

---

# Planejamento sistemático para a conservação na Amazônia brasileira – uma avaliação preliminar das áreas prioritárias de Macapá-99

ANA LUIZA KERTI MANGABEIRA ALBERNAZ<sup>1\*</sup>  
MANUELLA ANDRADE DE SOUZA<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Museu Paraense Emílio Goeldi – MPEG, Pará, Brasil.

<sup>2</sup> Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, Pará, Brasil.

\* e-mail: anakma@museu-goeldi.br

## RESUMO

É feita uma descrição do método de planejamento sistemático para a conservação, incluindo suas principais etapas e os diferentes algoritmos desenvolvidos. As etapas incluem o levantamento de informações, a definição das metas, a análise de representatividade do sistema existente ou análise de lacunas, a seleção de novas áreas, a implementação e o monitoramento das áreas. Os algoritmos descritos são o MINSET, o de insubstituibilidade, programação linear, “*simulated annealing*” e “*environmental diversity*” (ED). Ao fim, é realizado um exemplo de aplicação comparando os resultados obtidos usando o algoritmo de insubstituibilidade (usando metas de 10% sobre ambientes gerados pelo cruzamento de informações de tipos de vegetação e ecorregiões) com as áreas prioritárias indicadas para a criação de unidades de conservação, entre as definidas em Macapá-1999.

## ABSTRACT

*A description of the systematic conservation planning is presented, including its main steps and the different types of algorithms developed. Steps include compilation of information, definition of targets, gap analysis based on existing reserve system, selection of new areas, implementation of the system, and monitoring. Described algorithms are MINSET, irreplaceability, linear programming, simulated annealing, and environmental diversity (ED). At the end, an example of application is presented, comparing results of irreplaceability analysis (using targets of 10%, based on the intersection of vegetation and ecoregion maps) with those areas indicated for reserve creation amongst the priority areas defined in Macapá-1999.*

## INTRODUÇÃO

Por muito tempo, a escolha de áreas para a criação de unidades de conservação foi baseada principalmente em critérios estéticos. Áreas de rara beleza cênica, como o Pico das Agulhas Negras (Parque Nacional de Itatiaia, criado em 1937) e as cataratas do Iguaçu (Parque Nacional do Iguaçu, criado em 1939) estão entre as unidades de conservação mais antigas do Brasil, acontecendo o mesmo em vários países do mundo. Por volta da década de 70, começou-se a discutir critérios mais científicos, como a seleção de áreas com maior riqueza de espécies ou maior quantidade de espécies endêmicas ou raras, os quais são até hoje utilizados na priorização de áreas para a conservação (Dinerstein & Wikramanayake, 1993; Prendergast *et al.*, 1993; Kershaw *et al.*, 1995; Caldecott *et al.*, 1996; Kerr, 1997; Mittermeier *et al.*, 1998).

No início da década de 80, foi proposto o critério de complementaridade para a escolha de novas áreas para a conservação (Kirkpatrick, 1983). Este autor sugeriu que, em vez de se considerar apenas a riqueza ou endemismo como critérios para a escolha de novas áreas a serem protegidas, deveria ser priorizada a proteção de áreas com elementos diferentes daqueles já representados em unidades de conservação. Tais elementos poderiam corresponder a qualquer nível de diversidade, fosse ambiental, específica ou genética. Hoje em dia, a complementaridade é a base de todas as técnicas para a seleção de áreas protegidas (Margules & Pressey, 2000).

A partir deste marco teórico é que se desenvolvem as principais técnicas para a seleção de áreas para a conservação. Todas elas são baseadas no estabelecimento de metas explícitas para a proteção, bem como na aplicação de algoritmos que buscam formas otimizadas de atingir as metas. O processo que envolve a aplicação destas técnicas é chamado genericamente de “planejamento sistemático” e é considerado a forma mais eficiente de ampliar a representatividade das redes de áreas protegidas (Pressey, 1994; Camm *et al.*, 1996; Nantel *et al.*, 1998; Araújo, 1999). A eficiência, neste sentido, é definida como a capacidade de atingir a maior parte das metas de conservação com um menor custo em termos de área (Pressey & Nichols, 1989).

O processo de planejamento sistemático para a conservação envolve as seguintes etapas: (1) levantamento das informações existentes na área de interesse; (2) estabelecimento de metas para a conservação; (3) análise da representatividade do sistema atual; (4) seleção de novas áreas; (5) implementação; e (6) monitoramento, controle e revisão do sistema (Margules & Pressey, 2000).

## Levantamento de informações

O levantamento das informações é uma etapa fundamental do trabalho. Para a maioria dos lugares do mundo, os dados de ocorrência de espécies são escassos e mal-distribuídos. Assim, embora espécies endêmicas e raras sejam de alto interesse para a conservação, este tipo de informação quase nunca é disponível. Uma alternativa encontrada foi a utilização de mapas de condicionantes ambientais – como solos, relevo e pluviosidade – na previsão de distribuição da espécie. A principal dificuldade com esta opção é selecionar quais informações são realmente relevantes para a distribuição da diversidade em uma dada região, e qual a escala espacial adequada para representar os padrões existentes (Margules & Redhead, 1995). É preciso ter em mente, também, que nem sempre o acréscimo de informações significa uma melhoria na resposta. Para uma área bem estudada na Austrália, por exemplo, foi verificado que o mapa de vegetação, sozinho, previa melhor a distribuição de diversos grupos de espécies que o mapa de domínios ambientais, no qual unidades homogêneas de paisagem foram criadas a partir de uma fusão de variáveis climáticas, geológicas e físicas (Ferrier & Watson, 1997). Dessa forma, esta etapa envolve não só o levantamento das informações disponíveis, mas também a seleção daquelas que têm relevância para a distribuição das espécies na área de interesse e que, por isso, deverão ser utilizadas nas demais etapas do processo.

## Estabelecimento de metas

A definição de metas para a conservação é provavelmente a etapa mais difícil e para a qual se tem menos parâmetros. As metas dizem respeito à quantificação de ambientes (e espécies, em alguns casos) que se pretende conservar. Embora a Convenção da Biodiversidade estabeleça uma meta de 10% para a proteção de ambientes e espécies, esta meta é considerada insuficiente, seja para incluir a maior parte dos ambientes e espécies em área protegida, seja para assegurar a manutenção dos processos ecológicos e evolutivos (Soulé & Sanjayan, 1998; Cowling *et al.*, 1999). A proporção de área necessária pode variar entre regiões, dependendo do número de espécies incluídas entre os alvos, do nível de endemismo das espécies, ou do grau e do tipo de ameaças a que a área de interesse está sujeita (Rodrigues & Gaston, 2001; Pressey *et al.*, 2003). Para as áreas tropicais, acredita-se que os alvos devam estar bem acima dos 10%, mas os conhecimentos atuais não permitem uma estimativa precisa da quantidade de área necessária para que um sistema de áreas de conservação

seja capaz de manter a maior parte das espécies e dos processos ligados à manutenção da biodiversidade. Esta é uma das razões pelas quais o sistema deve estar sempre sendo monitorado e revisto: as metas estabelecidas podem ter sido inadequadas ou podem mudar ao longo do tempo (Pressey *et al.*, 2003). No entanto, o estabelecimento de metas explícitas cria uma base sólida para discussões e negociações entre os diversos grupos de interesse, além de possibilitar o uso de sistemas computacionais de suporte à decisão (Pressey, 1998).

#### **Análise de representatividade e seleção de novas áreas**

A análise de representatividade e a seleção de novas áreas dependem diretamente das informações selecionadas e das metas estabelecidas. Estas etapas têm sido realizadas dentro dos programas computacionais de apoio. Diferentes algoritmos vêm sendo desenvolvidos desde a década de 1980; alguns com melhor solução matemática (Underhill, 1994; Rodrigues *et al.*, 2000), outros com soluções consideradas sub-ótimas, mas com maior possibilidade de incluir outras funções, como conectividade e custos (Pressey *et al.*, 1996a; Possingham *et al.*, 2000).

A análise de representatividade é também conhecida como análise de lacunas e, por meio dela, busca-se avaliar quais dentre as metas definidas já estão contempladas no sistema de unidades de conservação existente. Os elementos já incluídos em áreas protegidas são então excluídos das metas. Por meio do algoritmo, a prioridade relativa entre as áreas candidatas é recalculada com base nas metas ainda não contempladas.

#### **Os algoritmos de suporte à decisão**

Diversos algoritmos de suporte à decisão têm sido desenvolvidos para a seleção de novas áreas. Tais algoritmos consistem basicamente numa seqüência de regras que vão definindo as prioridades. Por exemplo, o algoritmo MINSET (Belbin, 1995) seleciona o mínimo de áreas a serem protegidas, baseado na inclusão de todas as espécies e respectivas quantidades definidas nas metas, incluídas em uma matriz espécie  $\times$  área. A seqüência de seleção inclui a área de maior riqueza como primeira prioridade, seguida por aquela que tem mais espécies diferentes da área selecionada, e assim sucessivamente, por meio de operações iterativas com a matriz. As iterações param quando as metas são atingidas. Alguns algoritmos mais sofisticados integram valores humanos (arqueológicos, arquitetônicos, históricos, recreacionais, religiosos, econômicos) aos naturais (geologia, clima, fitofisionomias, distribuição de

comunidades, espécies ou subespécies) na hierarquização dos valores para conservação (Keisler & Sundell, 1997). Embora nem sempre seja possível quantificar todos os valores envolvidos no processo e algumas vezes seja necessário atribuir índices arbitrários a alguns deles, uma das principais vantagens dos algoritmos é tornar todo o sistema de decisão explícito, de forma que seja possível a todos os interessados ter acesso aos princípios considerados nas escolhas e discutir de forma construtiva sobre as possibilidades ou necessidades de alteração.

Outro algoritmo desenvolvido para apoiar a seleção de áreas protegidas é a análise de insubstituibilidade (Ferrier *et al.*, 2000). O valor da insubstituibilidade (“*irreplaceability*”) atribuído a uma área corresponde à sua contribuição para que os alvos sejam atingidos e à redução da probabilidade de atingir os alvos se a área não for selecionada (Pressey, 1999). Uma das grandes vantagens deste algoritmo é permitir incluir na análise informações de diferentes níveis, como listas de espécies e tipos de vegetação, grau de ameaça e custos. Sua utilização é interativa, funcionando como uma extensão do SIG ArcView, chamada C-Plan (NPWS-NSW 2001). A extensão possibilita a execução do algoritmo diretamente sobre um mapa no monitor de um computador e a recalculagem instantânea dos valores de insubstituibilidade após a seleção de uma área ou a retirada da mesma do conjunto de áreas protegidas. Esta característica torna sua utilização adequada para decisões no mundo real, que freqüentemente envolvem negociação entre diversos grupos de interesse. Desenvolvido pelo Serviço Nacional de Parques e Vida Silvestre de New South Wales (NPWS-NSW 2001), Austrália, o C-Plan foi usado com sucesso em negociações para o aumento de área protegida envolvendo setores do governo, madeireiras e ambientalistas (Pressey, 1998).

Os algoritmos baseados em programação linear são matematicamente mais elegantes e são mais eficientes em promover a otimização do processo de seleção, no sentido de incluir todas as metas com um menor número total de áreas (Underhill, 1994). Conforme este autor, os algoritmos heurísticos não são capazes de encontrar o melhor conjunto de áreas porque selecionam áreas de forma seqüencial, o que aumenta a redundância entre os elementos selecionados. Outros autores também atestaram a performance superior desta técnica quando comparada aos algoritmos iterativos (Camm, 1996; Church, 1996; Csuti, 1997). No entanto, a programação linear não é muito eficiente quando o conjunto de áreas candidatas é muito grande (maior que 20 ou 30), o que torna o processamento

muito lento; além disso, produz uma solução única (Possingham *et al.*, 2000). A flexibilidade – que é a capacidade de gerar diferentes combinações de áreas que possibilitem atingir as mesmas metas, é considerada uma das principais vantagens dos algoritmos iterativos (Pressey *et al.*, 1996a).

Mais recentemente, foi desenvolvido um algoritmo para a seleção de reservas baseado em “*simulated annealing*”. Este método de minimização é baseado no processo de enrijecimento de metais e vidros. Ele inicialmente gera um sistema de reservas completamente randômico. Depois, explora diversas tentativas de solução, fazendo modificações randômicas sucessivas no sistema inicial. A cada passo, a nova solução é comparada com a solução prévia e a melhor delas é aceita. A vantagem deste método é que ele potencialmente pode evitar os ótimos locais. Ele permite que o sistema de reservas se mova temporariamente por todo o espaço de soluções sub-ótimas e, assim, aumenta o número de possibilidades de se atingir um mínimo global. Em princípio, o sistema aceita todas as mudanças, quer ela aumente ou diminua seu valor (custo). À medida que o processo avança, o sistema vai ficando cada vez mais seletivo sobre as mudanças que aceita, rejeitando aquelas mudanças que aumentam muito o valor do sistema. Ao final do processo, apenas mudanças que melhoram (diminuem) o valor do sistema são aceitas (Possingham *et al.*, 2000). O algoritmo para a seleção de reservas, desenvolvido por uma equipe da Universidade de Queensland, Austrália, se chama MARXAN (Ball & Possingham, 2000). Assim como C-Plan, ele pode funcionar de maneira integrada com o Arc-View e, inclusive, com o próprio C-Plan. Uma das suas grandes vantagens é que este algoritmo permite a incorporação de funções de custo (como distância mínima as outras unidades de conservação ou as áreas desmatadas ou urbanas) e de configuração espacial (como distância mínima entre áreas e minimização de perímetros).

Paralelamente ao desenvolvimento destes algoritmos, uma abordagem diferente foi proposta por Faith & Walker (1996a). A técnica que eles propuseram, chamada “*Environmental Diversity*” (ED), partia de trabalhos anteriores desenvolvidos no âmbito do projeto BioRap (Margules & Readhead, 1995), no qual análises de ordenação e classificação eram usadas como base para a diferenciação de ambientes. A principal vantagem da técnica é que ela permite aplicar a seleção sobre variáveis contínuas, obtidas a partir de análises de ordenação de dados ambientais ou biológicos. Conforme os autores, a ordenação das áreas, baseada em seus atributos, pode revelar padrões sutis de variação que

estão além da lista de elementos, podendo, por isso, constituir uma boa base para a seleção de áreas a serem protegidas (Faith & Walker, 1996b). As áreas a serem priorizadas são aquelas que apresentam a menor soma das distâncias aos seus vizinhos mais próximos, ou seja, as mais representativas de cada grupo (Faith & Walker, 1996a). As metas, neste caso, são relacionadas ao número de áreas a ser selecionado ou à área total a ser protegida, com uma possibilidade de ponderação para o tamanho das áreas candidatas. Esta maneira de estabelecer as metas é menos explícita e de difícil comparação com os demais métodos em termos de performance, e pouca atenção foi dada à técnica. No entanto, a possibilidade de trabalhar com variáveis contínuas, mais próximas à realidade ambiental, ainda mantém algum interesse sobre o método (veja Araújo & Williams, 2004; Faith *et al.*, 2004).

### Unidades de planejamento

Uma característica comum a todos estes sistemas é que eles requerem a criação de unidades de planejamento. Unidades de planejamento são polígonos que representam as áreas candidatas à conservação. A cada unidade é atribuído um valor para conservação, que é uma função dos elementos que contém em relação aos alvos determinados. As unidades de seleção podem ser definidas artificialmente, como é o caso das grades regulares, utilizadas com frequência em estudos de conservação (*e.g.*, Kress *et al.*, 1998, para a Amazônia; Williams *et al.*, 1996; Araújo, 1999) ou podem ser baseadas em características naturais, como as bacias hidrográficas (Nix, 1997). Cabe lembrar que sua definição afeta o resultado final: em geral, quanto maior a unidade de planejamento, maior o requerimento absoluto em área para incluir a totalidade das metas (Pressey & Logan, 1998; Rodrigues & Gaston, 2001; Warman *et al.*, 2004). A utilização de unidades “artificiais”, como grades e hexágonos, requer a revisão dos limites após a seleção das áreas, mas tem a vantagem de não priorizar a seleção de determinadas unidades por ponderar seu tamanho.

### Persistência

Embora menos enfatizada na literatura pertinente, a chance de persistência de longo prazo dos elementos que se quer proteger é um aspecto tão importante do planejamento de áreas para a conservação quanto à representatividade. Algumas características que favorecem a persistência são: o tamanho, que deve incluir área suficiente para conter populações viáveis das espécies representadas (Burgmann & Lindenmayer, 1998; Berghout *et al.*, 1999); a conectividade com outras

áreas ecologicamente íntegras, para permitir a continuidade do fluxo gênico (Cowling *et al.*, 1999); a inclusão de unidades funcionais ecossistêmicas, como bacias hidrográficas, que possibilitem a manutenção de processos ecológicos (Cowling *et al.*, 1999); a defensibilidade natural da área (Peres & Terborgh, 1994); e a aceitação das estratégias de conservação pelas populações da área e entorno (Hyden, 1998). Para algumas destas características, como tamanho e conectividade, já podem ser atribuídas metas específicas, que podem também ser incorporadas como funções em alguns dos algoritmos já desenvolvidos (Ball & Possingham, 2000). Análises de ameaças e funções prevendo impactos presentes e futuros também têm sido incorporadas ao processo de escolha de áreas para a conservação, sendo, quando possível, desejável minimizar seus efeitos sobre as áreas escolhidas (Faith & Walker, 1996a). No entanto, áreas com características únicas, mas vulneráveis à ação antrópica, devem ser priorizadas nas ações de conservação (Pressey *et al.*, 1996b).

As etapas de implementação, monitoramento e revisão são efetuadas posteriormente. Tais etapas dependem de competências que vão muito além daquelas de um estudo acadêmico, e requerem a incorporação de informações de diversas outras naturezas, incluindo as demográficas, econômicas, sociais e de oportunidades.

## EXEMPLO DE APLICAÇÃO

O Brasil, como signatário da Convenção da Biodiversidade, tem o compromisso de ampliar o sistema de áreas integralmente protegidas na Amazônia, dos seus atuais cerca de 3% para os 10% acordados mundialmente. Até 2006, a principal orientação para a escolha de novas áreas era baseada nos resultados do Workshop “Avaliação e Identificação de Ações Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade na Amazônia Brasileira”, realizado no âmbito do PROBIO, em Macapá, em 1999. Os resultados desta ação foram baseados na sobreposição de áreas indicadas por especialistas dos diversos grupos de trabalho (mamíferos, aves, anfíbios, etc.), em que maior importância relativa foi dada às áreas com maior número de sobreposições (MMA, 2002). Este documento foi a base para a definição das áreas onde deveriam ser criadas novas unidades de conservação nos vários níveis governamentais.

A escolha de áreas para a conservação por especialistas tem como vantagem que, características como a chance de persistência de espécies e as condições para

a implementação e manejo das áreas protegidas, são levadas em consideração, o que dificilmente ocorre na seleção feita por meio de algoritmos. Por outro lado, o julgamento de especialistas inevitavelmente envolve vieses associados ao conhecimento desigual entre diferentes regiões (Cowling *et al.*, 2003). Comparando as escolhas feitas por especialistas e algoritmos de suporte à decisão, estes autores chegaram à conclusão que os algoritmos seriam mais eficientes para detectar um padrão em escala ampla, enquanto os especialistas ajudam a especificar a alocação em escala fina, bem como as características de desenho que devem ser levadas em conta. Por isso, eles sugerem que estas duas abordagens devam ser mais integradas no planejamento para a conservação. As técnicas de planejamento sistemático para a conservação foram utilizadas na atualização das Áreas Prioritárias para a Conservação, realizada em 2006, para todos os biomas brasileiros.

Como exercício para a aplicação de uma das técnicas de planejamento sistemático, aplicamos o algoritmo “*irreplaceability*” (contido no C-Plan, gentilmente disponibilizado pelo NSW-NPWS) sobre os dados de vegetação e ecorregiões da Amazônia Legal, e comparamos as áreas de maior valor de insubstituibilidade com os polígonos indicados em Macapá-99 para a criação de unidades de conservação.

## MÉTODO

### Informações utilizadas

**Vegetação** – A vegetação de uma área é quase sempre reflexo de suas condicionantes ambientais, principalmente solo e clima (Richards, 1952; Aber & Melillo, 1991), e em geral é um bom preditor da distribuição de outros grupos de espécies (Ferrier & Watson, 1997). A base de dados digital de vegetação utilizada foi a da série POESIA-AM, produzida pelo IBAMA-CSR (2001), com 6.176 polígonos. Nesta base, as classes de vegetação seguem o sistema proposto por Veloso *et al.* (1991): este é um sistema hierárquico em seis níveis, em que o primeiro reflete as estruturas/formas de vida (savana, floresta, pioneiras, etc.); o segundo reflete clima/déficit hídrico (estacional, ombrófila, etc.); o terceiro os hábitos (arbórea, arbustiva, etc.); o quarto reflete o relevo (aluvial, terras baixas, submontana, etc.), e o quinto reflete alguns detalhes da fitofisionomia (dossel emergente, com palmeiras, com bambus, etc.). A documentação para o sexto nível é insuficiente para compreender esta subdivisão (Nelson & Oliveira, 2000). Por isso, foram utilizadas as 89 fitofisionomias que representam a

classificação até o quinto nível. Como o mapeamento já tem mais de 30 anos, não foram excluídas aquelas fitofisionomias antrópicas, como vegetação secundária, reflorestamentos e áreas de cultivo. É difícil saber qual a situação atual destas áreas e consideramos que florestas secundárias mais velhas, embora quase sempre revelem um empobrecimento em florística, podem ter um papel importante na manutenção de serviços ambientais e grupos faunísticos.

**Ecorregiões** – O uso de ecorregiões para subsidiar decisões sobre conservação foi proposto por Olson & Dinnerstein (1998). Uma ecorregião seria idealmente uma unidade biogeográfica capaz de representar os diferentes habitats e biotas (Wikramanayake *et al.*, 2002). As 23 ecorregiões definidas para a Amazônia Brasileira (WWF, 2001) têm suas delimitações baseadas principalmente nos interflúvios dos grandes rios, cuja atuação como barreira para a distribuição de aves e primatas já é bem conhecida (Ayres & Clutton-Brock, 1992; Haffer, 1992). Assim, embora sua eficiência para prever a distribuição de outros grupos ainda não tenha sido propriamente investigada, a subdivisão da região amazônica é interessante para as decisões de conservação, porque serve como um substituto categórico para a substituição de espécies com a distância, que é descrita ou esperada para a maioria dos grupos biológicos (Tuomisto *et al.*, 2003; Magnusson, 2004). Neste estudo, o mapa de ecorregiões foi cruzado com o de vegetação, criando um mapa de unidades ambientais.

### Metas

Foram utilizadas metas uniformes de 10% para cada unidade ambiental gerada a partir do cruzamento de tipos de vegetação e ecorregiões.

### Unidades de Planejamento

Foi criado um *layer* de unidades de seleção hexagonais, que emprestam maior conectividade ao desenho. A área de cada unidade foi de 1.200 km<sup>2</sup>, ou 120 mil hectares. Nas unidades de conservação de proteção integral os limites dos hexágonos foram dissolvidos, de forma que cada UC correspondesse a apenas uma unidade de planejamento. A área correspondente aos rios foi retirada do *layer*, uma vez que devem permanecer com trânsito livre.

### Importação para o C-Plan

O *software* C-Plan de suporte à decisão foi desenvolvido pelo Serviço Nacional de Parques e Vida Silvestre de

Nova Gales do Sul (NSW-NPWS), Austrália, e é distribuído sem custo para profissionais ligados ao planejamento em conservação, mediante cadastro junto à Instituição. O *software* opera com o algoritmo “*irreplaceability*” (Ferrier *et al.*, 2000), em que maior valor para a conservação é atribuído às unidades de planejamento que (1) contribuem com maior proporção de metas para atingir o total das metas, e (2) se não incluídas no sistema de áreas protegidas, acarretam maior dificuldade em atingir as metas globais do planejamento.

A construção de uma base de dados para aplicação no *software* envolve a montagem de uma matriz de locais, uma base de locais por feições e uma base de feições e metas. A base de locais é derivada do *layer* de unidades de planejamento e deve conter o código de cada unidade, sua área, e, quando pertinente, o tipo de propriedade (por exemplo, se a área já é uma unidade de conservação). Neste estudo, o campo de propriedade inclui as três categorias amplas de áreas protegidas, que são as unidades de conservação de proteção integral, as de uso sustentável e as terras indígenas. Tal inclusão nos permite avaliar o impacto de cada uma destas categorias na aproximação das metas. A cada uma destas categorias, na importação para o C-Plan, já pode ser atribuído um “*status*” específico, entre disponível, reservado e excluído. Na base confeccionada, as unidades de proteção integral foram consideradas já reservadas, mas as de uso sustentável e as terras indígenas, não. Isso permite avaliar sua importância relativa para a conservação e recomendar medidas de manejo, quando pertinente.

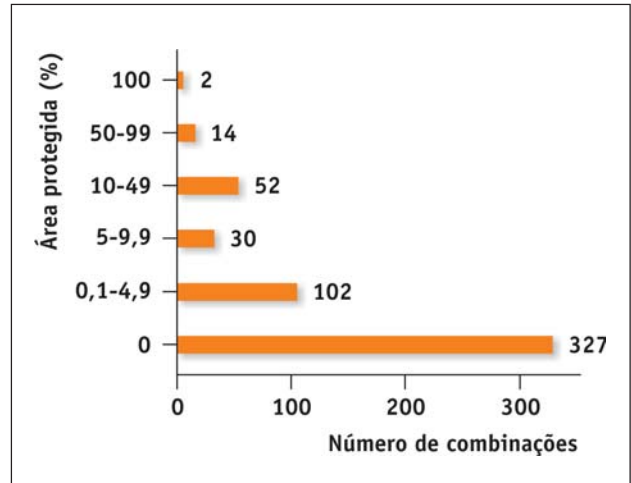
A matriz de locais por feições contém as quantidades de cada feição em cada local (unidades de planejamento). Na base construída, contém a área de cada tipo de vegetação em cada unidade de planejamento. A base de feições e metas contém os nomes ou códigos de cada fitofisionomia (iguais aos da tabela de locais por feições) e as metas, representadas como a área que deverá ser protegida para cada feição.

## RESULTADOS

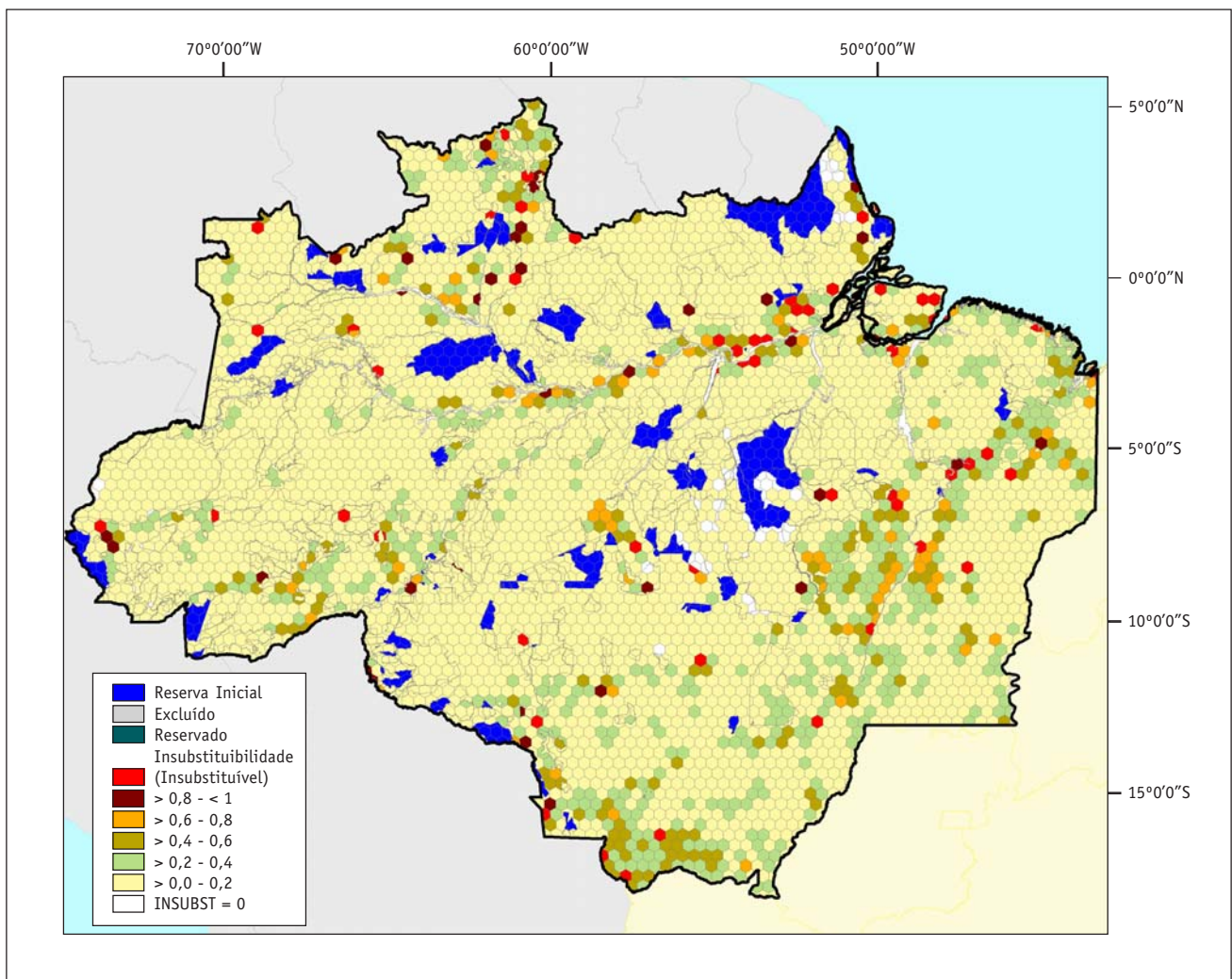
### Representatividade

Como já demonstrado em estudos anteriores sobre a representatividade do sistema de Unidades de Conservação na Amazônia Brasileira (Fearnside & Ferraz, 1995; Ferreira, 2001), a análise de insubstituibilidade usando tipos de vegetação e ecorregiões também revelou haver grande discrepância entre as metas atingidas. Considerando-se apenas o sistema atual de Unidades de

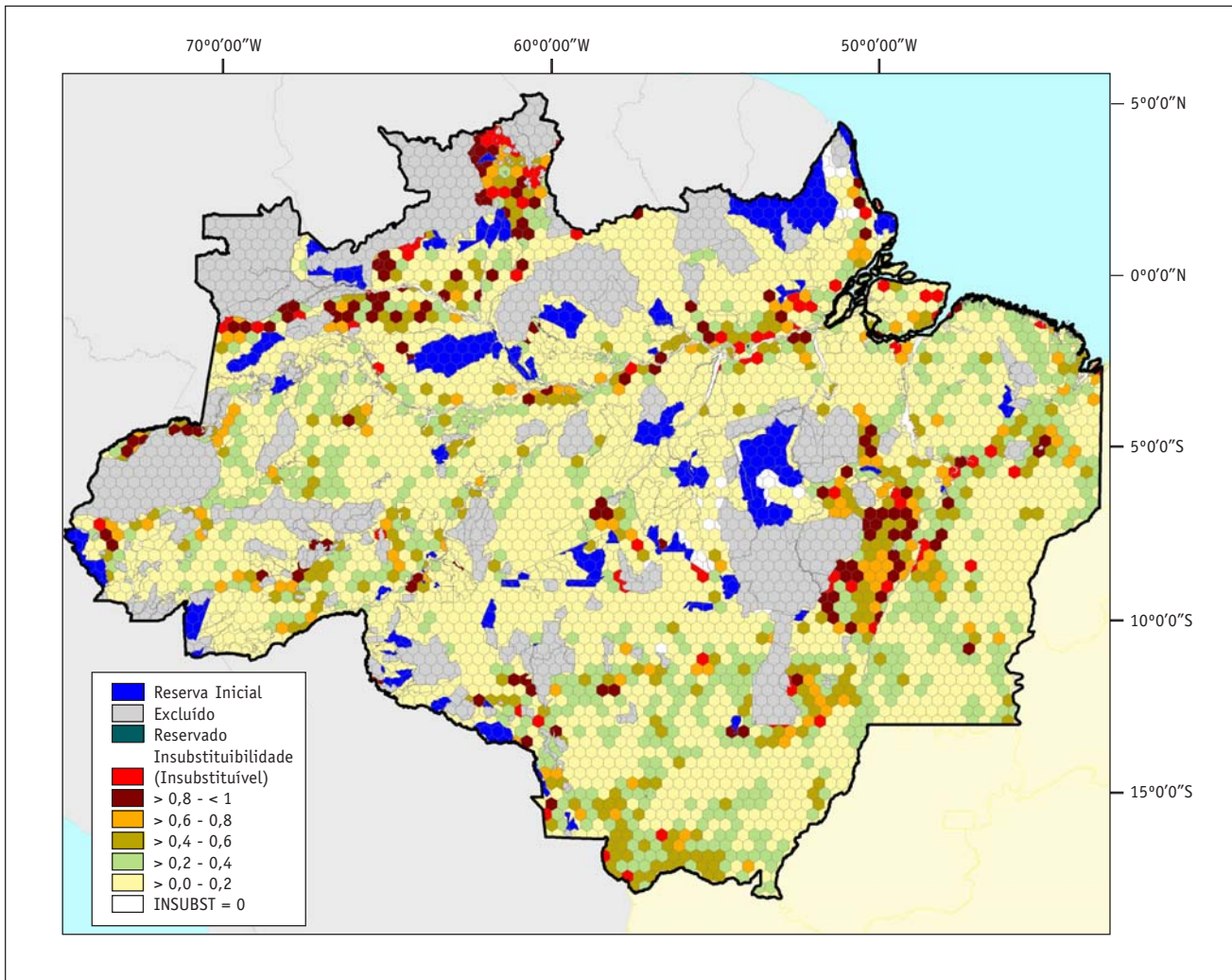
Conservação (UC) de proteção integral, das 527 combinações de vegetação e ecossistemas, duas estão 100% representadas no sistema, o que equivale a 10 vezes a meta atribuída. Outras 66 combinações também estão super-representadas com mais de 10% de sua área em unidades de conservação, enquanto 327 combinações não possuem representação alguma no sistema (Figura 1). Neste cenário, aglomerações de áreas com valores mais altos para a conservação situam-se em Roraima, na várzea do rio Amazonas, no interflúvio Tocantins-Xingu, no sul e no leste da Amazônia Legal (Figura 2). As áreas totalmente insubstituíveis (*irreplaceability* = 1) foram muito poucas e muito esparsas, mas é preciso considerar que nesta base de dados não houve nenhuma informação direta de distribuição de espécies – todas as informações utilizadas são consideradas de baixa resolução.



**FIGURA 1** – Proporção de área de cada uma das 527 combinações de tipos de vegetação e ecorregiões incluídas em áreas sob proteção integral.



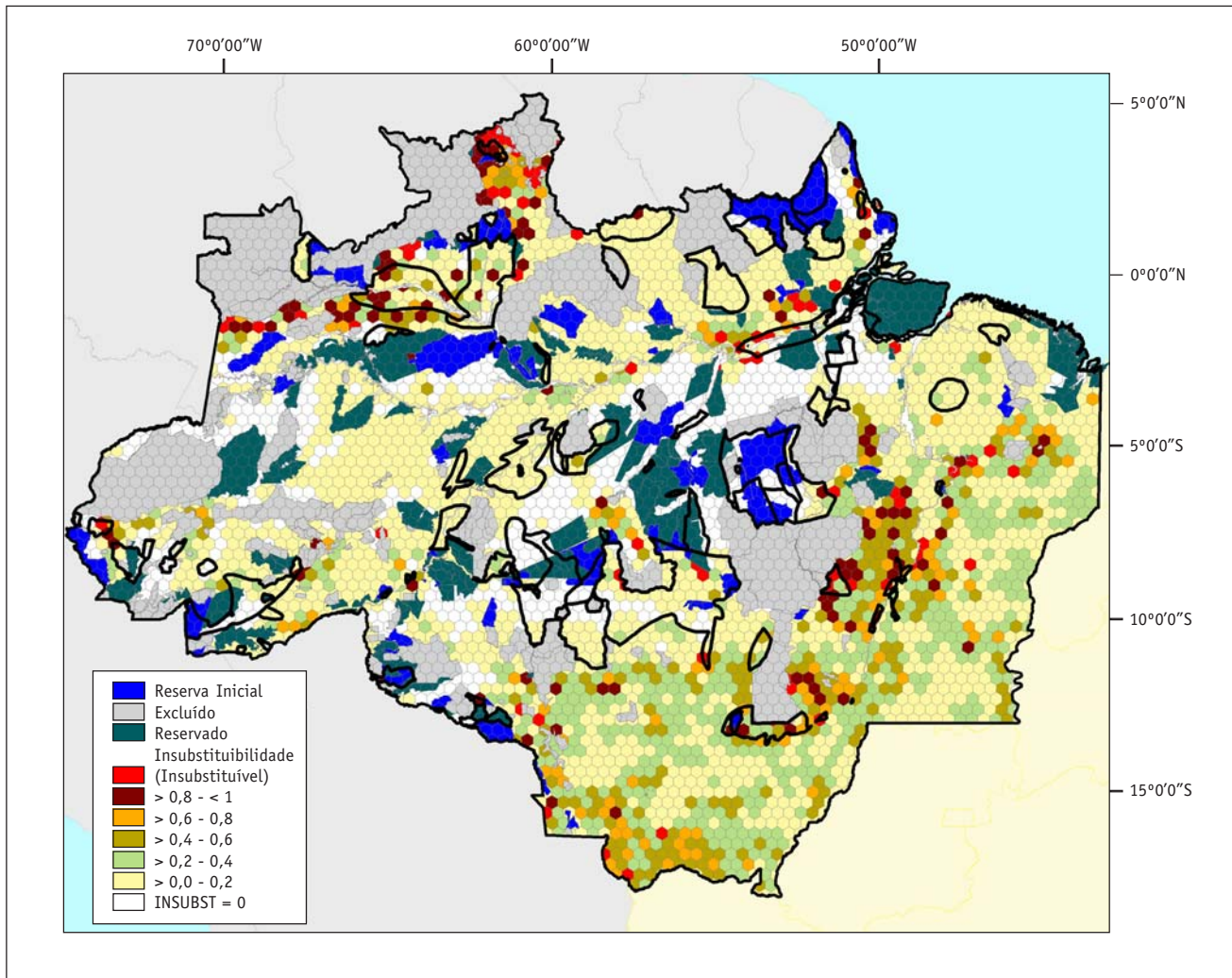
**FIGURA 2** – Resultado da análise de insubstituibilidade (*“irreplaceability”*) utilizando Cplan, com a reserva inicial de unidades de conservação de proteção integral.



**FIGURA 3** – Resultado da análise de insubstituibilidade (“irreplaceability”) utilizando C-Plan, com as terras indígenas (TIs) consideradas como não-disponíveis para o sistema de áreas para a conservação.

Embora a CDB inclua apenas áreas de proteção integral entre suas metas, há uma ampla discussão no Brasil sobre a inclusão de Terras Indígenas e áreas de uso sustentável como áreas que contribuem para atingir metas conservacionistas. A discussão sobre se estas áreas devem ser incluídas ou excluídas neste contexto, ou de que forma devem contribuir para as metas de conservação, está muito além do escopo deste exercício, mas nós fizemos algumas simulações para ver como se comportam os valores de insubstituibilidade mediante diferentes considerações quanto a essas categorias de áreas protegidas. Assim, por exemplo, se considerarmos que as terras indígenas (TI) não têm como função primordial a conservação da natureza e que são soberanas em relação às demais categorias de áreas protegidas, avaliamos como se comportariam os valores de

insubstituibilidade ao se excluir estas áreas do sistema, considerando-as como não-reservadas e não disponíveis para a conservação. O resultado reforçou ainda mais a importância de Roraima e de algumas áreas ao sul e ao leste da região amazônica, e revelou ainda como áreas importantes para a conservação parte do Amapá e algumas áreas ao redor do alto rio Negro (Figura 3). Ao se manter as áreas indígenas excluídas, mas considerando as UCs de uso sustentável como contribuindo para as metas, vê-se que grande parte das terras baixas da Amazônia encontram níveis satisfatórios de representação em unidades de conservação. No entanto, os valores das áreas ao sul, ao leste e noroeste da Amazônia são relativamente ainda mais realçados, mostrando que estes ambientes também não estão contemplados nas UCs de uso sustentável. A maioria destes ambientes



**FIGURA 4** – Resultado da análise de insubstituibilidade (*“irreplaceability”*) utilizando C-Plan, considerando as TIs excluídas, as UCs de uso sustentável reservadas e com os polígonos com propostas para a criação de UCs em Macapá-99 (linha preta).

não estavam incluídos nos polígonos propostos para a criação de UCs em Macapá-99 (Figura 4), que guiou as ações do Programa ARPA em sua primeira fase.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mesmo sendo uma extrema simplificação do processo, este exercício mostra como um modelo deste tipo é eficaz em auxiliar a tomada de decisões relativas à conservação de ambientes, podendo simular rapidamente a situação sob diferentes cenários. Ao processo podem ser incorporadas informações sobre a distribuição de espécies, idealmente por meio de mapas de sua distribuição (que podem ser gerados por alguma das ferramentas contidas neste volume).

Por fim, cabe ressaltar que este é apenas um exercício preliminar: o planejamento real deverá incluir as mencionadas funções de custo e configuração espacial, metas relacionadas aos processos ecológicos e evolutivos e uma atribuição de metas diferenciadas entre diferentes níveis hierárquicos da vegetação. Além disso, a análise seria muito mais eficiente, no sentido de minimizar a área total requerida para atingir as metas, se as unidades de planejamento fossem de tamanho menor.

## AGRADECIMENTOS

Este estudo foi apoiado pelo Projeto GEOMA/MCT. Manuella Andrade de Souza recebeu bolsa do CNPq/GEOMA.

**ANEXO** – Classes de vegetação até o quinto nível incluídas na análise de insubstituibilidade, com as respectivas metas atingidas pelas atuais unidades de conservação de proteção integral.

<b>CLASSE</b>	<b>NÍVEL 1</b>	<b>NÍVEL 2</b>	<b>NÍVEL 3</b>
Dm	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Pfh	PIONEIRA	INFLUÊNCIA FLUVIOMARINHA	HERBÁCEA
rmb	REFUGIO		ARBUSTIVO
Pab	PIONEIRA	INFLUÊNCIA FLUVIAL	BURITIZAL
Sgs	SAVANA	ESTACIONAL	GRAMÍNEO-LENHOSA
Dsu	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Pfm	PIONEIRA	INFLUÊNCIA FLUVIOMARINHA	ARBÓREA
LO	CAMPINARANA/FLORESTA OMBRÓFILA		
La	CAMPINARANA	OMBRÓFILA	ARBORIZADA
Pah	PIONEIRA	INFLUÊNCIA FLUVIAL	HERBÁCEA
Dbu	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Sgf	SAVANA	ESTACIONAL	GRAMÍNEO-LENHOSA
Lap	CAMPINARANA	OMBRÓFILA	ARBORIZADA
Fbu	FLORESTA	ESTACIONAL	SEMIDECIDUAL
Ld	CAMPINARANA	OMBRÓFILA	FLORESTADA
Asb	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Dau	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Ldp	CAMPINARANA	OMBRÓFILA	FLORESTADA
Paa	PIONEIRA	INFLUÊNCIA FLUVIAL	ARBUSTIVA
Dbe	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Ma	MASSA DE ÁGUA	MASSA DE ÁGUA	MASSA DE ÁGUA
Abp	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Dse	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Spf	SAVANA	ESTACIONAL	PARQUE
Sps	SAVANA	ESTACIONAL	PARQUE
Asp	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
SO	SAVANA/FLORESTA OMBRÓFILA		
Dae	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Dmu	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Db	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Sp	SAVANA	ESTACIONAL	PARQUE
Pas	PIONEIRA	INFLUÊNCIA FLUVIAL	ARBUSTIVA
Ds	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Fsu	FLORESTA	ESTACIONAL	SEMIDECIDUAL
Saf	SAVANA	ESTACIONAL	ARBORIZADA
Sd	SAVANA	ESTACIONAL	FLORESTADA
rm	REFÚGIO		
Sas	SAVANA	ESTACIONAL	ARBORIZADA
Phs	PIONEIRA	INFLUÊNCIA FLUVIAL	HERBÁCEA
Da	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Asb	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Fse	FLORESTA	ESTACIONAL	SEMIDECIDUAL
Fs	FLORESTA	ESTACIONAL	SEMIDECIDUAL
Asc	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Sa	SAVANA	ESTACIONAL	ARBORIZADA
Sg	SAVANA	ESTACIONAL	GRAMÍNEO-LENHOSA
Fae	FLORESTA	ESTACIONAL	SEMIDECIDUAL
Ap	AGROPECUÁRIA		
SN	SAVANA/FLORESTA ESTACIONAL		

<b>NÍVEL 4</b>	<b>NÍVEL 5</b>	<b>PROPORÇÃO METAS ATINGIDAS</b>
MONTANA		725,308
		434,286
MONTANO		208,634
ALUVIAL		166,529
	SEM FLORESTA-DE-GALERIA	151,098
SUBMONTANA	COM DOSSEL UNIFORME	149,459
		120,667
		116,868
		113,743
ALUVIAL		111,447
DE TERRAS BAIXAS	COM DOSSEL UNIFORME	90,965
	COM FLORESTA-DE-GALERIA	88,194
	COM PALMEIRAS	82,456
DE TERRAS BAIXAS	COM DOSSEL UNIFORME	81,634
		66,218
SUBMONTANA	COM BAMBUS	58,774
ALUVIAL	COM DOSSEL UNIFORME	51,716
	COM PALMEIRAS	49,128
ALUVIAL		43,352
DE TERRAS BAIXAS	COM DOSSEL EMERGENTE	40,594
MASSA DE ÁGUA	MASSA DE ÁGUA	39,306
DE TERRAS BAIXAS	COM PALMEIRAS	37,426
SUBMONTANA	COM DOSSEL EMERGENTE	36,088
	COM FLORESTA-DE-GALERIA	33,911
	SEM FLORESTA-DE-GALERIA	29,223
SUBMONTANA	COM PALMEIRAS	25,955
		23,755
ALUVIAL	COM DOSSEL EMERGENTE	22,095
MONTANA	COM DOSSEL UNIFORME	19,495
DE TERRAS BAIXAS		17,958
		11,366
ALUVIAL	SEM PALMEIRAS	10,150
SUBMONTANA		9,984
SUBMONTANA	COM DOSSEL UNIFORME	9,816
	COM FLORESTA-DE-GALERIA	8,700
		8,313
MONTANO		7,905
	SEM FLORESTA-DE-GALERIA	7,753
ALUVIAL	SEM PALMEIRAS	7,388
ALUVIAL		7,378
SUBMONTANA	DE BAMBUS	7,023
SUBMONTANA	COM DOSSEL EMERGENTE	6,792
SUBMONTANA		5,686
SUBMONTANA	COM CIPÓS	4,108
		2,397
		1,516
ALUVIAL	COM DOSSEL EMERGENTE	1,353
	PECUÁRIA	0,561
		0,071

continua...

continuação do anexo

CLASSE	NÍVEL 1	NÍVEL 2	NÍVEL 3
Abc	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Ab	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Acc	AGROPECUÁRIA		
Am	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Amc	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Amp	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
As	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Ass	FLORESTA	OMBRÓFILA	ABERTA
Ca	FLORESTA	ESTACIONAL	DECIDUAL
Cau	FLORESTA	ESTACIONAL	DECIDUAL
Cb	FLORESTA	ESTACIONAL	DECIDUAL
Cbe	FLORESTA	ESTACIONAL	DECIDUAL
Cm	FLORESTA	ESTACIONAL	DECIDUAL
Cme	FLORESTA	ESTACIONAL	DECIDUAL
Cs	FLORESTA	ESTACIONAL	DECIDUAL
Cse	FLORESTA	ESTACIONAL	DECIDUAL
Dme	FLORESTA	OMBRÓFILA	DENSA
Fa	FLORESTA	ESTACIONAL	SEMIDECIDUAL
Fm	FLORESTA	ESTACIONAL	SEMIDECIDUAL
Fme	FLORESTA	ESTACIONAL	SEMIDECIDUAL
Las	CAMPINARANA	OMBRÓFILA	ARBORIZADA
Lg	CAMPINARANA	OMBRÓFILA	GRAMÍNEO-LENHOSA
ON	FLORESTA OMBRÓFILA/FLORESTA ESTACIONAL		
Pap	PIONEIRA	INFLUÊNCIA FLUVIAL	ARBUSTIVA
Pmb	PIONEIRA	INFLUÊNCIA MARINHA	ARBUSTIVA
Pmh	PIONEIRA	INFLUÊNCIA MARINHA	HERBÁCEA
Re	REFLORESTAMENTO		
Rf	REFLORESTAMENTO		
rlh	REFÚGIO		HERBÁCEO
rmh	REFÚGIO		HERBÁCEO
Rp	REFLORESTAMENTO		
ST	SAVANA/SAVANA ESTEPICA		
Ta	SAVANA-ESTEPICA	ESTACIONAL	ARBORIZADA
Td	SAVANA-ESTEPICA	ESTACIONAL	FLORESTADA
Tgs	SAVANA-ESTEPICA	ESTACIONAL	GRAMÍNEO-LENHOSA
Tp	SAVANA-ESTEPICA	ESTACIONAL	PARQUE
Vs	VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA		
Vsp	VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA		
Vss	VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA		

<b>NÍVEL 4</b>	<b>NÍVEL 5</b>	<b>PROPORÇÃO METAS ATINGIDAS</b>
DE TERRAS BAIXAS	COM CIPÓS	0,017
DE TERRAS BAIXAS		0,000
	CULTURA CÍCLICA	0,000
MONTANA		0,000
MONTANA	COM CIPÓS	0,000
MONTANA	COM PALMEIRAS	0,000
SUBMONTANA		0,000
SUBMONTANA	COM SOROROCAS	0,000
ALUVIAL		0,000
ALUVIAL	COM DOSSEL UNIFORME	0,000
DE TERRAS BAIXAS		0,000
DE TERRAS BAIXAS	COM DOSSEL EMERGENTE	0,000
MONTANA		0,000
MONTANA	COM DOSSEL EMERGENTE	0,000
SUBMONTANA		0,000
SUBMONTANA	COM DOSSEL EMERGENTE	0,000
MONTANA	COM DOSSEL EMERGENTE	0,000
ALUVIAL		0,000
MONTANA		0,000
MONTANA	COM DOSSEL EMERGENTE	0,000
	SEM PALMEIRAS	0,000
		0,000
		0,000
ALUVIAL	COM PALMEIRAS	0,000
		0,000
		0,000
	<i>EUCALIPTUS</i>	0,000
	FRUTÍFERAS	0,000
ALTO-MONTANO		0,000
MONTANO		0,000
	<i>PINUS</i>	0,000
		0,000
		0,000
		0,000
	SEM FLORESTA-DE-GALERIA	0,000
		0,000
		0,000
	COM PALMEIRAS	0,000
	SEM PALMEIRAS	0,000

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aber, J.D. & J.M. Melillo. 1991. *Terrestrial Ecosystems*. Saunders College Publishing, Orlando FL.
- Araújo, M.B. 1999. Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity and Distributions* 5: 151-163.
- Araújo, M.B., P.J. Densham & P.H. Williams. 2004. Representing species in reserves from patterns of assemblage diversity. *Journal of Biogeography* 31: 1037-1050.
- Ayres, J.M.C. & T.H. Clutton Brock. 1992. River boundaries and species range size in Amazonian primates. *American Naturalist* 140: 531-537.
- Ball, I. & H. Possingham. 2000. *Marxan (Marine Reserve Design using Spatially Explicit Annealing)* V 1.8.2.
- Belbin, L. 1995. PATN - Pattern Analysis Package. Technical Reference Guide. CSIRO, Division of Wildlife and Ecology, Australia.
- Berghout, M., J. Passioura & S. May 1999. Response to disturbance of forest species in comprehensive regional assessments regions in New South Wales- Southern Region. Sydney, NSW, Environment Australia.
- Burgmann, M.A. & D.B. Lindenmayer. 1998. *Conservation Biology for the Australian Environment*. Surrey Beatty & Sons, NSW.
- Caldecott, J.O., M.D. Jenkins, T.H. Johnson & B. Goombridge 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation* 5: 699-727.
- Camm, J.D., S. Polasky, A. Solow & B. Csuti, 1996. A note on optimal algorithms for reserve site selection. *Biological Conservation* 78: 353-355.
- Church, R.L., D.M. Stoms & F.W. Davis 1996. Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation* 76: 105-112.
- Cowling, R.M., R.L. Pressey, A.T. Lombard, P.G. Desmet & A.G. Ellis. 1999. From representation to persistence: requirements for a sustainable system of conservation areas in the species-rich Mediterranean-climate desert of southern Africa. *Diversity and Distributions* 5: 51-71.
- Cowling, R., R.L. Pressey, R. Sims-Castley, A. le Roux, E. Baard, C.J. Burgers & G. Palmer, 2003. The expert or the algorithm? Comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic Region identified by park managers and reserve selection software. *Biological Conservation* 112: 147-167.
- Csuti, B.P., S. Polasky, P.H. Williams, R.L. Pressey, J.D. Camm, M. Kershaw, A.R. Kiestler, B. Downs, R. Hamilton, M. Huso & K. Sahr. 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83-97.
- Dinerstein, E. & E.D. Wikramanayake. 1993. Beyond "hotspots": how to prioritize investments to conserve biodiversity in the Indo-Pacific Region. *Conservation Biology* 7: 53-65.
- Faith, D. & P. Walker. 1996a. Integrating conservation and development: effective trade-offs between biodiversity and cost in the selection of protected areas. *Biodiversity and Conservation* 5: 431-446.
- Faith, D. & P. Walker. 1996b. Environmental diversity: on the best possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiversity and Conservation* 5: 399-415.
- Faith, D.P., S. Ferrier & P.A. Walker. 2004. The ED strategy: how species-level surrogates indicate general biodiversity patterns through an 'environmental diversity' perspective. *Journal of Biogeography* 31: 1207-1217.
- Fearnside, P.M. & J. Ferraz. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology* 9: 1134-1147.
- Ferreira, L.V. 2001. A Representação 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/UFAM.
- Ferrier, S. & G. Watson. 1997. An evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modelling techniques in predicting the distribution of biological diversity. Environment Australia, Canberra.
- Ferrier, S., R.L. Pressey & T.W. Barret. 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation* 93: 303-325.
- Haffer, J. 1992. On the "river effect" in some forest birds of Southern Amazonia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Zoologia* 8: 217-245.
- Hyden, G. 1998. Governance in conservation and development. Disponível em: <http://www.cdf.ufl.edu/cdf/Gov-Hyden.htm> (acessado em janeiro de 2000).
- IBAMA-CSR. 2001. Base de dados Digital-Série Poesia-AM. CD-Rom.
- Keisler, J.M. & R.C. Sundell. 1997. Park boundary decisions: applying a multi-attribute utility. In: J.J. Pigram & R.C. Sundell (eds). *National Parks and protected areas: Selection, delimitation, and management*. Centre for Water Policy Research, University of New England, Australia.
- Kerr, J.T. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* 11: 1094-1100.
- Kershaw, M., G.M. Mace & P.H. Williams. 1995. Threatened status, rarity, and diversity as alternative selection measures for protected areas: a test using Afrotropical antelopes. *Conservation Biology* 9: 324-334.
- Kirkpatrick, J.B. 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biological Conservation* 25: 127-134.
- Kress, W.J., W.R. Heyer, P. Acevedo, J. Coddington, D. Cole, T.L. Erwin, B.J. Meggers, M. Pogue, R.W. Thorington, R.P. Vari, M.J. Weitzman & S.H. Weitzman, 1998. Amazonian biodiversity: assessing conservation priorities with taxonomic data. *Biodiversity and Conservation* 7: 1577-1587.
- Magnusson, W.E. 2004. Ecoregion as a pragmatic tool. *Conservation Biology (letters)* 18: 4-5.
- Margules, C.R. & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 450: 243-253.
- Margules, C.R. & T.D. Redhead. 1995. *Guidelines for using the BioRap Methodology Tools*. Fyshwick, ACT, CSIRO.
- Mittermeier, R.A., N. Myers, J.B. Thomsen, G.A.B. da Fonseca & S. Olivieri. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12: 516-520.

- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2002. Biodiversidade Brasileira - Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, DF.
- Nantel, P., A. Bouchard, L. Brouillet, & S. Hay 1998. Selection of areas for protecting rare plants with integration of land use conflicts: a case study for the west coast of Newfoundland, Canada. *Biological Conservation* 84: 223-234.
- Nelson, B. & A.A. Oliveira. 2000. Área Botânica. In: A. Veríssimo, A. Moreira, D. Sawyer, I. dos Santos, L.P. Pinto & J.P.R. Capobianco (eds). Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. pp. 132-176. Estação Liberdade, Instituto Sócio Ambiental, São Paulo.
- Nix, H.A. 1997. Management of parks and reserves for the conservation of biological diversity. In: J.J. Pigrum & R.C. Sundell (eds). National Parks and protected areas: Selection, delimitation and management. pp. 11-36. Centre for Water Policy Research, Armidale.
- Olson, D. & E. Dinerstein. 1998. The global 200: a representation approach to conserve Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12: 502-515.
- Peres, C.A. & J.W. Terborgh. 1994. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9: 34-46.
- Possingham, H., I. Ball & S. Andelman. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. 2000. In: S. Ferson & M. Burgman (eds). Quantitative methods for conservation biology. pp. 291-305. Springer-Verlag, New York.
- Prendergast, J.R., R.M. Quinn, J.H. Lawton, B.C. Eversham & D.W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategy. *Nature* 365: 335-337.
- Pressey, R.L. 1994. Ad hoc reservations: forward and backward steps in developing representative reserve systems? *Conservation Biology* 8: 662-668.
- Pressey, R.L. 1998. Algorithms, politics and timber: an example of the role of science in a public, political negotiation process over new conservation areas in production forests. In: R.T. Wills & R.J. Hobbs (eds). Ecology for everyone: Communicating ecology to scientists, the public and the politicians. pp.73-87. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, NSW.
- Pressey, R.L.B. 1999. Applications of irreplaceability analysis to planning and management problems. *Parks* 9: 42-51.
- Pressey, R.L. & A.O. Nicholls. 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50: 199-218.
- Pressey, R.L. & V.S. Logan. 1998. Size of selection units for future reserves and its influence on actual vs targeted representation of features: a case study in western New South Wales. *Biological Conservation* 85: 305-319.
- Pressey, R.L., H.L. Possingham & C.R. Margules. 1996a. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation* 76: 259-267.
- Pressey, R.L., S. Ferrier, T.C. Hager, C.A. Woods, S.L. Tully & K.M. Weinman. 1996b. How well protected are the forests of north-eastern New South Wales? Analyses of forest environments in relation to formal protection measures, land tenure, and vulnerability to clearing. *Forest Ecology and Management* 85: 311-333.
- Pressey, R.L., R.M. Cowling & M. Rouget. 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112: 99-127.
- Richards, P.W. 1952. *The Tropical Rainforest: An ecological study*. Cambridge University Press, London.
- Rodrigues, A.S.L. & K.J. Gaston. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4: 602-609.
- Rodrigues, A.S.L., J.C. Cerdeira & K.J. Gaston. 2000. Flexibility, efficiency, and accountability: adapting reserve selection algorithms to more complex conservation problems. *Ecography* 23: 565-574.
- Soulé, M.E. & M.A. Sanjayan. 1998. Conservation targets: do they help? *Science* 279: 2060-2061.
- Tuomisto, H., K. Ruokolainen & M. Yli-Halla. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299: 241-244.
- Underhill, L.G. 1994. Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* 70: 85-87.
- Veloso, H.P., A.L.R. Rangel Filho & J.C.A. Alves. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE.
- Warman, L.D., A.R.E. Sinclair, G.G.E. Scudder, B. Klinkenberg & R.L. Pressey 2004. Sensitivity of systematic reserve selection to decisions about scale, biological data, and targets: case study from southern British Columbia. *Conservation Biology* 18: 655-666.
- Wikramanayake, E., E. Dinerstein, C. Loucks, D. Olson, J. Morrison, J. Lamoreux, M. McKnight & P. Hedao. 2002. Ecoregions in ascendance: reply to Jepson and Whittaker. *Conservation Biology* 16: 238-243.
- Williams, P.H., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humphries & R. Pressey 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving biodiversity of British birds. *Conservation Biology* 10: 155-174.