. *Tropical Ecology* 21(1): 125-137. http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\1980\The Effects of cattle.pdf

- Fearnside, P.M. 1985a. Agriculture in Amazonia. p. 393-418 In: G.T. Prance & T.E. Lovejoy (eds.) *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, Reino Unido. 442 p.
- Fearnside, P.M. 1985b. A stochastic model for estimating human carrying capacity in Brazil's Transamazon Highway colonization area. *Human Ecology* 13(3): 331-369. <https://doi.org/10.1007/BF01558255>
- Fearnside, P.M. 1986. *Human Carrying Capacity of the Brazilian Rainforest*. Columbia University Press, New York, NY, E.U.A. 293 p.
- Fearnside, P.M. 1987a. Derrubada da floresta e roçagem de crescimento secundário em projetos de colonização na Amazônia brasileira e a sua relação à capacidade de suporte humano. *Acta Amazonica* 17(4) (suplemento): 123-141. <https://doi.org/10.1590/1809-43921987175141>
- Fearnside, P.M. 1987b. Rethinking continuous cultivation in Amazonia. *BioScience* 37(3): 209-214. <https://doi.org/10.2307/1310520>
- Fearnside, P.M. 1988. Prospects for sustainable agricultural development in tropical forests. *ISI Atlas of Science: Animal and Plant Sciences* 1(3/4): 251-256.
- Fearnside, P.M. 1989a. *Ocupação Humana de Rondônia: Impactos, Limites e Planejamento*. Relatórios de Pesquisa No. 5, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Brasília, DF. 76 p. http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\1989\A Ocupacao Humana de Rondonia.pdf
- Fearnside, P.M. 1989b. Extractive reserves in Brazilian Amazonia: An opportunity to maintain tropical rain forest under sustainable use. *BioScience* 39(6): 387-393. <https://doi.org/10.2307/1311068>
- Fearnside, P.M. 1989c. Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options. *Forest Ecology and Management* 27(1): 61-79. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(89\)90083-2](https://doi.org/10.1016/0378-1127(89)90083-2)
- Fearnside, P.M. 1995a. Agroforestry in Brazil's Amazonian development policy: The role and limits of a potential use for degraded lands. p. 125-148 In: M. Clüsener-Godt & I. Sachs (eds.) *Brazilian Perspectives on Sustainable Development of the Amazon Region*. UNESCO, Paris, and Parthenon Publishing Group, Carnforth, Reino Unido. 311 p. http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\1995\Agroforestry in Brazil.pdf
- Fearnside, P.M. 1995b. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy* 8(5): 309-322. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(95\)00024-0](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00024-0)

- Fearnside, P.M. 1995c. Sustainable development in Amazonia. p. 207-224. In: L.A. Kosinski (ed.) *Beyond Eco-92: Global Change, the Discourse, the Progression, the Awareness*. International Social Science Council (ISSC), United Nations Educational and Scientific Organization (UNESCO), Paris, França & Editora Universitária Candido Mendes (Educam), Rio de Janeiro, RJ. 227 p.
http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\1995\Beyond Eco-92.pdf
- Fearnside, P.M. 1996a. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 21-34. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03647-4](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03647-4)
- Fearnside, P.M. 1996b. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 606-617 In: J. Levine (ed.) *Biomass Burning and Global Change. Volume 2: Biomass Burning in South America, Southeast Asia and Temperate and Boreal Ecosystems and the Oil Fires of Kuwait*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. 902 p.
- Fearnside, P.M. 1996c. "Extractivism in the Brazilian Amazon: Perspectives on Regional Development" edited by Miguel Clüsener-Godt and Ignacy Sachs. *Environmental Conservation* 23(4): 379-380.
<https://doi.org/10.1017/S0376892900039370>
- Fearnside, P.M. 1997a. Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonia. *Revista Brasileira de Biologia* 57(4): 531-549.
http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\1997\Limiting Factors.pdf
- Fearnside, P.M. 1997b. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20(1): 53-70.
[https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(96\)00066-3](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(96)00066-3)
- Fearnside, P.M. 1997c. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change* 35(3): 321-360.
<https://doi.org/10.1023/A:1005336724350>
- Fearnside, P.M. 1997d. Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development. *Environmental Conservation* 24(3): 271-282.
<https://doi.org/10.1017/S0376892997000350>
- Fearnside, P.M. 1998. Phosphorus and Human Carrying Capacity in Brazilian Amazonia. p. 94-108 In: J.P. Lynch & J. Deikman (eds.) *Phosphorus in Plant Biology: Regulatory Roles in Molecular, Cellular, Organismic, and Ecosystem Processes*. American Society of Plant Physiologists, Rockville, Maryland, E.U.A. 401 p. http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\1998\Phosphorus and Human carrying.pdf
- Fearnside, P.M. 1999a. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. *Environmental Conservation* 26(4): 305-321. <https://doi.org/10.1017/S0376892999000429>

- Fearnside, P.M. 1999b. Forests and global warming mitigation in Brazil: Opportunities in the Brazilian forest sector for responses to global warming under the "Clean Development Mechanism." *Biomass and Bioenergy* 16(3): 171-189. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(98\)00071-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(98)00071-3)
- Fearnside, P.M. 1999c. Como o efeito estufa pode render dinheiro para o Brasil. *Ciência Hoje* 26(155): 41-43. http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\1999\Como o efeito estufa pode render.pdf
- Fearnside, P.M. 2000a. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46(1-2): 115-158. <https://doi.org/10.1023/A:1005569915357>
- Fearnside, P.M. 2000b. Greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 231-249 In: R. Lal, J.M. Kimble & B.A. Stewart (eds.) *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, E.U.A. 438 p.
- Fearnside, P.M. 2000c. Uncertainty in land-use change and forestry sector mitigation options for global warming: Plantation silviculture versus avoided deforestation. *Biomass and Bioenergy* 18(6): 457-468. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(00\)00003-9](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(00)00003-9)
- Fearnside, P.M. 2001a. Land-tenure issues as factors in environmental destruction in Brazilian Amazonia: The case of southern Pará. *World Development* 29(8): 1361-1372. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(01\)00039-0](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(01)00039-0)
- Fearnside, P.M. 2001b. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28(1): 23-38. <https://doi.org/10.1017/S0376892901000030>
- Fearnside, P.M. 2001c. The potential of Brazil's forest sector for mitigating global warming under the Kyoto Protocol. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 6(3-4): 355-372. <https://doi.org/10.1023/A:1013379103245>
- Fearnside, P.M. 2002. Can pasture intensification discourage deforestation in the Amazon and Pantanal regions of Brazil? p. 299-314 In: C.H. Wood & R. Porro (eds.) *Deforestation and Land Use in the Amazon*. University Press of Florida, Gainesville, Florida, E.U.A. 386 p.
- Fearnside, P.M. 2003. Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas. *World Development* 31(5): 757-779. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(03\)00011-1](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(03)00011-1)
- Fearnside, P.M. 2004. A água de São Paulo e a floresta amazônica. *Ciência Hoje* 34(203): 63-65. http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\2004\S PAULO-agua-C hoje.pdf
- Fearnside, P.M. 2008. Amazon forest maintenance as a source of environmental

services. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 80(1): 101-114.
<https://doi.org/10.1590/S0001-37652008000100006>

- Fearnside, P.M. 2009a. Degradação dos recursos naturais na Amazônia brasileira: Implicações para o uso de sistemas agroflorestais. p. 161-170 In: R. Porro (ed.) *Alternativa Agroflorestal na Amazônia em Transformação*. World Agroforestry Centre (ICRAF) & EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém, Pará. 825 p.
http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\2009\Degradacao e SAFs-Cap 05.pdf
- Fearnside, P.M. 2009b. Potential benefits and impacts of biofuel production in the Brazilian Amazon. p. 29-36 In: E.J. Garen & J. Mateo-Vega (eds.) *Biocombustibles y Bosques Neotropicales: Tendencias, Implicaciones, y Alternativas Emergentes / Biofuels and Neotropical Forests: Trends, Implications, and Emerging Alternatives*. Proceedings of the ELTI/PRORENA Conference, December 5, 2008, Panama City, Panama. Environmental Leadership & Training Initiative (ELTI), Yale University, New Haven, Connecticut, E.U.A. 103 p.
https://elti.yale.edu/sites/default/files/rsource_files/Biocombustibles.pdf
- Fearnside, P.M. 2009c. Carbon benefits from Amazonian forest reserves: Leakage accounting and the value of time. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 14(6): 557-567. <https://doi.org/10.1007/s11027-009-9174-9>
- Fearnside, P.M. 2012a. The theoretical battlefield: Accounting for the climate benefits of maintaining Brazil's Amazon forest. *Carbon Management* 3(2): 145-148.
<https://doi.org/10.4155/CMT.12>.
- Fearnside, P.M. 2012b. Brazil's Amazon forest in mitigating global warming: Unresolved controversies. *Climate Policy* 12(1): 70-81.
<https://doi.org/10.1080/14693062.2011.581571>
- Fearnside, P.M. 2013a. Serviços ambientais provenientes de florestas intactas, degradadas e secundárias na Amazônia brasileira. p. 26-57. In: C.A. Peres, T.A. Gardner, J. Barlow & I.C.G. Vieira (eds.) *Conservação da Biodiversidade em Paisagens Antropizadas do Brasil*. Editora da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 587 p.
http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\2013\Serviços_Ambientais_de_Florestas-Livro-UFPR.pdf
- Fearnside, P.M. 2013b. What is at stake for Brazilian Amazonia in the climate negotiations. *Climatic Change* 118(3): 509-519. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0660-9>
- Fearnside, P.M. 2013c. A exploração de áreas sob floresta amazônica e a ruptura do equilíbrio do ambiente. p. 91-100. In: L.P.M. Plese, S.T. Teixeira, A.M.L. Garcia, C. Roweder, C.G. da Silva, C.S. de Farias, E.C.O. Sanchez, J.M.P.R. de Alcântara & M.A.C. Teixeira (eds.) *Áreas Degradadas da Amazônia: Perspectivas Sustentáveis para Exploração Econômica*. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre (IFAC), Rio Branco, Acre. 100 p.

[http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/2013/A exploração de áreas sob floresta Amazônica-IFAC.pdf](http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/2013/A%20explora%C3%A7%C3%A3o%20de%20%C3%A1reas%20sob%20floresta%20amaz%C3%B4nica-IFAC.pdf)

- Fearnside, P.M. 2015. Rios voadores e a água de São Paulo *Amazônia Real* [Série completa] <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2430.1601>
- Fearnside, P.M. 2017. Deforestation of the Brazilian Amazon. In: H. Shugart (ed.) *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. Oxford University Press, New York, NY, E.U.A.
<https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>
- Fearnside, P.M. 2018a. Challenges for sustainable development in Brazilian Amazonia. *Sustainable Development* 26(2): 141-149. <https://doi.org/10.1002/sd.1725>
- Fearnside, P.M. 2018b. Brazil's Amazonian forest carbon: The key to Southern Amazonia's significance for global climate. *Regional Environmental Change* 18(1): 47-61. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1007-2>
- Fearnside, P.M. 2018c. Valoração do estoque de serviços ambientais como estratégia de desenvolvimento no Estado do Amazonas. *Inclusão Social* 12(1): 141-151.
<http://revista.ibict.br/inclusao/article/view/4400/3857>
- Fearnside, P.M. 2018d. BR-319 e a destruição da floresta amazônica. *Amazônia Real*, 19 de outubro de 2018. <http://amazoniareal.com.br/br-319-e-destruicao-da-floresta-amazonica/>
- Fearnside, P.M. 2019. Amazônia e o Aquecimento Global. *Amazônia Real*. [Série completa]. http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/2018/Hidro_e_Aquec_Global-Amazonia_Real-Serie_completa.pdf
- Fearnside, P.M. & R.I. Barbosa. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108(1-2): 147-166. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00222-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00222-9)
- Fearnside, P.M. & A.M.R. Figueiredo. 2016. China's influence on deforestation in Brazilian Amazonia: A growing force in the state of Mato Grosso. p. 229-265. In: R. Ray, K. Gallagher, A. López & C. Sanborn (eds.) *China and Sustainable Development in Latin America: The Social and Environmental Dimension*. Anthem Press, New York, NY, E.U.A. 367 p.
- Fearnside, P.M., A.M.R. Figueiredo & S.C.M. Bonjour. 2013. Amazonian forest loss and the long reach of China's influence. *Environment, Development and Sustainability* 15(2): 325-338. <https://doi.org/10.1007/s10668-012-9412-2>
- Fearnside, P.M. & P.M.L.A. Graça. 2009. BR-319: A rodovia Manaus-Porto Velho e o impacto potencial de conectar o arco de desmatamento à Amazônia central. *Novos Cadernos NAEA* 12(1): 19-50. <https://doi.org/10.5801/ncn.v12i1.241>
- Fearnside, P.M., P.M.L.A. Graça, E.W.H. Keizer, F.D. Maldonado, R.I. Barbosa & E.M. Nogueira. 2009. Modelagem de desmatamento e emissões de gases de

efeito estufa na região sob influência da Rodovia Manaus-Porto Velho (BR-319). *Revista Brasileira de Meteorologia* 24(2): 208-233.
<https://doi.org/10.1590/S0102-77862009000200009>

- Fearnside, P.M. & W.M. Guimarães. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 35-46.
[https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03648-2](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03648-2)
- Fearnside, P.M., D.A. Lashof & P. Moura-Costa. 2000. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5(3): 239-270.
<https://doi.org/10.1023/A:1009625122628>
- Fearnside, P.M. & W.F. Laurance. 2003. Comment on “Determination of deforestation rates of the world’s humid tropical forests” *Science* 299: 1015a.
<https://doi.org/10.1126/science.1078714>
<http://www.sciencemag.org/cgi/content/full/299/5609/1015a.pdf>
- Fearnside, P.M. & W.F. Laurance. 2004. Tropical deforestation and greenhouse-gas emissions. *Ecological Applications* 14(4): 982-986. <https://doi.org/10.1890/03-5225>
- Fearnside, P.M. & N. Leal Filho. 2001. Soil and development in Amazonia: Lessons from the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. p. 291-312 In: R.O. Bierregaard, C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (eds.) *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, E.U.A. 478 p.
- Fearnside, P.M., E.M. Nogueira & A.M. Yanai. 2018. Maintaining carbon stocks in extractive reserves in Brazilian Amazonia. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 48: 446-476. <https://doi.org/10.5380/dma.v48i0.58780>
- Fearnside, P.M., A.M. Yanai & C.S.M.N. Vitel. 2014. Modeling Baselines for REDD Projects in Amazonia: Is the carbon real? p. 19-28. In: *Interdisciplinary Analysis and Modeling of Carbon-Optimized Land Management Strategies for Southern Amazonia*. Gerold, G.; Jungkunst, H.F.; Wantzen, K.M.; Schönenberg, R.; Amorim, R.S.S.; Couto, E.G.; Madari, B.; Hohnwald, S. (eds.) Univerditätsdrucke Göttingen, Göttingen, Alemanha. 174 p.
http://webdoc.sub.gwdg.de/univerlag/2014/carbiocial_978-3-86395-138-2.pdf
- Homma, A.K. 1994. Plant extraction in the Amazon: Limitations and possibilities. p. 34-57 In: M. Clüsner-Godt & I. Sachs (eds.) *Extractivism in the Brazilian Amazon: Perspectives in Regional Development*. MAB Digest 18. United Nations Educational and Scientific Organization (UNESCO), Paris, França. 88 p. http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\Other side-outro lado\Extractive reserves\homma Plant extractivism.pdf
- Keys, P.W.; van der Ent, R.J.; Gordon, L.J.; Hoff, H.; Nikoli, R.; Savenije & H.H.G. 2012. Analyzing precipitationsheds to understand the vulnerability of rainfall

- dependent regions. *Biogeosciences* 9: 733–746. <https://doi.org/10.5194/bg-9-733-2012>
- Lovejoy, T.E. & C. Nobre. 2018. Amazon tipping point. *Science Advances* 4(2): art. eaat2340. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2340>
- Luizão, F.J., P.M. Fearnside, C.E.P. Cerri & J. Lehmann. 2009. The maintenance of soil fertility in Amazonian managed systems. p. 311-336. In: M. Keller, M. Bustamante, J. Gash & P. da Silva Dias. (eds.). *Amazonia and Global Change*. Geophysical Monograph Series, Volume 186, American Geophysical Union (AGU), Washington, DC, E.U.A., 565 p. <https://doi.org/10.029/2008GM000742>
Disponível em Português:
http://lba.daac.ornl.gov/amazonia_global_change/20_A%20Manutencao_Fertilidade_Luizao.pdf
- Marengo, J.A., W.R. Soares, C. Saulo & M. Nicolini. 2004. Climatology of the low-level jet East of the Andes derived from NCEP-NCAR reanalyses: Characteristics and temporal variability. *Journal of Climate* 17(12): 2261-2280. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2004\)017<2261:COTLJE>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2004)017<2261:COTLJE>2.0.CO;2)
- Margulis, S. & N. Untersell. 2017. Shaping up Brazil's long-term development considering climate change impacts. p. 220-241 In: L.-R. Issberner & P. Lena (eds.). *Brazil in the Anthropocene: Conflicts between Predatory Development and Environmental Policies*. Routledge, New York, NY, E.U.A. 368 p.
- McAlpine, C.A., A. Etter, P.M. Fearnside, L. Seabrook & W.F. Laurance. 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. *Global Environmental Change* 19: 21-33. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.008>
- Muller-Hansen, F.; J. Heitzig, J.F. Donges, M.F. Cardoso, E.L. Dalla-Nora, P. Andrade, J. Kurths & K. Thonicke. 2019. Can intensification of cattle ranching reduce deforestation in the Amazon? Insights from an agent-based social-ecological model. *Ecological Economics* 159: 198-211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.025>
- Nogueira, E.M., A.M. Yanai, F.O.R. Fonseca & P.M. Fearnside. 2015. Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. *Global Change Biology* 21: 1271–1292. <https://doi.org/10.1111/gcb.12798>
- Nogueira E.M., A.M. Yanai, S.S. Vasconcelos, P.M.L.A. Graça & P.M. Fearnside. 2018a. Carbon stocks and losses to deforestation in protected areas in Brazilian Amazonia. *Regional Environmental Change* 18(1): 261-270. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1198-1>
- Nogueira, E.M., A.M. Yanai, S.S. Vasconcelos, P.M.L.A. Graça & P.M. Fearnside. 2018b. Brazil's Amazonian protected areas as a bulwark against regional climate change. *Regional Environmental Change* 18(2): 573-579. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1209-2>

- Richards, P.D., R. Walker & E.Y. Arima. 2014. Spatially complex land change: The Indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. *Global Environmental Change* 29: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.011>
- Sampaio, G., L.S. Borma, M. Cardoso, L.M. Alves, C. von Randow, D.A. Rodriguez, C.A. Nobre & F.F. Alexandre. 2018. Assessing the possible impacts of a 4 °C or higher warming in Amazonia. p. 201-218. In: C.A. Nobre, J.A. Marengo & W.R. Soares (eds.) *Climate Change Risks in Brazil*. Springer, Amsterdam, Payses Baixos. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92881-4_8
- Sanchez, P.A., D.E. Bandy, J.H. Villachica & J.J. Nicholaides III. 1982. Amazon Basin soils: Management for continuous crop production. *Science* 216: 821-827. <https://doi.org/0.1126/science.216.4548.821>
- Silva-Forsberg, M.C. da & P.M. Fearnside. 1997. Brazilian Amazonian *caboclo* agriculture: effect of fallow period on maize yield. *Forest Ecology and Management* 97(3): 283-291. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00070-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00070-4)
- Sorribas, M.V., R.C.D. Paiva, J.M. Melack, J.M. Bravo, C. Jones, L. Carvalho, E. Beighley, B. Forsberg & M.H. Costa. 2016. Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. *Climatic Change* 136(3): 555-570. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1640-2>
- Vitel, C.S.M.N., G.C. Carrero, M.C. Cenamo, M. Leroy, P.M.L.A. Graça & P.M. Fearnside. 2013. Land-use change modeling in a Brazilian indigenous reserve: Construction a reference scenario for the Suruí REDD project. *Human Ecology* 41(6): 807-826. <https://doi.org/10.1007/s10745-013-9613-9>
- Wandelli, E.V. & P.M. Fearnside. 2015. Secondary vegetation in central Amazonia: Land-use history effects on aboveground biomass. *Forest Ecology and Management* 347: 140–148. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.020>
- Yanai, A.M.; P.M. Fearnside, P.M.L.A. Graça & E.M. Nogueira. 2012. Avoided deforestation in Brazilian Amazonia: Simulating the effect of the Juma Sustainable Development Reserve. *Forest Ecology and Management* 282: 78-91. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.029>
- Yanai, A.M., E.M. Nogueira, P.M.L.A. Graça & P.M. Fearnside. 2017. Deforestation and carbon-stock loss in Brazil's Amazonian settlements. *Environmental Management* 59(3): 393-409. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0783-2>
- Zemp, D.C., C.-F. Schleussner, H.M.J. Barbosa, R.J. van der Ent, J.F. Donges, J. Heinke, G. Sampaio & A. Rammig. 2014. On the importance of cascading moisture recycling in South America. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14: 13.337–13.359. <https://doi.org/10.5194/acp-14-13337-2014>