

A FLORA FANEROGÂMICA AMAZÔNICA: COMPOSIÇÃO, DIVERSIDADE, ENDEMISMO E CONSERVAÇÃO

Alexandre Adalardo de Oliveira

Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.
(aaoliveira@ffclrp.usp.br)

Leandro Valle Ferreira

World Wildlife Foundation – WWF
(leandro@wwf.org.br)

Eduardo Lleras Perez

EMBRAPA

Bruce W. Nelson

Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia - INPA
(bnelson@internext.com.br)

Samuel S. Almeida

Musel Paraense Emílio Goeldi.
(samuel@museu-goeldi.br)

A diversidade das angiospermas na Amazônia

As angiospermas amazônicas são distribuídas entre aproximadamente 164 famílias (Prance, 1978). Estimativas do número de espécies são divergentes. Gentry (1982) obteve uma estimativa de 21.320 espécies amazônicas, considerando tanto os efeitos de novas descobertas, como das futuras revisões taxonômicas que detectam sinônimos. Schultes & Raffauf (1990) consideravam este patamar muito conservador, apontando 80.000 espécies como mais realista, embora não apresentaram uma metodologia para sua estimativa. Nos herbários da Amazônia brasileira, a equipe liderada por Eduardo Lleras encontrou aproximadamente 17.000 espécies de angiospermas identificadas.

Os padrões geográficos de composição, endemismo e diversidade

Ter Steege *et al.* (2000) observaram que 140 famílias neotropicais incluem árvores, mas apenas 16 famílias constituem 80% das árvores inventariadas em parcelas padronizadas. A importância relativa destas 16 famílias entre diferentes parcelas inventariadas tem uma clara correlação com a geografia. Na Amazônia oriental e nas Guianas, são predominantes as árvores das famílias Leguminosae, Lecythidaceae e Chrysobalanaceae, seja em terra firme, seja em florestas inundadas. Na Amazônia ocidental e sul-ocidental, estas famílias tem menor importância, sendo mais abundantes as árvores de Arecaceae, Moraceae, e Myristicaceae. O mesmo padrão geográfico é encontrado quando a importância das famílias é medida pelo seu número de espécies, dentro das parcelas. Ao nível de família, a composição florística aparenta variar ao longo de um gradiente cujo eixo segue na direção WSW-ENE, atravessando a Amazônia, com uma zona de transição na Amazônia Central.

No relatório de Lleras *et al.* (1992) foi analisada a ocorrência geográfica de cerca de 3000 espécies, utilizando dados das monografias da Flora Neotropical e de coleções de herbários, principalmente brasileiros. Os autores ressaltaram a dificuldade na interpretação dos resultados devido à falta de coleções botânicas, o que levaria a aumentar artificialmente o endemismo e a diversidade de regiões muito coletadas. Entretanto, destacavam as regiões de Manaus e do alto rio Negro como altamente diversificadas e prioritárias para a conservação. Seu banco de dados também permite mapear tendências geográficas de diversidade dentro de cada família.

Também com base nas coletas em herbários, Williams *et al.* (1996) interpretaram as distribuições de 729 espécies de cinco famílias botânicas comuns na Amazônia e nos Andes, para inferir a localização de concentrações de diversidade e endemismo e apontar locais floristicamente complementares, prioritários para a conservação. Os resultados mostram uma alta diversidade em toda a região amazônica para este conjunto de espécies, com um pico na Amazônia Central. A grande diversidade da região de Manaus não é acompanhada por uma alta na diversidade de Belém, o que seria esperado se este resultado fosse derivado do artefato de coleta, já que Belém detém maior esforço de coleta do que Manaus (Nelson *et al.*, 1990). Um eixo de maior diversidade ao longo da calha do Solimões/Amazonas e Negro, bem como nas Guianas, pode ser devido, em parte, a artefato de esforço de coleta.

O mapa de grau de raridade gerado por Williams *et al.* (1996), no qual locais com muitos endemismos estreitos tem pontuação maior, mostra que as espécies amazônicas apresentam distribuições geográficas bem mais amplas quando comparadas às espécies de outros biomas tropicais, sugerindo que uma distribuição regular de unidades de conservação seria uma estratégia adequada para a conservação da diversidade da flora amazônica. Os “hotspots” de endemismos

estreitos neotropicais ocorrem principalmente nas ilhas do Caribe e em regiões montanhosas fora da Amazônia: as cordilheiras dos Andes, o Escudo das Guianas, o alto Orinoco/alto rio Negro e a Mata Atlântica. Dentro da Amazônia, as áreas de baixos endemismos correspondem a regiões com menores taxas de coletas, indicando a pouca confiabilidade de dados de herbário para detectar centros de endemismos na Amazônia.

Padrões geográficos de diversidade e de composição na Amazônia são confiáveis quando examinados em parcelas padronizadas contendo aproximadamente o mesmo número de indivíduos, e com a coleta completa, ou quase completa, de exsicatas para identificação ou morfo-tipagem no herbário. Utilizando dados de inventários deste tipo, disponíveis na época, Gentry (1988a, 1988b) descreveu um gradiente de diversidade de árvores que aumenta do leste para o oeste na Amazônia. O mesmo autor detectou uma relação entre a alta diversidade de parcelas e os climas mais chuvosos e menos sazonais, bem como solos relativamente mais ricos em nutrientes (Gentry, 1988a). Entretanto, outros autores relacionam a diversidade das parcelas em florestas neotropicais à taxa de "turnover": florestas com altas taxas de mortalidade e recrutamento seriam mais ricas em espécies (Phillips *et al.*, 1994).

A sazonalidade climática parece ser um fator importante para explicar a diferença na diversidade de árvores da Amazônia; diferentes estudos (Gentry, 1992; Phillips *et al.*, 1994; Clinebell II *et al.*, 1995) sugerem que as florestas menos sazonais, sem períodos de seca definidos, apresentam maior diversidade de árvores.

Ter Steege e colaboradores (2000), utilizando mais de 250 parcelas inventariadas de árvores, na Amazônia e o Planalto da Guiana, revelam que o tipo de floresta e a localidade das parcelas analisadas correlacionam-se fortemente com a riqueza de espécies encontrada, enquanto a pluviosidade mostra uma relação mais tênue porém, significativa com a riqueza. Na Amazônia ocidental, a diversidade (alfa do Fisher) aumenta com a pluviosidade anual de forma mais ou menos linear, até taxas de 3500mm ao ano. Quando examinada em toda a Amazônia e nas Guianas, esta relação entre diversidade e pluviosidade se mantém apenas até 2000mm ao ano, devido à menor diversidade das parcelas inventariadas em locais muito chuvosos do Escudo das Guianas.

Os inventários de terra firme no médio curso do rio Amazonas apresentam altas riquezas de espécies de árvores (DAP > 10 cm), muito próximas àquelas encontradas nos inventários da Amazônia Ocidental (Gentry, 1988a; Valencia *et al.*, 1994; Oliveira & Mori, 1999; Ter Steege *et al.*, 2000), fugindo do padrão de gradiente longitudinal Leste-Oeste. Essa alta densidade de espécies em parcelas da Amazônia Central contradiz as relações estabelecidas entre a diversidade de árvores, sazonalidade, pluviosidade e dinâmica. Um estudo da distribuição geográfica das espécies arbóreas da Amazônia Central, baseado nas monografias da Flora Neotropical, sugere que essa alta diversidade pode estar relacionada a uma confluência de regiões fitogeográficas distintas, congregando espécies provenientes de diferentes regiões (Oliveira & Daly, 1999).

O estado de conservação da flora no bioma Amazônia, suas ecorregiões e suas unidades de paisagem

O bioma Amazônia no Brasil, representando cerca de 4,1 milhões de km² (48,1% do território brasileiro) é formado por 23 ecorregiões. As ecorregiões foram delimitadas com base nos grandes rios (importantes barreiras para uma parte da fauna), a variação altitudinal, os tipos de solo, a inundação por rios ou marés e a sazonalidade na precipitação. Sem contar repetições nas diferentes ecorregiões, existem, no bioma, 392 diferentes unidades de paisagem. Uma unidade de paisagem é uma combinação única de tipo fisionômico de vegetação com um tipo de solo, utilizando dados do RADAM (IBGE, 1997).

Existem atualmente 51 unidades de conservação (UCs) de proteção integral no bioma, ocupando apenas 4,1% de sua área; 79 unidades de uso menos restrito, ocupando 9,0% da área, e 259 terras indígenas, ocupando 22,9% do bioma, perfazendo um total de 36,0% do bioma protegido de alguma forma em grandes blocos (Ferreira, 2001). Isto, sem considerar as exigências do Código Florestal para as áreas de reserva legal (80%) e de preservação permanente dentro de propriedades particulares. Por outro lado, dos 392 tipos de unidades de paisagem, 61% não estão representados em nenhuma das 51 UCs de proteção integral. A distribuição das UCs de proteção integral não é equitativa entre as 23 ecorregiões: 03 ecorregiões estão sem este tipo de UC e 12 ecorregiões tem menos de 5% de sua área assim protegida.

O planejamento racional de novas unidades de conservação

O planejamento racional da conservação da flora (e da fauna) amazônica é norteado por métricas biológicas e sociais. As biológicas incluem (1) diversidade, (2) endemismo, (3) complementaridade, (4) continuidade com unidades de conservação existentes e (5) preenchimento de lacunas geográficas. Entre as sociais, são importantes (1) o grau de ameaça e (2) o conflito com outros usos atuais ou potenciais. Critérios que aparentam ser antagônicos podem ser compatibilizados. Por exemplo, um planejamento que valoriza a conservação de lacunas tende a produzir uma paisagem de unidades de conservação menores e mais numerosas, portanto fragmentada; o planejamento que valoriza continuidade recomendaria UCs maiores. Um meio termo é alcançado com UCs na forma de corredores, atravessando gradientes com uma diversidade de paisagens.

O planejamento de novas unidades de conservação na Amazônia sendo conduzido pelo WWF-Brasil e o IBAMA, em apoio ao PRONABIO (Programa Nacional de Diversidade Biológica, do Ministério do Meio Ambiente), emprega um sistema geográfico de informações (SIG) que valoriza a continuidade, o baixo grau de ameaça e a complementaridade (Ferreira, 2001). O objetivo é de (1) acrescentar terras às unidades de conservação existentes ou já recomendadas, para abarcar a maior diversidade possível de paisagens no sistema de UCs do Brasil e de países amazônicos vizinhos e (2) de retirar pedaços que, no futuro próximo, sofrerão maiores ameaças de desmatamento. A complementaridade é garantida,

repetindo o processo independentemente em cada uma das 23 ecorregiões do bioma Amazônia. O procedimento tem a vantagem de ignorar os vícios inerentes na consulta a listas de espécies, baseadas em coleções (Nelson *et al.*, 1990), mas necessariamente coloca muita fé na complementaridade da composição da flora (ou da fauna) entre ecorregiões e entre unidades de paisagem.

A opção pelo procedimento descrito acima encontra apoio nos resultados de análises multivariadas de inventários de árvores em parcelas padronizadas (Terborgh & Andresen, 1999; Ter Steege *et al.*, 2000; Oliveira & Nelson, 2001). Parcelas geograficamente distantes entre si, na Amazônia, são também floristicamente complementares (dissimilares). Portanto, é justificado maximizar a diversidade de unidades de paisagem nas UCs de forma independente, em cada ecorregião. Florestas de terra firme densas e abertas são dissimilares mesmo quando geograficamente próximas. Outras fitofisionomias, que constituem a base da classificação e do mapeamento de vegetação, empregados pelo IBAMA e RADAM (Veloso *et al.*, 1991; IBGE, 1997), são sabidamente complementares: floresta de terra firme, florestas inundadas, campina/campinarana, floresta semi-decídua e savana. Portanto, a inclusão, nas UCs, de diferentes unidades de paisagem baseadas em tipologias florestais, deve tornar as UCs mais representativas da flora como um todo.

As ecorregiões foram desenvolvidas para toda a biota e seus limites, em alguns casos, não correspondem com limites de comunidades vegetais. Uma análise de lacunas para 21 fitofisionomias (Nelson & Oliveira, 2001) mostrou que as fisionomias mais ameaçadas e menos protegidas na Amazônia encontram-se no litoral, no Arco de Desmatamento, nas áreas ripárias, e nas regiões montanas, sendo: manguezais e arbustais costeiros; florestas montanas sazonalmente decíduas; o contato entre savanas e florestas de dossel fechado; florestas de transição sazonalmente decíduas; savanas sazonalmente secas, com elementos lenhosos formando dossel aberto (*cerrado*); campos e outras formações pioneiras de várzea e igapó; florestas de várzea e igapó; florestas montanas sazonalmente decíduas; e campos e arbustais montanos isolados (refúgios no sentido de Veloso *et al.*, 1990). Algumas destas fisionomias ameaçadas ou pouco protegidas receberam pouca atenção dos botânicos na alocação de parcelas de inventário.

A conservação dos igapós (vegetação inundada por águas pretas ou claras, ou permanentemente encharcada) e das várzeas (inundada por águas barrentas), que totalizam 500.000km² na Amazônia, tem sido deixado de lado. A maior contribuição para a conservação de várzea nos últimos anos foi a criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá, no Solimões. As várzeas do baixo Amazonas e Marajó, as imensas áreas de buritizais nas bacias dos rios Negro, Corumbiara e Guaporé precisam urgentemente serem mapeadas e priorizadas para conservação, porque constituem mananciais de diversas bacias hidrográficas, onde muitas deles se interconectam. Algumas várzeas abrigam até 100 espécies lenhosas por hectare e os igapós podem incluir mais de uma centena de espécies por hectare, como é o caso dos igapós do rio Negro.

Referências bibliográficas

- CLINEBELL II, R. R.; PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H.; STARK, N.; ZUURING, H. 1995. Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. *Biodiversity and Conservation* 4: 56-90.
- FERREIRA, L. V. 2001. *A Distribuição das Unidades de Conservação no Brasil e a Identificação de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade nas Ecorregiões do Bioma Amazônia*. Tese de Doutorado. INPA/UA, Manaus. 203 p.
- GENTRY, A. H. 1982. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene fluctuations, or an accident of the Andean orogeny. *Ann. Missouri Botanical Garden* 69: 557-593.
- GENTRY, A. H. 1988a. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 85:156-159.
- GENTRY, A. H. 1988b. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 75(1): 1-34.
- GENTRY, A. H. 1992. Tropical forest diversity: distributional patterns and their conservational significance. *Oikos* 63(1): 19-28.
- IBGE. 1997. *Diagnóstico Ambiental da Amazônia Legal*. (CD-ROM). Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- LLERAS, E.; LEITE, A. M. C.; SCARIOT, A. O.; BRANDÃO, J. E. M. DE S. 1992. *Definição de áreas de alta diversidade e endemismo na Amazônia Brasileira*. Relatório do Projeto BRA/89/006 (Selected Baseline Data for Compilation and Processing, and Training for Systematic Agroecologic-Economic Zoning for Sustainable Development of the Amazon Region) apresentado ao PNUD e à FAO. 63 p.
- NELSON, B. W.; FERREIRA, C. A. C.; SILVA, M. F.; KAWASAKI, M. L. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in the Brazilian Amazon. *Nature* 345: 714-716.
- OLIVEIRA, A. A.; NELSON, B. 2001. Floristic relationships of terra firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 146: 169-179.
- OLIVEIRA, A. A.; DALY, D. 1999. Geographic distribution of tree species in the region of Manaus, Brazil: Implications for regional diversity and conservation. *Biodiversity and Conservation* 8(9): 1245-1259.
- OLIVEIRA, A. A.; MORI, S. A. 1999. A central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. *Biodiversity and Conservation* 8(9): 1219-1244.
- PHILLIPS, O. L.; HALL, P.; GENTRY, A. H.; SAWYER, S. A.; VASQUEZ, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*.
- PRANCE, G. T. 1978. The origin and evolution of the Amazon flora. *Interciencia* 3(4): 207-222.

- SCHULTES, R. E.; RAFFAUF, R. F. 1990. *The healing forest: medicinal and toxic plants of the northwest Amazonia*. Portland, EUA: Dioscorides Press. 484 p.
- STEEGE H. TER; SABATIER, D.; CASTELLANOS, H.; ANDEL, T. VAN; DUIVENVOORDEN, J.; OLIVEIRA, A. A. DE; EK, R.; LILWAH, R.; MASS, P.; MORI, S. 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests that includes the Guiana Shield. *J. Trop. Ecol.* 16: 829-839.
- TERBORGH, J.; ANDRESEN, E. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. *J. Trop. Ecol.* 14: 645-664.
- VALENCIA, R.; BALSLEV, H.; PAZ Y MINO, G. C. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiv. Conserv.* 3: 21-28.
- VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE
- WILLIAMS, P. H.; PRANCE, G. T.; HUMPHRIES, C. J.; EDWARDS, K. S. 1996. Promise and problems in applying quantitative complementary areas for representing the diversity of some Neotropical plants (families Dichapetalaceae, Lecythidaceae, Caryocaraceae, Chrysobalanaceae and Proteaceae). *Biological Journal of the Linnean Society* 58: 125-157.