

FLORESTA TROPICAL ÚMIDA

(MANAUS)

SITE 1

Flávio J. Luizão & Heraldo L. Vasconcelos

INPA - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Depto.
Ecologia, Cx. postal 478, 69011-970 Manaus, AM; E-mail:
fluizao@inpa.gov.br; heraldo@inpa.gov.br

INTRODUÇÃO

O ecossistema Floresta Tropical Úmida é tipicamente representado pelo site 1 em Manaus. O site corresponde a três reservas florestais do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), no município de Manaus (AM), na Amazônia central (2° 30' e 3° 05' S; 60° 00' e 60° 11' W) (Fig. 1). Cada uma das reservas encontra-se sob um nível de impacto antrópico distinto. A Reserva Florestal Adolpho Ducke (10.000 ha = 100 km²) está praticamente intacta, com área central longe de quaisquer impactos antrópicos (impacto nulo ou muito baixo). A Reserva do Cuieiras/Estação de Manejo Florestal da ZF-2 (18.000 ha) tem parcelas submetidas à extração seletiva de madeira com impacto baixo ou moderado. As Reservas INPA/SI/Fragmentos Florestais na ZF-3 (20 x 50 km) têm fragmentos florestais de diferentes tamanhos, com bordas para pastagens e/ou capoeiras, sob impacto alto (Fig.2).

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

A altitude das três reservas é de 50 -110 m acima do nível do mar. O clima da região é do tipo Afi de Köppen, com temperatura média de 26oC (mínima 19oC e máxima 39oC). A condição isotérmica (variação muito baixa de temperatura) é consequência do vapor d'água sempre alto na atmosfera: a umidade relativa do ar varia de 77 a 88 %, com média anual de 84 % (Leopoldo et al. 1987). A precipitação anual varia de 1.800 a 2.800 mm, com uma estação chuvosa de dezembro a maio e uma estação seca de junho a novembro; os meses mais chuvosos são março e abril (> 300 mm de chuvas) e os mais secos, julho, agosto e setembro (< 100 mm). Na Reserva do Cuieiras, a interceptação da chuva pela floresta é de 25,6 % e a transpiração da floresta é de 48,5 %, produzindo, então, uma evapotranspiração de 74,1 %, com média diária de 4,1 mm/dia (Leopoldo et al. 1987). Quase não há evaporação do solo sob floresta intocada.

GEOMORFOLOGIA E SOLO

A planície amazônica central é excepcionalmente plana, o que

leva a cheias anuais dos rios principais de 7 a 9 metros durante parte do ano (Leopoldo *et al.* 1987). Localmente, a planície sedimentar Terciária, na área das Reservas do INPA, é bastante dissecada por sua rede de drenagem, resultando em partes aplainadas (platôs), colinas de topos arredondados, vales amplos circundados por vertentes íngremes, retas e convexas de dezenas de metros. Essa topografia, constituída de áreas de platôs recortados por pequenos riachos e igarapés, forma, em certos casos, áreas de inundação periódica. A base geológica da Bacia Amazônica é formada por rochas cristalinas do Pré-Cambriano. Na região de Manaus, podem ser identificadas três unidades litoestratigráficas: a mais profunda é a Formação Trombetas, do Pré-Siluriano, no topo da qual se localiza a Formação Terciária posterior chamada Alter-do-Chão, do Grupo Barreiras, coberta por sedimentos do Quaternário (Dias *et al.* 1980). As Reservas do INPA situam-se sobre sedimentos terciários e quaternários (do Pleistoceno). Os sedimentos terciários da Formação Alter-do-Chão formam areias e argilas cujos principais constituintes são minerais resistentes como caulinita, quartzo e pequenas quantidades de óxidos de ferro e alumínio (Dias *et al.* 1980; Chauvel *et al.* 1987). Os sedimentos arenosos do Pleistoceno formam depósitos profundos de areias quartzosas brancas, sobre as quais formam-se os Spodosolos. Os Oxissolos, predominantes na Amazônia central, são resultantes da intemperização de materiais caulíníficos do Terciário. Os Oxissolos (predominantemente Latossolos Amarelos, na Classificação Brasileira) de textura argilosa correspondem a 60% dos solos na área entre o km 30 e o km 105 da BR-174 (Manaus - Boa Vista), sendo os Ultissolos (representados pelos Podzólicos Amarelos e Vermelho-Amarelos, na Classificação Brasileira) a segunda classe em extensão (Dias *et al.* 1980).

ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA FLORESTAL

As reservas são predominantemente cobertas por uma típica floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia, ou Floresta Densa Tropical segundo a classificação RADAMBRASIL. A cobertura vegetal ombrófila tem dossel uniforme com uma altura média de 30 a 35 m, com emergentes ocasionais de até

55 m. A região é característica da Amazônia central e possui influências florísticas e faunísticas tanto da região do escudo guianense quanto da região ao sul do Rio Amazonas. Além da predominante floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia, outros tipos de vegetação, como florestas de baixio, campinas e campinaranas, também ocorrem, em menores extensões, nas Reservas. As distintas comunidades vegetais, com uma sobreposição surpreendentemente baixa de espécies, estão ligadas à topografia local e ao tipo de solo onde ocorrem (Guillaumet 1987). A maioria dos igarapés (ou riachos), que em certos locais formam planícies de alagação, têm suas nascentes dentro da área das Reservas, constituindo-se, portanto, partes integrantes essenciais do funcionamento da floresta. Nesses igarapés de floresta, os esporos e hifas de fungos que decompõem a liteira submersa e os detritos orgânicos são a fonte primária de alimento para as tecamebas, enquanto as larvas de quironomídeos constituem importante suporte alimentar para pequenos camarões de água doce nos igarapés (Walker 1987).

A hidrologia do solo nos Latossolos Amarelos sofre fortes variações sazonais, porém com pequenas mudanças no conteúdo de água do solo, devido a baixa disponibilidade de água nos solos predominantes (Nortcliff & Thornes 1981). Na atmosfera, há uma correlação entre a temperatura e a umidade da camada de ar sobre a floresta e a copa das árvores, o que reflete a distribuição mais uniforme da estrutura da área foliar da floresta, como resultado de uma progressiva captura da radiação através do dossel (Shuttleworth 1988). As maiores temperaturas do ar dentro da floresta ocorrem na camada de 25-35 m, onde se concentram a maior área de folhas e a maior absorção de radiação solar (Roberts et al. 1993).

A biomassa aérea da floresta foi estimada em 324 t ha⁻¹ (Higuchi et al. 1998), menor do que em outras florestas tropicais na África e na Ásia. Embora os teores de nutrientes aumentem da base da árvore para a copa, os maiores estoques encontram-se nos troncos (46-57% para árvores com DAP até 45 cm e 28-53% para DAP > 45 cm). Os galhos mais finos (diâmetro até 1 cm) têm teores iguais ou similares aos das folhas da árvore (BIONTE 1997). Os teores médios de carbono são menores nas folhas (39 %) do que nos galhos finos (47%),

grossos e troncos (48%). Em termos de biomassa seca total da árvore, o tronco corresponde a 65,6% e a copa a 34,4% (galhos grossos = 17,8%; galhos finos = 14,5%; folhas = 2,03%; flores e frutos = 0,01%). A biomassa total das árvores pode ser estimada de forma precisa usando-se apenas uma variável, o DAP, num modelo logarítmico (BIONTE 1997). A floresta intacta, medida durante 15 anos, aumentou sua biomassa fresca em 4,3 t ha⁻¹ ano⁻¹, o que representa uma absorção de 1,2 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (BIONTE 1997; Higuchi et al. 1998).

A produção de liteira fina situa-se dentro da faixa média para florestas tropicais: a floresta sobre platô na ZF-2 produz 8,2 t ha⁻¹ ano⁻¹ de liteira fina, de rápida decomposição (Luizão 1989). A dinâmica da liteira é claramente sazonal: a maior queda da liteira ocorre na estação seca, mas a taxa de decomposição é muito acelerada durante a estação chuvosa, quando a ação de cupins (e de outros invertebrados do solo) e a penetração de raízes finas são muito mais intensas (Luizão & Schubart 1987; Luizão 1989). Na estação chuvosa, a meia-vida das folhas da liteira sobre o solo pode ser de apenas 1 mês; ao longo do ano e para diferentes espécies de folhas, a meia-vida geralmente situa-se entre 50 e 200 dias. A queda e a decomposição de liteira fina representam a maior entrada anual de nitrogênio (151 kg ha⁻¹), de cálcio (37 kg ha⁻¹) e de magnésio (14,2 kg ha⁻¹) para o ecossistema, enquanto as chuvas representam a maior fonte de fósforo (5 kg ha⁻¹) e o escoamento interno da floresta, pela lavagem da vegetação, constitui-se na maior entrada de potássio para o solo da floresta (24 kg ha⁻¹) (Brinkmann 1989; Luizão 1989). Na floresta intacta, as perdas de nutrientes por escoamento superficial e percolação, com saída pelos igarapés, é muito reduzida para todos os nutrientes (Brinkmann 1989). O estoque de liteira fina sobre o solo da floresta intacta é de aproximadamente 7,9 t ha⁻¹ (F.J. Luizão, dados não-publicados), ao passo que o estoque de liteira grossa foi estimado recentemente nas Reservas do Cuieiras e INPA/SI em cerca de 30 t ha⁻¹ (Summers 1998; Chambers et al. 2000).

Existe uma alta diversidade, tanto dentro de um local de coleta como entre locais de coleta, para todos os grupos taxonômicos estudados. Em uma reduzida área na Reserva do

Cuieiras/Estação de Manejo Florestal, identificaram-se 409 espécies de árvores distribuídas em 206 gêneros e 51 famílias botânicas (Higuchi et al., 1985); nas Reservas INPA/SI, num levantamento mais extensivo e ainda incompleto, foram identificadas mais de 1.000 espécies de árvores, enquanto outro recente levantamento na Reserva Ducke identificou um total de 2.136 espécies de plantas vasculares (Ribeiro et al. 1999). Na ZF-2, as famílias predominantes do povoamento adulto são Lecythidaceae, Sapotaceae, Euphorbiaceae e Caesalpinaceae. Na fase de regeneração natural, as famílias predominantes são Burseraceae, Annonaceae, Rubiaceae e Violaceae. Na Reserva Ducke, um estudo de longa duração da fenologia de 53 espécies de árvores mostrou uma alta variabilidade da floração, que é maior na época seca do ano (Alencar 1998); foi também registrada uma intensa predação de frutos de castanha-de-macaco (*Cariniana micrantha*) e de frutos novos de pau-rosa (*Aniba rosaeodora*) por araras e papagaios. Levantamentos florísticos feitos na Reserva e suas vizinhanças, desde a década de 60, resultaram na confirmação de uma alta diversidade de espécies de árvores e, recentemente, na elaboração de um guia da Flora da Reserva Ducke (Ribeiro et al. 1999).

Nas Reservas Ducke e INPA/SI existem cerca de 51 espécies de anfíbios, 87 de répteis, 55 de peixes, 370 de aves e 52 de mamíferos. A Reserva Ducke contém espécies ameaçadas de extinção como o primata *Saguinus bicolor* que só existe na região de Manaus, bem como outras espécies de animais que não poderiam viver em reservas de tamanho menor. Por exemplo, uma reserva de 1.000 ha dificilmente englobaria a área de vida de um único indivíduo de onça pintada (*Felis onca*), uma anta (*Tapirus terrestris*) ou um bando de macacos-prego (*Cebus apella*) na Amazônia central. Da mesma forma, uma área de estudo de 400 ha é pequena demais para entender o papel de dispersão na dinâmica populacional do jacaré-anão (*Paleosuchus trigonatus*). Na Reserva do Cuieiras, foram encontrados espécimes de gavião real (*Harpia harpyja*).

O corte seletivo moderado (com extração de seis a dez árvores por hectare de floresta) produziu um efeito apenas moderado sobre a regeneração avançada (arvoretas com DAP < 10 cm), indicando não haver necessidade de plantios de

enriquecimento nas áreas cortadas (Magnusson et al. 1999), e uma pequena alteração na composição de espécies de invertebrados do solo, particularmente formigas. No entanto, as densidades das populações de muitas espécies de formigas mudaram em resultado do corte seletivo de madeira, um efeito que persistiu por pelo menos 10 anos após o corte (Vasconcelos et al. 2000). Não houve redução significativa de aves no sub-bosque das parcelas onde ocorreu a extração de madeira, ao passo que as comunidades de herbáceas e a composição das espécies de sapos e lagartos foram pouco afetadas na escala em que a extração ocorreu (BIONTE 1997). Os inóculos e as taxas de infecção micorrízicas no solo foram reduzidas nas raízes das plantas, porém o crescimento das plantas-testes não foi afetado (BIONTE 1997). As taxas de decomposição da liteira fina sofreram uma redução apenas nos primeiros meses após o corte seletivo (BIONTE 1997). Contudo, a extração seletiva de madeira causa mudanças dramáticas nos habitats florestais: cerca de 25% da área sofre efeitos severos (trilhas de trator e centro de clareiras), na medida em que outros 50% sofrem mudanças moderadas ou leves (BIONTE 1997). As trilhas 'leves', ou seja, pouco utilizadas durante a extração de madeira, são pouco visíveis após 8 anos, mas as trilhas utilizadas repetidamente durante a extração de madeira, permanecem longo tempo sem recuperação visível (BIONTE 1997). Nas trilhas e clareiras, nas primeiras semanas após a extração de madeira, ocorre uma perda de nutrientes por percolação na solução do solo, principalmente dos elementos mais lixiviáveis, como N-NH₄, N-NO₃, K, Na e Mg) (Mello-Ivo et al. 1996). Há um aumento de fósforo disponível no solo das clareiras apenas no primeiro ano após o corte, o que favoreceria as plantas colonizadoras; por outro lado, a partir do segundo ano, há um aumento das concentrações das bases trocáveis no solo, principalmente cálcio e magnésio, nas partes das clareiras onde houve acúmulo de detritos vegetais durante a extração de madeira, o que favoreceria as plântulas de espécies clímax (BIONTE 1997). A biomassa de raízes finas foi reduzida nas trilhas de trator e sua recuperação leva mais de 6 anos. As quantidades de macronutrientes exportadas devido à extração das toras de madeira foram: 65 kg N; 0,86 kg P; 15 kg K; 19 kg Ca e 10 kg Mg (BIONTE 1987). Somente após o quarto ano do corte seletivo é que o incremento nos troncos das árvores

remanescentes se torna positivo e maior nos tratamentos com extração seletiva do que no controle (BIONTE 1997).

Os estudos dos fragmentos florestais nas Reservas INPA/SI indicam que estes são entidades muito dinâmicas, sendo que a perda de espécies representa somente um dos efeitos associados com a fragmentação e o isolamento (Bierregaard et al. 1992; Vasconcelos 1999). A teoria de biogeografia de ilhas, aplicada para prever o número de espécies em parcelas isoladas, não foi comprovada (Zimmerman & Bierregaard 1986). Grande parte da degradação ecológica, resultante da fragmentação do habitat, pode ser explicada pelos efeitos de borda e pelo habitat matriz do entorno dos fragmentos (Gascon & Lovejoy 1988), fatores não antecipados pela teoria de biogeografia de ilhas. Os efeitos devido ao isolamento incluem uma redução na riqueza de espécies para vários grupos de vertebrados (Lovejoy et al. 1986; Bierregaard et al. 1992) que pode ser, em parte, explicada pelas mudanças na estrutura da floresta e na distribuição dos recursos (Malcolm 1994; Laurance et al. 1998). A aparição da nova matriz (i.e. pastagem) representa uma barreira para vários grupos taxonômicos (Malcolm 1994), o que pode explicar os efeitos, a longo prazo, sobre certos processos ecológicos. A presença de uma barreira para uma determinada espécie pode alterar o comportamento de dispersão em primatas (Lovejoy et al. 1986).

Mudanças microclimáticas foram, também, documentadas com a criação da borda da floresta: a temperatura aumenta e a umidade do ar diminui numa faixa de 40-60 m da borda do fragmento, mas essas mudanças não são permanentes e evoluem com o tempo (Camargo & Kapos 1995). Mudanças microclimáticas são, provavelmente, responsáveis pelo aumento observado na taxa de mortalidade de árvores e conseqüente perda de biomassa vegetal, próximo à borda, entre a floresta e as áreas desmatadas (Bierregaard et al. 1992; Laurance et al. 1997, 1998). Esse efeito foi mais acentuado nos primeiros 60 a 100 m de distância da borda, podendo, porém, ainda ser percebido a até 300 m. As árvores grandes, com mais de 60 cm de diâmetro (DAP) são especialmente vulneráveis à fragmentação, apresentando elevadas taxas de mortalidade nos fragmentos. Os padrões de

recrutamento de árvores mais jovens e de DAPs menores também é alterado em fragmentos. Tais árvores recrutadas na categoria de 10 cm de diâmetro tendem a pertencer a espécies pioneiras, oportunistas e adaptadas a altos níveis de perturbação, em detrimento daquelas espécies secundárias tardias, características do interior da floresta. Esses dados foram incorporados em modelos matemáticos que sugerem como a dinâmica florestal deve ser bastante alterada, uma vez que o tamanho do remanescente florestal tenha uma área inferior a 400 ha e dependendo de sua forma. Portanto, a perda de biomassa vegetal em fragmentos de floresta pode ser uma fonte importante de emissão de gases do efeito estufa, entre eles o CO₂, liberados a partir da decomposição das árvores mortas.

A resposta da fauna à criação da borda é variada. Muitas espécies de invertebrados, incluindo alguns térmitas, homópteras e borboletas heliófilas, são favorecidas e aumentam em abundância próximo às bordas (Lovejoy et al. 1986). Pássaros que gostam de clareiras, como beija-flores, também são favorecidos (Stouffer & Bierregaard 1995). Já as espécies que diminuem em abundância próximo às bordas são, geralmente, suscetíveis à fragmentação florestal. Este é o caso de vários invertebrados como besouros, abelhas e formigas, e de pássaros do sub-bosque, especialmente pássaros insetívoros e os que vivem em bandos mistos. Finalmente, algumas espécies usam habitats de reprodução independentemente da proximidade da borda (Gascon 1993).

IMPACTOS NAS RESERVAS

Devido à sua proximidade de Manaus, a área da Reserva Ducke recebeu pequenos impactos antropogênicos antes de sua demarcação (1959). Estes foram minimizados e ordenados (na área de pesquisa) após a doação da área ao INPA. A construção de uma cerca na borda da reserva com a área urbana de Manaus, pelo INPA, em 1994, contribuiu para assegurar a relativa integridade da reserva. Atualmente, grande parte da face Sul e uma pequena parte da face Oeste da Reserva já estão encostadas nos bairros Cidade de Deus e Santa Etelvina, densamente povoados (Fig. 2). Isto significa

que, apesar de uma melhor proteção e vigilância nos últimos anos, os impactos de extrativistas (madeiras finas e outros produtos da floresta) e de caçadores aumentaram, especialmente nas bordas da Reserva onde um incêndio causou considerável estrago em 1997. A área central da Reserva encontra-se em bom estado de conservação. Algumas perturbações naturais, como fortes ventanias localizadas e secas extremas (como a que ocorreu em 1997 devido ao efeito El Niño), podem ter representado impactos consideráveis em todas as reservas do INPA, nos últimos anos. Por exemplo, no início de 2000, uma forte ventania, atuando na forma de “tesoura-de-vento”, provocou a queda de muitas árvores e a conseqüente formação de grandes clareiras na floresta no km 34 da estrada ZF-2.

Desconsiderando-se os impactos planejados e controlados (corte seletivo de madeira e isolamento dos fragmentos florestais), as Reservas do Cuieiras e do INPA/SI, onde igualmente a única atividade permitida é a pesquisa científica, encontram-se em excelente estado de conservação, apesar do eventual impacto causado por caçadores e extrativistas. A médio e longo prazo, os riscos para essas reservas são, principalmente, os assentamentos rurais que, eventualmente, poderão ser planejados para suas vizinhanças.

NECESSIDADES E PRIORIDADES DE MANEJO DAS RESERVAS

Na Reserva Ducke, gradualmente sendo isolada pelo crescimento urbano de Manaus e ameaçada pela densa população de sua divisa Sul (e, em menor escala, de parte da divisa Oeste), há uma necessidade urgente de cercamento completo e resistente para sua proteção. Juntamente com isso, a ocupação da área do entorno com atividades educativas e/ou não-agressivas ao ambiente precisa ser urgentemente assegurada junto à Prefeitura de Manaus. Como primeiro fruto do diálogo com a Prefeitura para assegurar a integridade e utilidade da reserva, em fins de outubro de 2000, foi inaugurado o Jardim Botânico de Manaus que está abrindo, para visitação e atividades educativas, uma faixa de 500 m x 10.000 m na face Sul da Reserva, a mais ameaçada pela

crescente colonização urbana. A presença do Jardim Botânico deverá proteger a Reserva dos eventuais invasores pelo lado Sul, fazendo-se necessário planejar, de imediato, as ações protetoras para a face Oeste da reserva e, a médio prazo, para as faces Leste e Norte. Junto com a instalação do Jardim Botânico, o cercamento da reserva e a intensificação de sua vigilância, um programa intensivo de Educação Ambiental de conscientização junto às comunidades vizinhas da Reserva Ducke está em andamento e deverá envolver o treinamento e uso de guardas-mirins das comunidades, a instalação de encanamentos com pontos de saída de água potável da reserva junto aos muros do Jardim Botânico, a instalação de uma biblioteca comunitária e o treinamento da comunidade do entorno em fontes alternativas de renda (artesanato regional e outras).

A intensificação da fiscalização de atividades de extrativistas, caçadores e invasores faz-se, também, necessária nas outras duas Reservas onde essas ameaças deverão crescer gradualmente. Tanto para a Reserva do Cuieiras como para as Reservas de Fragmentos Florestais será imprescindível um entendimento com o INCRA e a SUFRAMA, para evitar que assentamentos agrícolas sejam feitos nas cercanias das duas Reservas, criando novas formas de impacto. Adicionalmente, em todas as Reservas do INPA, há necessidade de completar e sistematizar o levantamento das informações existentes e do ordenamento das atividades atuais e futuras de pesquisa e conservação, elaborando ou adequando seus respectivos Planos de Manejo.

REFERÊNCIAS

Alencar, J.C. 1998. Fenologia de espécies arbóreas tropicais na Amazônia central. In: Gascon, C. & Moutinho, P. (eds.). Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo. MCT/INPA, Manaus. pp. 25-40.

Bierregaard, Jr. R. O.; Lovejoy, T.E.; Kapos, V.; Santos, A.A. & Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42:859- 866.

BIONTE, 1997. Biomassa e Nutrientes Florestais. Relatório Final INPA/DFID. Manaus, 345p.

Brinkmann, W.L.F. 1989. System propulsion of an Amazonian lowland forest: an outline. *Geol. J.* 19:369-380.

Camargo, J.L.C. & Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.* 11:205-221.

Chauvel, A.; Lucas, Y. & Boulet, R. 1987. On the genesis of soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia. *Experientia* 43:234-241.

Chambers, J.Q.; Higuchi, N.; Ferreira, L.V.; Melack, J.M. & Schimel, J.P. 2000. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia* 122:380-388.

Dias, A.C.C.P.; Neves, A.D.S. & Barbosa, R.C.M. 1980. Levantamento de solos da Estação Experimental Rio Negro. *Boletim Técnico da CEPLAC* 71:1-13.

Gascon, C. 1993. Breeding-habitat use by Amazonian primary-forest frogs species at forest edge. *Biodiversity and Conservation* 2:438-444.

Gascon, C. & Lovejoy, T.E. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology* 101:273-280.

Guillaumet, J.L. 1987. Some structural and floristic aspects of the forest. *Experientia* 43:241-251.

Higuchi, N.; Jardim, F.C.S.; Santos, J.; Barbosa, A.P. & Wood, T.W.W. 1985. Bacia 3-Inventário Florestal Comercial. *Acta Amazon.* 15:327-369.

Higuchi, N.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Minette, L. & Biot, Y. 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. *Acta Amazon.* 28:153-166.

Laurance, W.F.; Laurance, S.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Merona, J.M.; Gascon, C. & Lovejoy, T. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278:1117-1118.

Laurance, W.F.; Laurance, S.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Merona, J.M. & Laurance, S. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032-2040.

Leopoldo, P.R.; Franken, W.; Salati, E. & Ribeiro, M.N.G. 1987. Towards a water balance in Central Amazonian region. *Experientia* 43:222-233.

Lovejoy, T. E.; Bierregaard, Jr. R.O.; Rylands, A.B.; Malcolm, J.R.; Quintela, C.E.; Harper, L.H.; Brown, Jr. K.S.; Powell, A.H.; Powell, G.V.N.; Schubart, H.O. R. & Hays, M. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M.E. (ed.). *Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer Ass., Sunderland. pp 257-285.

Luizão, F.J. 1989. Litter production and mineral element input to the forest floor in a central Amazonian forest. *Geol. J.* 19:407-417.

Luizão, F.J. & Schubart, H.O.R. 1987. Litter production and decomposition in a terra-firme forest of Central Amazonia. *Experientia* 43:259-265.

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

Malcolm, J.R. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75:2438- 2445.

Mello-Ivo, W.; Ferreira, S.; Biot, Y. & Ross, S. 1996. Nutrients in soil solution following selective logging of a humid tropical "terra firme" forest North of Manaus, Brazil. *Environ. Geochem. Health* 18:69-75.

Nortcliff, S. & Thornes, J.B. 1981. Seasonal variations in the hydrology of a small forested catchment near Manaus,

Amazonas, and its implication for management. In: Lal, R. & Russel, E.W. (eds.). Tropical Agricultural Hydrology. John Wiley & Sons, Chichester and New York. 482p.

Ribeiro, J.E.L.S.; Hopkins, M.J.G. & Vicentini, A. 1999. Flora da Reserva Ducke. Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. INPA/DFID, Manaus. 816p, il.

Roberts, J.M.; Cabral, O.M.R.; Fisch, G.; Molion, L.C.B.; Moore, C.J. & Shuttleworth, W.J. 1993. Transpiration from an Amazonian rainforest calculated from stomatal conductance measurements. *Ag. and For. Met.* 65:175-196.

Shuttleworth, J. 1988. Evaporation from Amazonian rainforest. *Proc. R. Soc. Lond.* B233:321-346.

Stouffer, P. & Bierregaard, R.O.Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76:2429-2443.

Summers, P.M. 1998. Estoque, decomposição e nutrientes da liteira grossa em floresta de terra firme na Amazônia central. Dissertação de Mestrado. INPA/FUA. Manaus, 103p.

Vasconcelos, H.L. 1999. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 8:409-420.

Vasconcelos, H.L.; Vilhena, J. M. S. & Caliri, G. J. A. 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *J. appl. Ecol.* 37:508-514.

Walker, I. 1987. The biology of streams as part of Amazonian forest ecology. *Experientia* 43: 279-287.

Zimmerman, B. L. & Bierregaard, Jr., R.O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography with an example from Amazonia. *J. Biogeogr.* 13:133-143.



Fig. 1: Localização das Reservas do INPA (site Manaus).



Fig. 2: Imagem de satélite da Reserva Ducke (Landsat, julho 1997); distribuição das parcelas submetidas ao corte seletivo em 1987 e 1993 nos três blocos na ZF-2; e distribuição dos fragmentos florestais nas Reservas INPA/SI.

ATENÇÃO:

ALTERAR NA LEGENDA DA FIGURA 1:
 auto-estradas (inserção do hífen)
 Estradas não pavimentadas (concordância)

