

# A intrincada relação entre a conservação e a classificação da biodiversidade: um estudo de caso na Amazônia, com a proposta de uma agenda de trabalho para o século XXI

Alexandre Aleixo<sup>1</sup>

A bacia amazônica contém a maior extensão de florestas tropicais do planeta, com mais de 6,8 milhões Km<sup>2</sup>, abrigando a maior diversidade de plantas superiores (40.000 espécies), mamíferos (425 espécies), aves (1.300 espécies), répteis (371 espécies), anfíbios (427 espécies) e peixes de água doce (cerca de 3.500 espécies) do planeta (MITTERMEIER *et al.*, 2003, HUBERT & RENNO, 2006).

Historicamente, as taxas de desmatamento em toda a Amazônia permaneceram relativamente baixas até a década de 1970, quando o governo brasileiro começou a executar o mais audacioso programa de colonização da região (FEARNSIDE, 2005). Desde então, taxas de desmatamento na Amazônia brasileira começaram lentamente a crescer até aos atuais índices alarmantes. Durante o decorrer das décadas, o desempenho econômico geral do Brasil tornou-se altamente correlacionado às taxas de desmatamento anuais medidas na Amazônia, com anos de aumento no produto interno bruto (PIB) estritamente ligados a altas taxas de desmatamento (FEARNSIDE, 2005). Portanto, dada a atual solidez macroeconômica do Brasil e ao elevado número de projetos de desenvolvimento planejados para a Amazônia (ALLEGRETTI, 2006; SMERALDI, 2006), o futuro de uma das biotas mais ricas em espécies do mundo nunca foi tão incerto.

Esta situação é seriamente agravada pelo fato de que a Amazônia, do ponto de vista das espécies que a habitam, não é um bioma homogêneo, mas sim um “arquipélago” com pelo menos oito grandes áreas de endemismo caracterizadas por um conjunto único de organismos endêmicos, incluindo muitas espécies e subespécies de animais e plantas (Figura 1; SILVA *et al.*, 2005). Nada menos que seis dessas oito áreas de endemismo na Amazônia estão localizadas totalmente (Tajós, Xingu e Belém), quase inteiramente (Rondônia) ou em sua maioria (Inambari e Guiana) em

<sup>1</sup> Pesquisador do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

território brasileiro (Figura 1; SILVA *et al.*, 2005); tragicamente, o desmatamento foi mais severo exatamente nas áreas de endemismo situadas quase ou inteiramente no Brasil, onde a expansão da agricultura avança sem precedentes devido a uma rede de estradas pavimentadas e não pavimentadas, que conectam essas áreas com a região sul do país, cada vez mais sequiosa de recursos (FEARNSIDE, 2006).

A atual crise da biodiversidade na Amazônia, especialmente na Amazônia brasileira, criou a necessidade urgente de um conhecimento exato sobre os padrões de riqueza e distribuição dos grupos biológicos da região (VALE *et al.*, 2008). No entanto, infelizmente, os vazios de conhecimento nesta área são ainda muito grandes. Há tanto problemas ligados a uma amostragem ainda bastante incompleta para a maior parte dos grupos biológicos (ver CAPOBIANCO *et al.*, 2001), como também falhas conceituais na interpretação da real diversidade de grupos como, por exemplo, aves e mamíferos, que impedem que embasem de forma mais acurada políticas conservacionistas de resultados efetivos. Neste artigo, me concentro na avaliação crítica de critérios alternativos para o reconhecimento de espécies e de como eles vêm sendo interpretados de forma equivocada pela maior parte das análises conservacionistas feitas para a Amazônia e outras partes do mundo. Finalmente, uma agenda de trabalho geral que integra taxonomia e biologia da conservação é proposta, com o objetivo de preencher tanto lacunas básicas sobre o conhecimento de todos os grupos biológicos dos biomas brasileiros, como também permitir que essa nova base de conhecimento sirva de subsídio para políticas conservacionistas que atinjam resultados efetivos na preservação da sua biodiversidade.

## 1. Incertezas na delimitação de espécies e suas implicações para a conservação da biodiversidade amazônica

Apesar do papel central que espécies desempenham dentro da biologia, incluindo a biologia da conservação, a definição técnica em torno deste termo é paradoxalmente ainda controversa entre os biólogos (SITES & MARSHALL, 2004; HEY *et al.*, 2003). Contribui bastante para isso a natureza temporal contínua do processo de formação de espécies (denominado de especiação), que em muitas circunstâncias dificulta ou mesmo impede a delimitação de unidades totalmente discretas a serem rotuladas como espécies, independentemente do critério adotado (DE QUEIROZ, 2005).

Atualmente, o debate em torno de critérios alternativos para o reconhecimento de espécies coloca em lados opostos o conceito biológico de espécie (daqui em diante abreviado CBE) e o conceito filogenético de espécie (CFE), ainda que uma alternativa de unificá-los num único conceito – o conceito filético geral de espécie – tenha sido proposta mais recentemente (DE QUEIROZ,

1998, 2005; SITES & MARSHALL, 2004; para uma revisão sobre o assunto em português, veja ALEIXO, 2007). A diferença principal entre o CBE e o CFE diz respeito ao tratamento de grupos de organismos diferenciados (populações) com um histórico de evolução independente, mas ainda proximamente relacionados, que no CFE são sempre considerados espécies, ao passo que no CBE isso só acontece se elas ainda se inter cruzam e produzem descendentes férteis (ALEIXO, 2007). Tipicamente, populações diferenciadas e com um histórico de evolução independente (ainda que recente) de outras populações proximamente relacionadas são automaticamente consideradas espécies distintas pelo CFE, enquanto o CBE as trata apenas como subespécies integrantes de uma única espécie politípica, ou seja, uma espécie que congrega várias populações diferenciadas uma das outras em maior ou menor grau, mas entre as quais existe fluxo gênico efetivo ou potencial (ALEIXO, 2007).

Tanto o CBE quanto o CFE já foram defendidos como representando as melhores alternativas de conceito de espécie na biologia da conservação (COLLAR, 1997; PETERSON & NAVARRO-SINGÜENZA, 1999; MEIJAARD & NIJMAN, 2003; ZINK, 1997, 2004; MACE, 2004). Paralelamente a esse debate, foi desenvolvido o conceito de unidades evolutivas significativas (UES), que representam espécies, subespécies ou variedades cuja preservação maximiza o potencial de sucesso evolutivo futuro destas unidades taxonômicas (HEY *et al.*, 2003). Ao contrário da discussão acadêmica em torno de conceitos alternativos de espécie, que ainda hoje se encontra bastante polarizada em algumas disciplinas da zoologia (ALEIXO, 2007), um consenso em torno da utilidade das UES em biologia da conservação parece estar emergindo, onde elas são interpretadas como os verdadeiros alvos de ações conservacionistas que coincidem ou não com limites entre espécies reconhecidos pela taxonomia (CRANDALL *et al.*, 2000; HEY *et al.*, 2003; MACE, 2004).

Ainda assim, o debate acadêmico em torno de conceitos alternativos de espécie continua a ter uma grande importância na biologia da conservação, particularmente na fase de diagnose de espécies que correm risco de extinção, que é sempre feita de modo comparativo dentro de um mesmo grupo de organismos, necessitando de listas de espécies para contextos geográficos diversos, desde o nível local até o global (MACE, 2004). Essa etapa do ciclo de atividades da biologia da conservação, que precede àquela das ações propriamente ditas, depende completamente do trabalho de taxonomistas que são os responsáveis por definirem limites interespecíficos e produzirem listas de espécies e, em última análise, utilizarem conceitos alternativos de espécie com o CBE e o CFE (HEY *et al.*, 2003; MACE, 2004). Uma revisão com base em 89 estudos taxonômicos e evolutivos relativamente recentes (1990-2002) indicou que, quando um mesmo conjunto de organismos é delimitado em nível específico alternativamente pelo CBE ou CFE, este último conceito reconhece em média 48,7% mais espécies que o primeiro, consequentemente, ocasionando um aumento também do número de espécies consideradas ameaçadas de extinção em função de distribuições geográficas e tamanhos populacionais mais reduzidos (AGAPOW *et al.*, 2004). Outros estudos mostraram que a alocação de áreas prioritárias para a

preservação de espécies vulneráveis a extinção também pode sofrer alterações bastante significativas em função do conceito de espécie adotado (PETERSON & NAVARRO-SINGÜENZA, 1999; BATES & DEMOS, 2001; MEIJAARD & NIJMAN, 2003). No México, o CBE reconhece 101 espécies de aves endêmicas, concentradas nas regiões montanhosas do sul e oeste do país, enquanto o CFE reconhece mais que o dobro de espécies nesta mesma categoria (249), por sua vez distribuídas principalmente nas porções oeste; essa discrepância leva a soluções em grande parte conflitantes para a maximização da conservação de espécies de aves endêmicas mexicanas, dependendo do conceito de espécie adotado (PETERSON & NAVARRO-SINGÜENZA, 1999; NAVARRO-SINGÜENZA & PETERSON, 2004).

A marcada tendência ao reconhecimento de um número maior de espécies pelo CFE em relação ao CBE foi batizada com o termo “inflação taxonômica” (ALROY, 2003; ISAAC *et al.*, 2004), tendo como seus supostos efeitos deletérios, além do aumento do número de espécies consideradas vulneráveis e ameaçadas, já discutido anteriormente, as seguintes consequências (AGAPOW *et al.*, 2004):

1. Necessidade de aumento significativo do montante dos recursos necessários para a preservação do número adicional de espécies vulneráveis reconhecido pelo CFE, com um consequente ônus político associado;
2. A inviabilidade de se comparar listas de espécies ameaçadas entre períodos distintos, pois em vez de refletirem tendências de aumento ou diminuição de vulnerabilidade, refletirão apenas um acúmulo progressivo de espécies em função de revisões taxonômicas recentes;
3. Um aumento exacerbado do número de espécies ameaçadas de extinção pode ocasionar uma banalização do termo “espécie ameaçada” e uma consequente apatia por parte da opinião pública diante deste importante conceito;
4. Uma perda geral da credibilidade na metodologia e estratégias utilizadas na biologia conservação, com um consequente aprofundamento do questionamento sobre a eficiência da disciplina em atingir os objetivos a que se propõe.

Por outro lado, o uso prolongado do CBE na biologia, que somente agora começa a ser desafiado de modo mais intenso, também pode levar a conclusões equivocadas e com graves consequências do ponto de vista da conservação. Talvez o principal problema do CBE neste aspecto é que ele admite a existência de espécies bastante inclusivas em termos evolutivos, cujas populações podem ser tão distintas em relação a caracteres comportamentais, ecológicos, morfológicos e genéticos que podem apresentar níveis bastante distintos de vulnerabilidade, causados por fatores igualmente distintos, que podem não ser diagnosticados quando elas são tratadas como

componentes de uma única espécie (ZINK, 1997, 2004; ZINK *et al.*, 2000). Posto de outra maneira: uma mesma espécie biológica pode ter uma ou mais UES que não são diagnosticadas quando a unidade de análise é a espécie politípica ou, ainda, todas são consideradas uma entidade uniforme em bancos de dados com informações biológicas utilizados amplamente na definição de políticas de conservação em vários níveis geopolíticos (e.g., CAPOBIANCO *et al.*, 2001).

Um contraponto frequentemente levantado em relação aos problemas do CBE mencionados acima é que o uso da categoria subespécie por este conceito corrige em grande parte essas deficiências, pois subespécies automaticamente chamam a atenção para soluções de conservação específicas para populações diferenciadas (e reconhecida como subespécie) de uma determinada espécie politípica (MACE, 2004; HAIG *et al.*, 2006). Mace (2004) foi ainda mais longe ao argumentar que, no momento da diagnose comparativa de espécies vulneráveis, é indiferente para uma população diferenciada de gorila, por exemplo, aparecer numa lista de táxons ameaçados como espécie filogenética ou subespécie biológica; segundo Mace (2004), a alternativa de listá-la como espécie à parte (neste caso seguindo o CFE) é redundante em relação a listar toda a espécie biológica gorila, aí incluindo automaticamente todas as suas subespécies. Segundo ela e, como argumentado acima, existem vários inconvenientes em se “inflacionar” listas de espécies ameaçadas simplesmente elevando-se ao nível de espécie táxons de animais carismáticos antes considerados subespécies sob a argumentação de que isso será benéfico para sua conservação (MACE, 2004). Independentemente de entrar no mérito dos supostos inconvenientes levantados por ela e Agapow *et al.* (2004) com relação à “inflação taxonômica” de listas de espécies ameaçadas, é indiscutível que o problema da conservação de populações diferenciadas (ou UES) depende em última análise do reconhecimento destas como entidades taxonômicas discretas, sejam elas denominadas de espécies ou subespécies. No entanto, se já existe considerável controvérsia em relação ao uso do termo espécie, e listagens que apenas incluem essa categoria já são de compilação dispendiosa em vários aspectos e circunstâncias, o problema é muito maior quando a categoria subespécie é considerada, especialmente naqueles grupos onde o CBE teve historicamente uma maior influência como a ornitologia e mastozoologia (BARROWCLOUGH & FLESNESS, 1996; GROVES, 2001; ZINK, 2004; ALEIXO, 2007). Neste sentido, já existe uma proposta para a compilação de listas de subespécies válidas nos diversos grupos biológicos para que a diagnose de UES vulneráveis se torne um processo mais direto e menos dependente do debate em torno de conceitos de espécie (HAIG *et al.*, 2006). No entanto, é possível prever que esta proposta certamente encontrará os mais diversos entraves para sua implantação por um motivo principal bastante simples: ela simplesmente transfere para uma categoria taxonômica imediatamente inferior à de espécie a necessidade de revisão ampla da validade dos táxons descritos até hoje, o que constitui de todo modo um processo bastante lento em razão principalmente da carência de pessoal qualificado e recursos financeiros (MACE, 2004; REMSEN, 2005).

Desse modo, se as unidades de trabalho da biologia da conservação são as UES, então, tanto espécies filogenéticas quanto subespécies válidas servem como entidades taxonômicas úteis nos contextos de diagnose de espécies vulneráveis e planejamento quanto de ação na biologia da conservação. Os argumentos levantados por Mace (2004) e Isaac *et al.* (2004) sobre a maior adequação do CBE com relação às atividades de planejamento na biologia da conservação (devido a sua suposta maior estabilidade) e de subespécies ou do CFE nas atividades de ação/planos de manejo, estão em forte contradição com o consenso emergente na disciplina sobre a utilização das UES como unidades de análise (CRANDALL *et al.*, 2000; HEY *et al.*, 2003). O maior problema com o raciocínio destes autores é fazer o elo entre as UES e taxonomia apenas durante as ações diretas da conservação, mas não durante a fase de planejamento e diagnose de vulnerabilidade. Ainda que estes sejam momentos bastante distintos no ciclo de atividades da biologia da conservação, a separação entre eles pode levar, por exemplo, a não diagnose de UES ameaçadas dentro de espécies politípicas de ampla distribuição, que no momento do planejamento necessariamente são tratadas como uma única entidade e têm seus efetivos populacionais e áreas de distribuição calculados em conjunto. Seguindo a lógica defendida por estes autores, essas UES apenas seriam consideradas na etapa de planejamento e diagnose de vulnerabilidade se os seus parâmetros populacionais e áreas de distribuição somados (correspondentes ao de toda a espécie biológica) fossem reduzidos o suficiente para se encaixarem nos critérios de ameaça rotineiramente utilizados em compilações de listas de espécies ameaçadas (e.g., IUCN, 2007). Portanto, se o grau de vulnerabilidade de UES não é avaliado logo na etapa de planejamento da conservação, é possível que, quando uma determinada espécie biológica venha a ser listada como ameaçada, o estado de conservação de pelo menos algumas de suas UES já esteja irreversivelmente comprometido, o que não aconteceria caso fossem monitoradas separadamente antes de qualquer ação conservacionista. Consequentemente, o poder de detecção de UES vulneráveis por parte do CBE é bem inferior àquele do CFE, ou, para dissociar esta conclusão do debate em torno de conceitos de espécie, daquele em que subespécies funcionais (equivalente a espécies filogenéticas) são consideradas desde o início na etapa de planejamento em biologia da conservação.

Um exemplo prático pode ser dado com relação à lista mais recente de espécies ameaçadas do Brasil; nela, ainda no momento do planejamento e diagnose de táxons ameaçados, foram avaliadas subespécies consideradas significativamente diferenciadas, particularmente naqueles grupos em que são mais numerosas, como em lepidópteros, aves e mamíferos (IBAMA, 2003). Um dos resultados mais importantes foi a constatação de que no setor mais devastado da Amazônia brasileira (o denominado Centro de Endemismo Belém, Fig. 1), nove subespécies de aves correspondem a UES, correndo um sério risco de extinção (IBAMA, 2003), o que não teria sido revelado caso a unidade de análise tivesse sido a espécie biológica como um todo incluindo estes táxons, uma vez que em todos os casos elas são amplamente distribuídas e com grandes efetivos populacionais em toda a Amazônia. A concentração de tantos táxons (correspondentes a UES) endêmicos nesta região da Amazônia chamou a atenção para o fato de que ela é uma das menos

protegidas por unidades de conservação em todo o bioma, tornando-a automaticamente um alvo prioritário para a implantação de novas unidades (SILVA *et al.*, 2005).

Conceitualmente, ao se focar em UES em biologia da conservação, é inevitável a necessidade de se lidar com “inflação taxonômica”, seja na “roupagem” de espécies ou subespécies. Consequentemente, a maior inconsistência no raciocínio de Isaac *et al.* (2004) e Mace (2004) é, ao mesmo tempo, combater a “inflação taxonômica”, mas defender o uso de populações/subespécies/espécies filogenéticas como norteadores de ações e manejo em biologia da conservação.

Portanto, a base do problema da incerteza taxonômica na Amazônia reside na demanda urgente por parte da biologia da conservação de UES definidas consistentemente por uma taxonomia que reflita a história evolutiva dos diferentes grupos biológicos, independentemente da hierarquia. Um exemplo concreto deste problema é dado a seguir.

## 2. Problemas associados à incerteza taxonômica na amazônia: o exemplo do grupo mais bem estudado na região

Embora o grupo taxonômico aves seja considerado o mais bem estudado da Amazônia (OREN, 2001), diversas novas espécies de aves vêm sendo descobertas na região nos últimos anos, revelando um conhecimento ainda incompleto sobre a real diversidade da mais rica avifauna do planeta. Embora muitas dessas novas espécies representem descobertas de táxons anteriormente não nomeados (FITZPATRICK & WILLARD, 1990; LANYON *et al.*, 1990; SILVA *et al.*, 1995, 2002; BIERREGAARD *et al.*, 1997; GABAN-LIMA *et al.*, 2002; SILVEIRA *et al.*, 2005; WHITNEY *et al.*, 2004; WHITTAKER, 2002), outras representam validações de táxons que eram considerados até então como subespécies (PIERPONT & FITZPATRICK, 1983; ISLER *et al.*, 1997, 1999, 2002, 2007a, 2007b; ZIMMER, 1997, 2002; ZIMMER & WHITTAKER, 2000). Portanto, uma parte significativa das novas espécies de aves reconhecidas recentemente para a Amazônia reflete importantes mudanças de cultura taxonômica, em vez de verdadeiras “descobertas”; na verdade, mudanças na prática taxonômica estão também por trás da descrição de alguns dos novos táxons como espécies em vez de subespécies (por exemplo, SILVA *et al.*, 1995, 2002; SILVEIRA *et al.*, 2005). A elevação de subespécies a espécies plenas, que segue a recente tendência de substituir o tradicional CBE pelo CFE, é também observada em outros grupos de organismos “carismáticos”, tais como primatas (GROVES, 2001), e tal fato tem sido chamado “inflação taxonômica” (ver acima). Portanto, é muito importante compreender em detalhes as implicações para a conservação dos aspectos conceituais e empíricos relacionados às recentes mudanças na prática taxonômica envolvidas no estabelecimento de limites interespecíficos em aves amazônicas.

A principal mudança recente na prática taxonômica observada na ornitologia amazônica é empírica ao invés de conceitual e, portanto, independente de alterações nos conceitos de espécies adotados. Na verdade, essa mudança se insere no âmbito da utilização de novos caracteres, como vocalizações e sequências de DNA, em estudos taxonômicos, seguindo a disponibilidade de amostras vocais e de tecidos no contexto de uma melhor amostragem de localidades amazônicas obtidas por metodologias modernas de pesquisas ornitológicas principalmente após os anos 1990. Por exemplo, o contínuo uso do CBE no contexto de revisões taxonômicas que combinam caracteres morfológicos tradicionais com análises vocais levou à divisão de diversas espécies biológicas entre duas e seis “novas” espécies biológicas (PIERPONT & FITZPATRICK, 1983; ALONSO & WHITNEY, 2001; BIERREGAARD *et al.*, 1997; ISLER *et al.*, 1997, 1999, 2002, 2007a, 2007b; WHITNEY & ALONSO, 1998; WHITTAKER, 2002; ZIMMER, 1997, 2002; ZIMMER & WHITTAKER, 2000; ZIMMER *et al.*, 2001). De fato, uma estimativa baseada apenas nos estudos supracitados indica que, em média, para cada espécie biológica amazônica estudada com uma combinação de caracteres morfológicos e vocais, quase três “novas” espécies biológicas são reconhecidas. A inclusão de dados genéticos em avaliações taxonômicas das aves amazônicas ainda não é tão generalizada como a utilização de dados vocais, mas um número cada vez maior de estudos modernos aponta para o mesmo padrão, ou seja, “antigas” espécies biológicas politípicas tendem a ser divididas em duas ou mais “novas” espécies biológicas principalmente porque não existem evidências de fluxo gênico entre suas supostas subespécies ou porque espécies politípicas “tradicionais” tornam-se parafléticas ou até mesmo polifléticas em relação a outras espécies biológicas aceitas (ALEIXO, 2002, 2004; ARMENTA *et al.*, 2005; NYIÁRI, 2007; DACOSTA & CLICKA, 2008; MILLER *et al.*, 2008, RHEINDT *et al.*, 2008; TOBIAS *et al.*, 2008). No entanto, um número comparativamente menor de novas espécies de aves amazônicas parece sim refletir mudanças conceituais relacionadas ao uso do CFE em substituição ao CBE quando se descrevem novos táxons e se revisam limites interespecíficos (ALVARENGA *et al.*, 2002; LOVETTE, 2004; RIBAS *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 1995, 2002; SILVEIRA *et al.*, 2005) e, portanto, se encaixa na clássica definição de “inflação taxonômica”. No entanto, “incerteza taxonômica”, em vez de “inflação taxonômica”, pode definir melhor a maioria dos casos acima mencionados, em que mudanças empíricas e não conceituais na prática taxonômica foram responsáveis por um aumento do número de espécies de aves reconhecidas na Amazônia.

Para melhor compreender o problema da incerteza taxonômica, é importante lembrar que os limites atuais de espécies biológicas de aves amazônicas e neotropicais como um todo foram estabelecidos principalmente por revisões durante a primeira metade do século XX, entre 50-70 anos atrás. Primeiro, o ornitólogo C. E. Hellmayr desempenhou um papel chave na ligação entre museus norte-americanos e europeus, “limpando” uma parte significativa da taxonomia de aves amazônicas e neotropicais em geral, além de estabelecer, pela primeira vez, limites de espécies baseados no CBE para muitos grupos de aves amazônicas (HELLMAYR *et al.*, 1918-1949); posteriormente, já com a taxonomia relativamente bem resolvida, revisões de limites interespecíficos

foram realizadas principalmente por ornitólogos norte-americanos, como J. T. Zimmer (1931-1953), que também seguiu a lógica do CBE. A chamada *Peters check-list* (PETERS, 1934-1986), uma extraordinária e ainda única compilação de todos os táxons de aves considerados válidos em todo o mundo, consolidou os limites interespecíficos para espécies de aves amazônicas estabelecidos por aqueles autores principais e atualmente representa o principal diretório aceito de espécies biológicas não só para a Amazônia, mas para todo o mundo (ALEIXO, 2007). O principal problema com esta abordagem não tem relação com a utilização do CBE em si, mas sim com a qualidade científica dessas delimitações já antigas de espécies biológicas, geralmente baseadas em análises excessivamente simplistas e superficiais de, frequentemente, séries muito pequenas de espécimes ao longo de uma extensa área geográfica. Na maioria dos casos, o isolamento reprodutivo ou sua ausência, que desempenha um papel chave na delimitação de espécies biológicas, foi inferido sobre uma base puramente subjetiva e, mais tarde, se revelou errôneo por estudos baseados em uma abordagem considerando vários caracteres (veja exemplos acima). Portanto, o diretório de espécies biológicas consolidadas na *Peters check-list* está tornando-se obsoleto muito rapidamente por estudos taxonômicos modernos e essas mudanças estão ocorrendo em um ritmo tão acelerado que é impossível prever quantas “novas” espécies biológicas serão reconhecidas daqui a 30 anos, quando os limites interespecíficos de muitas das espécies biológicas da Amazônia vão completar um século de existência. Assim, o conhecimento taxonômico preciso é o único instrumento confiável para evitar avaliações errôneas em biologia da conservação influenciadas pela incerteza taxonômica entre as aves amazônicas.

### 3. A unificação entre conceitos de espécie e sua relação com unidades evolutivas significativas (UES)

Uma proposta recente de integração entre o CBE, CFE e outros conceitos de espécie propostos na biologia (DE QUEIROZ, 1998, 2005) incorpora de modo bastante consistente o espectro de definições já propostas para UES, consideradas tão importantes em biologia da conservação (CRANDALL *et al.*, 2000; PEARMAN, 2001; HEY *et al.*, 2003). Uma distinção terminológica importante introduzida por de Queiroz (1998) é aquela entre “conceito” e “critério” de espécie. Segundo de Queiroz (1998), todos os “conceitos” de espécie propostos até então são variações de um único conceito de espécie, uma vez que todos eles explícita ou implicitamente consideram espécies segmentos de linhagens evolutivas de nível populacional (não no sentido de uma comunidade reprodutiva como entende o CBE, mas apenas no sentido de um nível de organização evolutiva imediatamente acima do indivíduo). As diferenças conceituais que marcaram as distinções entre “conceitos” de espécie, como o CBE e CFE, dizem respeito apenas à ênfase que cada um deles coloca em diferentes fenômenos que acompanham o processo de cladogênese, não consistindo, contudo, num conflito com relação ao tipo de entidade ao qual eles se referem

como “espécie”. Portanto, em vez de “conceitos” de espécie, de Queiroz (1998) advoga que o CBE e o CFE, por exemplo, constituem unicamente critérios distintos e alternativos para a definição de espécie dentro de um mesmo conceito unificado de espécie, batizado por ele de Conceito Filético Geral de Espécie (tradução livre de *General Lineage Species Concept*), abreviado daqui em diante CFGE. A chave para entender a nova terminologia proposta por de Queiroz (1998) é considerar o extenso componente temporal do processo de cladogênese, que no nível microevolutivo se inicia com a diferenciação (num primeiro momento ainda incipiente) entre duas populações irmãs, culminando com a produção de espécies cujos genomas não mais apresentam a capacidade de se misturar, passando por pelo menos quatro estágios principais (ALEIXO, 2007). Portanto, critérios de espécies como o CBE e CFE simplesmente procuram domesticar o processo de cladogênese, compartimentalizando-o com a finalidade operacional de definir limites entre linhagens de acordo com uma determinada interpretação de limites interespecíficos. Assim, em função da natureza temporal contínua do processo de cladogênese, a definição de limites interespecíficos será sempre arbitrária, independentemente do critério adotado.

Ao admitir explicitamente a arbitrariedade no processo de delimitação de espécies, o CFGE as compartimentaliza dentro do processo maior de cladogênese como metapopulações (populações diferenciadas) de organismos com uma trajetória evolutiva independente de outras metapopulações (DE QUEIROZ, 1998, 2005), em clara concordância com o cerne do conceito de UES (MORITZ, 1994; CRANDALL *et al.*, 2000; PEARMAN, 2001; HEY *et al.*, 2003). Assim, o CFGE tem essencialmente dois critérios claros e objetivos para considerar uma determinada população como espécie independente (DE QUEIROZ, 1998): diagnose em relação a outras populações (preenchendo a condição de metapopulação) e monofilia em relação a outras populações (preenchendo o critério de evolução independente). Indiscutivelmente, o CFGE pode ser considerado uma visão filogenética de espécie (ver ISAAC *et al.*, 2004), se diferindo, no entanto, das definições mais utilizadas do CFE pelo fato de empregar na sua delimitação de espécie apenas aqueles caracteres que fazem a diagnose ao nível metapopulacional, ou seja, num nível logo acima do indivíduo, conferindo um rigor conceitual ao CFGE num ponto onde existe grande ambiguidade no CFE (JOHNSON *et al.*, 1999; ALEIXO, 2007).

O entendimento por parte de biólogos evolucionistas e conservacionistas de que a diversidade filética (metapopulacional) é a célula de preservação mais básica em biologia da conservação implica que os conceitos de espécie mais úteis nesta disciplina serão justamente aqueles que resgatam mais prontamente a equivalência entre UES e “espécies”, como o CFE ou a “segunda geração” de conceitos filogenéticos como o CFGE. É verdade que o CBE também pode acomodar a perspectiva metapopulacional de conservação por meio da categoria taxonômica subespécie, mas é preciso destacar três motivos principais pelos quais a adoção do CBE e suas subespécies não convém no contexto da biologia da conservação:

1. O tratamento de metapopulações em trajetórias evolutivas independentes (que constituem automaticamente UES) como subespécies, confunde ou mesmo minimiza perante a opinião pública sua importância como alvos para a conservação, o que não aconteceria caso fossem tratadas explicitamente como espécies distintas (ZINK, 2004). Indiscutivelmente, o apelo heurístico da palavra espécie é bem maior para a esmagadora maioria da população humana (e em especial os tomadores de decisão) do que subespécie, uma unidade taxonômica até agora considerada de baixa prioridade para a inclusão em bancos de dados utilizados no planejamento da conservação (HAIG *et al.*, 2006), em grande parte também devido à imprecisão quanto à sua definição (ALEIXO, 2007).
2. Como já demonstrado acima e ao contrário do que já foi proposto explicitamente (ISAAC *et al.*, 2004; MACE, 2004), espécies biológicas politípicas (geralmente bastante inclusivas evolutivamente) não constituem a melhor unidade de análise na etapa do planejamento da conservação se, na fase imediatamente seguinte, se pretende focar as ações no nível metapopulacional (em UES). O grande risco neste caso é não detectar metapopulações ameaçadas de espécies politípicas de ampla distribuição e grandes efetivos populacionais, que têm seu estado de ameaça mascarado pelo conjunto de metapopulações (ou subespécies) que integram a espécie biológica como um todo. Uma vez não identificadas na etapa de planejamento, estas metapopulações (ou UES) não serão obviamente alvos de ações conservacionistas em tempo hábil, num claro prejuízo para a reversão do seu estado de ameaça. Uma alternativa seria considerar subespécies separadas em vez de espécies politípicas como as unidades de análise (ver HAIG *et al.*, 2006), mas como já mencionado acima, essa proposta é de difícil implantação e depende de amplas revisões taxonômicas equivalentes em escopo àquelas necessárias para se diagnosticar espécies filogenéticas dentro de espécies politípicas.
3. O CBE (com suas espécies politípicas) é na verdade um conceito utilizado sistematicamente apenas para uma minoria dos grupos taxonômicos, notadamente aves e mamíferos (HERSHKOVITZ, 1977; WATSON, 2005; ALEIXO, 2007). Em outros grupos de vertebrados como anfíbios, peixes e répteis, o conceito de subespécie é utilizado de forma bastante esporádica, o mesmo acontecendo com invertebrados (exceto borboletas) e plantas (ZINK, 1997; BARROWCLOUGH & FLESNESS, 1996; WATSON, 2005; HAIG *et al.*, 2006). Portanto, num contexto de revisão taxonômica ampla com vistas a diagnosticar espécies ou subespécies válidas a serem consideradas como UES, é muito mais lógico a não utilização do CBE e de espécies politípicas, sendo mais justificável a adoção dos conceitos filogenéticos (*sensu* ISAAC *et al.*, 2004) que são, ao mesmo tempo, consistentes com a definição de espécies na maior parte dos grupos biológicos e com o conceito de UES (ZINK, 1997; HEY *et al.*, 2003; WATSON, 2005; ALEIXO, 2007).

Um dos principais avanços do CFGE foi explicitamente admitir e propalar o caráter subjetivo da atribuição de limites específicos inerente ao processo de revisão taxonômica. Neste sentido, espécies passaram a não ter uma definição absoluta, podendo ser delimitadas de modo alternativo ao longo do processo de cladogênese, dependendo da pergunta ou enfoque científico de interesse (DE QUEIROZ, 2005). Assim, o foco da biologia da conservação em UES demanda uma definição prática de espécies com o objetivo de maximizar o reconhecimento e legitimidade taxonômica destes alvos, o que é plenamente consistente com a definição arbitrária de espécies fornecida pelo CFGE: metapopulações diferenciadas em trajetórias evolutivas distintas (DE QUEIROZ, 2005; ALEIXO, 2007). Neste sentido, levando em consideração os avanços conceituais introduzidos pelo CFGE, uma agenda de trabalho comum entre taxonomistas e conservacionistas é proposta abaixo, com foco não apenas na Amazônia, mas em todos os biomas brasileiros.

#### 4. Reconhecendo a importância da taxonomia para a biologia da conservação: proposta de uma agenda de trabalho para o século XXI

O entendimento que um diagnóstico acurado das prioridades de conservação para os biomas brasileiros depende da taxonomia para uma definição ao mesmo tempo objetiva, pragmática e cientificamente correta de UES, abre um grande campo de interação entre a biologia da conservação e a taxonomia. A nova perspectiva de integração de diferentes conceitos de espécie oferecida pelo CFGE abre uma possibilidade de solução para o até então intenso e controverso debate sobre conceitos de espécie (SITES & MARSHALL, 2004; DE QUEIROZ, 2005); ao mesmo tempo, biólogos conservacionistas chegam a um consenso sobre a utilidade de UES e como elas devem ser definidas em termos evolutivos (HEY *et al.*, 2003). Uma grande oportunidade de integração entre taxonomia e biologia da conservação surge da necessidade de revisão ampla da validade de uma grande quantidade de táxons descritos até hoje, algo que deve ser alcançado para o reconhecimento efetivo de UES reais, evitando-se a possibilidade de que elas representem puros artefatos taxonômicos. Neste sentido, como já argumentado anteriormente, pouco importa se UES sejam equivalentes a subespécies válidas ou espécies filogenéticas; o fato é que o foco essencial deve ser na validade taxonômica de entidades correspondentes a UES.

Biólogos conservacionistas e agências governamentais de proteção ambiental necessitam de listas consensuais de táxons válidos compiladas por especialistas (seja na denominação de espécies ou subespécies, ambas equivalentes a UES) para o planejamento e execução de políticas de conservação (HAIG *et al.*, 2006), o que valoriza sobremaneira o papel do taxonomista nestas atividades. Por outro lado, essa demanda exige dos taxonomistas uma profunda reflexão sobre a

natureza inerentemente arbitrária do processo de delimitação de espécies e, portanto, também sobre a necessidade de se adotar critérios explícitos para este fim consistentes com o enfoque conservacionista de espécie. Neste sentido, a demanda conservacionista pode ser um estímulo sem precedentes para a concretização da hercúlea tarefa de revisar amplamente a validade de diversos táxons nos diferentes grupos biológicos a partir de critérios explícitos e divulgação destes resultados num formato padronizado.

No curto prazo, uma iniciativa extremamente importante é a consolidação de listas taxonômicas consensuais para os diferentes grupos biológicos que ocorrem nos biomas brasileiros. Estas listas, além de consistirem num grande avanço por sintetizarem a informação sobre a diversidade conhecida de um determinado grupo de organismos na região, oferecem um ponto de partida para a diagnose de problemas taxonômicos ainda não abordados, permitindo inclusive traçar uma estratégia e o desenvolvimento de metas para o preenchimento destas lacunas. As instituições científicas brasileiras com um corpo de especialistas em taxonomia de grupos zoológicos, botânicos e microbiológicos, têm um papel fundamental nesta iniciativa, pois elas congregam uma massa crítica para a discussão destes consensos taxonômicos.

Assim, uma agenda de trabalho poderia ser iniciada com a consolidação de listas de táxons válidos por taxonomistas especialistas para seus respectivos grupos biológicos de interesse. O conceito de espécie utilizado em cada grupo biológico pode variar, embora se sugira a utilização do CFGE em razão das suas várias vantagens já discutidas ao longo deste artigo. No entanto, o essencial é que, caso se opte alternativamente pela adoção do CBE, também sejam compiladas listas consensuais de subespécies válidas ou funcionais (*sensu* BARROWCLOUGH, 1982), ou seja, cuja validade taxonômica possa ser comprovada ou, no mínimo, razoavelmente assegurada pela comunidade de especialistas (HAIG *et al.*, 2006). O foco do trabalho será listar entidades taxonômicas válidas que possam ser imediatamente interpretadas como UES e, portanto, utilizadas prontamente nas etapas de planejamento e ações em prol da conservação da biodiversidade por parte da sociedade civil organizada e entidades governamentais (HEY *et al.*, 2003).

Num segundo momento, a agenda teria que ser ampliada para o refinamento contínuo das listas produzidas por meio da incorporação periódica dos resultados de revisões taxonômicas e também da geração de demandas por estudos taxonômicos considerados prioritários, ou seja, focados naqueles casos mais controversos ou mal resolvidos. Neste momento, a participação de taxonomistas especialistas também será essencial. Devem-se estimular revisões taxonômicas com caracteres de diferentes origens, como por exemplo, aquelas que integrem caracteres morfológicos a caracteres moleculares.

Para a concretização destas metas bastante ambiciosas, é necessário antes de tudo que tanto organizações não governamentais (ONG) conservacionistas quanto agências governamentais de

proteção ambiental e fomento científico efetivamente compreendam a importância chave desempenhada pela taxonomia na conservação dos biomas brasileiros e estejam dispostas e investir recursos (cobrando resultados práticos) em revisões taxonômicas e na formação e ampliação do quadro de taxonomistas atuando na região. Várias estratégias neste sentido, particularmente no que concerne à esfera governamental ambiental e científica, já foram amplamente discutidas e propostas com o intuito de criar um forte programa nacional de pesquisa em taxonomia (MARINONI *et al.*, 2006, ver também o Programa de Pesquisa em Biodiversidade no site <http://ppbio.inpa.gov.br>). No entanto, estas devem ser ainda mais abrangentes, dada a urgência em se resolver o problema da incerteza taxonômica que permeia o conhecimento sobre os organismos dos biomas brasileiros.

Para tanto, é essencial ao estabelecimento de um programa nacional permanente de taxonomia e coleções, que tenha como objetivos principais:

1. A ampliação e o detalhamento de inventários biológicos nos biomas brasileiros;
2. A revisão taxonômica geral, mas com o objetivo central de identificar novas espécies por meio de uma abordagem multidisciplinar baseada em diferentes tipos de caracteres, como por exemplo vocais, morfológicos e moleculares;
3. O fortalecimento do papel central dos museus de história natural como locais que abrigam recursos para trabalhos taxonômicos: registros de ocorrência, tecidos e vocalizações referenciados através de espécimes testemunho.

ONGs conservacionistas poderiam contribuir por meio de fundos específicos que apoiassem financeiramente estudos taxonômicos e a formação de taxonomistas nos moldes do programa Beca, coordenado pelo Instituto Internacional de Educação do Brasil (IEB) (<http://www.iieb.org.br>) e apoiado por várias fundações.

Paralelamente, um inédito programa nacional específico direcionado à caracterização molecular da biodiversidade brasileira seria de vital importância para atender às seguintes finalidades:

1. Diagnose científica e reconhecimento de espécies morfológicamente similares (“crípticas”), mas genética e evolutivamente distintas, ainda não consideradas na seleção de áreas prioritárias para a conservação dos biomas brasileiros;
2. Desenvolvimento de uma “biblioteca” de “códigos de barra da vida” de organismos brasileiros em articulação com o programa internacional CBoL (*Consortium for the Bar-code of Life*), que seria a base para um sistema de inovação na identificação de organismos e

produtos biológicos derivados para órgãos de proteção ambiental e fiscalização sanitária, com diversas aplicações comerciais, forenses e criminalísticas.

O produto destes dois programas nacionais permanentes em ciência, tecnologia e inovação, aliado à parceria com o setor privado, permitirá a consolidação de listas completas de táxons válidos para todos os biomas brasileiros e que poderão ser interpretados alternativamente como espécies biológicas, espécies filogenéticas, subespécies ou UES, dependendo do contexto enfocado. Se isso estiver disponível para os vários grupos biológicos, finalmente será possível remover o efeito da incerteza taxonômica que tanto aflige o conhecimento sobre a biodiversidade brasileira.

### **Agradecimentos**

As ideias aqui contidas e discutidas resultaram de um longo período de interação e debate com vários colegas no Brasil e nos EUA, durante o qual fui bolsista do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq – auxílios n.º 200099/97-3 e 35.0415/2004-8). Minha pesquisa na Amazônia durante os últimos anos tem sido apoiada pelas seguintes instituições e organizações: Ministério da Ciência e Tecnologia (CNPq – auxílios n.º 310593/2009-3, 574008/2008-0, 490387/2007-1 e 476212/2007-3; FINEP; PPBio), Ministério do Meio Ambiente (MMA/PROBIO), Conservação Internacional (CI-Brasil), *National Science Foundation* (auxílios n.º DEB-0515672 e DEB 0543562) e *World Wildlife Fund* (WWF-Brasil).

## Referências

- AGAPOW, P.-M., O. R. P. Bininda-Emonds, K. Crandall, J. L. Gittleman, G. M. Mace, J. C. Marshall & A. Purvis. 2004. The impact of species concept on biodiversity studies. *The Quarterly Review of Biology* 79: 161-179.
- ALEIXO, A. 2002. Molecular systematics and the role of the "várzea"- "terra-firme" ecotone in the diversification of *Xiphorhynchus* woodcreepers (Aves: Dendrocolaptidae). *The Auk* 119: 621-640.
- \_\_\_ 2004. Historical diversification of a "terra-firme" forest bird superspecies: a phylogeographic perspective on the role of different hypotheses of Amazonian diversification. *Evolution* 58: 1303-1317.
- \_\_\_ 2007. Conceitos de espécie e o eterno conflito entre continuidade e operacionalidade: uma proposta de normatização de critérios para o reconhecimento de espécies pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 229-242.
- ALLEGRETTI, M. 2006. Do Avanço Brasil ao PPA de Lula: o que mudou do ponto de vista ambiental na agenda do desenvolvimento da Amazônia. *Ciência & Ambiente* 32: 15-34.
- ALROY, J. 2003. Taxonomic inflation and body mass distributions in North American fossil mammals. *Journal of Mammalogy* 84: 431-443.
- ALONSO, J. A. & B. M. WHITNEY. 2001. A new *Zimmerius* Tyrannulet (Aves: Tyrannidae) from white sand forests of northern Amazonian Peru. *Wilson Bull.* 113: 1-9.
- ALVARENGA, H. M. F., E. Höffling & L. F. Silveira. 2002. *Notharchus swainsoni* (Gray, 1846) (Bucconidae) é uma espécie válida. *Ararajuba* 10: 73-77.
- ARMENTA J. K., J. D. WECKSTEIN & D. F. LANE. 2005. Geographic variation in mitochondrial DNA sequences of an Amazonian nonpasserine: the Black-spotted Barbet complex. *Condor* 107: 527-536.
- BARROWCLOUGH, G. F. 1982. Geographic variation, predictiveness, and subspecies. *The Auk* 99: 601-603.
- BARROWCLOUGH, G. F. & FLESHNESS. 1996. Species, subspecies, and races: the problem of units of management in conservation. In: D. G. Kleiman, M. Allen, K. Thompson & S. Lumpkin (eds). *Wild animals in captivity: principles and techniques*. pp 247-254. Chicago University Press, Chicago, EUA.
- BATES, J. M. & T. C. Demos. 2001. Do we need to devalue Amazonia and other large tropical forests? *Diversity and Distributions* 7: 249-255.
- BIERREGAARD, R. O., M. COHN-HAFT & D. F. STOTZ (1997) Cryptic biodiversity: an overlooked species and new subspecies of antbird (Formicariidae) with a revision of *Cercomacra tyrannina* in north-eastern South America. *Ornithol. Monogr.* 48: 111-128.

- CAPOBIANCO, J. P. R., A. VERÍSSIMO, A. MOREIRA, D. SAWYER, I. SANTOS & L. P. PINTO. 2001. Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. Estação Liberdade e Instituto Socioambiental, São Paulo, Brasil.
- COLLAR, N. J. 1997. Taxonomy and conservation: chicken and egg. *Bulletin of the British Ornithological Club* 117: 122-136.
- CRANDALL, K. A., O. R. P. BININDA-EMONDS, G. M. & R. K. WAYNE. 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 290-295.
- DACOSTA, J. M. & J. CLICKA. 2008. The great american interchange in birds: a phylogenetic perspective with the genus *Trogon*. *Mol. Ecol.* 17: 1328-1343.
- FEARNSIDE, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conservation Biology* 19: 680-688.
- FEARNSIDE, P. M. 2006. Containing destruction from Brazil's Amazon highways: now is the time to give weight to the environment in decision-making. *Environmental Conservation* 33: 181-183.
- FITZPATRICK, J. W. & D. E. WILLARD. 1990. *Cercomacra manu*, a new species of antbird from southwestern Amazonia. *The Auk* 107:239-245.
- GABAN-LIMA, R., M. A. RAPOSO & E. HÖFLING. 2002. Description of a new species of *Pionopsitta* (Aves: Psittacidae) endemic to Brazil. *The Auk* 119: 815-819.
- GROVES, C. P. 2001. Primate taxonomy. *Smithsonian Series in Comparative Evolutionary Biology*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., EUA.
- HAIG, S. M., E. A. BEEVER, S. M. CHAMBERS, H. M. DRAHEIM, B. D. DUGGER, S. DUNHAM, E. ELLIOTT-SMITH, J. B. FONTAINE, D. C. KESLER, B. J. KNAUS, I. F. LOPES, P. LOSCHL, T. D. MULLINS & L. M. SHEFFIELD. 2006. Taxonomic considerations in listing subspecies under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Biology* 20: 1584-1594.
- HELLMAYR, C. E., C. B. CORY & B. CONOVER, B. 1918-1949. Catalogue of birds of the Americas and the adjacent islands in Field Museum of Natural History: including all species and subspecies known to occur in North America, Mexico, Central America, South America, the West Indies, and islands of the Caribbean Sea, the Galapagos Archipelago, and other islands which may properly be included on account of their faunal affinities. *Field Museum Zoological Series*. Chicago: Field Museum of Natural History.
- HERSHKOVITZ, P. 1977. Living new world monkeys (Platyrrhini), with an introduction to primates. Chicago University Press, Chicago, EUA.
- HEY, J., R. S. WAPLES, M. L. ARNOLD, R. K. BUTLIN & R. G. HARRISON. 2003. Understanding and confronting species uncertainty in biology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 597-603.

- HUBERT, N. & J-F. RENNO. 2006. Historical biogeography of South American freshwater fishes. *Journal of Biogeography* 33: 1414-1436.
- IBAMA. 2003. Lista nacional da fauna brasileira ameaçada de extinção.  
<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm> (acesso em 7/01/2008).
- ISAAC, N. J. B., J. MALLET & G. M. MACE. 2004. Taxonomic inflation: its influence on macroecology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 464-469.
- ISLER, M. L., P. L. ISLER & B. M. WHITNEY. 1997. Biogeography and systematics of the *Thamnophilus punctatus* (Thamnophilidae) complex. *Ornithol. Monogr.* 48: 355-381.
- \_\_\_ 1999. Species limits in antbirds (Passeriformes: Thamnophilidae): the *Myrmotherula surinamensis* complex. *The Auk* 116: 83-96.
- ISLER, M. L., J. A. ALONSO, P. L. ISLER, T. VALQUI, A. BEGAZO & B. M. WHITNEY. 2002. Rediscovery of a cryptic species and description of a new subspecies in the *Myrmeciza hemimelaena* complex (Thamnophilidae) of the Neotropics. *The Auk* 119: 362-378.
- ISLER, M. L., P. L. ISLER & B. M. WHITNEY. 2007a. Species limits in antbirds (Thamnophilidae): the warbling antbird (*Hypocnemis cantator*) complex. *The Auk* 124: 11-28.
- ISLER, M. L., P. L. ISLER, B. M. WHITNEY & K. J. ZIMMER. 2007b. Species limits in the "*Schistocichla*" complex of *Percnostola* antbirds (Passeriformes: Thamnophilidae). *Wilson Journal of Ornithology* 119: 53-70.
- IUCN. 2007. IUCN Red List of Threatened Species: a global species assessment. IUCN Publications Services Unit, Cambridge, Reino Unido.
- JOHNSON, N. K., J. V. REMSEN JR. & C. CICERO. 1999. Resolution of the debate over species concepts in ornithology: a new comprehensive biologic species concept. In: N. J. Adams & R. H. Slotow (eds). *Proceedings of the 22nd International Ornithological Congress*. pp 1470-1482. BirdLife South Africa, Durban & Johannesburg, África do Sul.
- LANYON, S. M., D. F. STOTZ & D. E. WILLARD. 1990. *Clytoctantes atrogularis*, a new species of antbird from western Brazil. *The Wilson Bulletin* 102: 571-580.
- LOVETTE, I. J. 2004. Molecular phylogeny and plumage signal evolution in a trans Andean and circum Amazonian avian species complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 32: 512-523.
- MACE, G. M. 2004. The role of taxonomy in species conservation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 359: 711-719.
- MARINONI, L., C. MAGALHÃES & A.C. MARQUES. 2006. Propostas de estratégias e ações para a consolidação das coleções zoológicas brasileiras. In: A. L. Peixoto, M. R. de V. Barbosa, M. Menezes & L. C. Maia (eds). *Diretrizes e estratégias para a modernização de coleções biológicas brasileiras e a*

- consolidação de sistemas integrados de informação sobre biodiversidade. pp 183-211. Centro de Gestão e estudos estratégicos, Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília, Brasil.
- MEIJAARD, E. & V. NIJMAN. 2003. Primate hotspots in Borneo: predictive value for general biodiversity and the effects of taxonomy. *Conservation Biology* 17: 725-732.
- MILLER, M. J., E. BERMINGHAM, J. KLIČKA, P. ESCALANTE, F. S. R. AMARAL, J. T. WEIR & K. WINKER. 2008. Out of Amazonia again and again: episodic crossing of the Andes promotes diversification in a lowland forest flycatcher. *Proceedings of the Royal Society of London, series B* 275: 1133-1142.
- MITTERMEIER, R. A., C. G. MITTERMEIER, T. M. BROOKS, J. D. PILGRIM, W. R. KONSTANT, G. A. B. FONSECA & C. KORMOS. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Science* 100: 10309-10313.
- MORITZ, C. 1994. Defining 'evolutionary significant units' for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 373-375.
- NAVARRO-SIGÜENZA, A. G. & A. T. PETERSON. 2004. An alternative species taxonomy of the birds of Mexico. *Biota Neotropica* 4: 1-13.
- NYÁRI, A. 2007. Phylogeographic patterns, molecular and vocal differentiation, and species limits in *Schiffornis turdina*. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 44: 154-164.
- OREN, D. C. 2001. Biogeografia e conservação de aves na região Amazônica. In: J. P. R. Capobianco, A. Veríssimo, A. Moreira, D. Sawyer, I. Santos & L. P. Pinto (eds). *Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios*. pp 97 – 109. Estação Liberdade e Instituto Socioambiental, São Paulo, Brasil.
- PEARMAN, P. B. 2001. Conservation value of independently evolving units: sacred cow or testable hypothesis? *Conservation Biology* 15: 780-783.
- PETERS, J. L. 1934 – 1986. Check-list of birds of the world, V. 1 - 16. Cambridge: Museum of Comparative Zoology, Harvard University.
- PETERSON, A. T. & A. G. Navarro-Sigüenza. 1999. Alternative species concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology* 13: 427-431.
- PIERPONT, N., & J. W. FITZPATRICK. 1983. Specific status and behavior of *Cymbilaimus sanctaemariae*, the Bamboo Antshrike, from southwestern Amazonia. *The Auk* 100: 645-652.
- QUEIROZ, de K. 2005. Ernst Mayr and the modern concept of species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 6600-6607.
- \_\_\_ 1998. The general lineage concept of species, species criteria, and the process of speciation: a conceptual unification and terminological recommendations. In: D. J. Howard & S. H. Berlocher (eds). *Endless forms: species and speciation*. pp. 57-75. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.

- REMSEN, J. V. 2005. Pattern, process, and rigor meet classification. *The Auk* 122: 403-413.
- RHEINDT, F. E., J. A. NORMAN & L. CHRISTIDIS. 2008. DNA evidence shows vocalizations to be a better indicator of taxonomic limits than plumage patterns in *Zimmerius* tyrant-flycatchers. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 48: 150-156.
- RIBAS, C. C., L. JOSEPH & C. Y. MIYAKI. 2006. Molecular systematics and patterns of diversification in *Pyrhura* (Psittacidae), with special reference to the *picta-leucotis* complex. *The Auk* 123: 660-680.
- SILVA, J. M. C., NOVAES, F. C., & OREN, D. C. 1995. A new species of *Hylexetastes* (Dendrocolaptidae) from eastern Amazonia. *Bulletin of the British Ornithological Club* 115: 200-206.
- \_\_\_ 2002. Differentiation of *Xiphocolaptes* (Dendrocolaptidae) across the river Xingú, Brazilian Amazonia: recognition of a new phylogenetic species and biogeographic implications. *Bulletin of the British Ornithological Club* 122: 185-194.
- SILVA, J. M. C., A. B. RYLANDS & G. A. B. DA FONSECA. 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *Megadiversidade* 1: 124-131.
- SILVEIRA, L. F., F. C. T. LIMA & E. HÖFLING. 2005. A new species of *Aratinga* Parakeet (Psittaciformes: Psittacidae) from Brazil, with taxonomic remarks on the *Aratinga solstitialis* complex. *The Auk* 122: 292-305.
- SITES JR., J. W. & J. C. MARSHALL. 2004. Operational criteria for delimiting species. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 199-277.
- SMERALDI, R. 2006. PPA 2004-2007 e obras de infraestrutura na Amazônia. *Ciência & Ambiente* 32: 35-44.
- TOBIAS, J. A., J. M. BATES, S. J. HACKETT & N. SEDDON. 2008. Comment on "The Latitudinal Gradient in Recent Speciation and Extinction Rates of Birds and Mammals". *Science* 319: 901c.
- VALE, M. M., M. COHN-HAFT, S. BERGEN & S. L. PIMM. 2008. Effects of Future Infrastructure development on threat status and occurrence of amazonian birds. *Conservation Biology* 22: 1006-1015.
- WATSON, D. M. 2005. Diagnosable versus distinct: evaluating species limits in birds. *BioScience* 55: 60-68.
- WHITNEY, B. M. & J. A. ALONSO. 1998. A New *Herpsilochmus* Antwren (Aves: Thamnophilidae) from Northern Amazonian Peru and adjacent Ecuador: the role of edaphic heterogeneity of Terra firme forest. *The Auk* 115: 559-576.
- WHITNEY, B. M., D. C. OREN & R. T. BRUMFIELD. 2004. A new species of *Thamnophilus* antshrike (Aves: Thamnophilidae) from the Serra do Divisor, Acre, Brazil. *The Auk* 121: 1031-1039.
- WHITTAKER, A. 2002. A new species of Forest-falcon (Falconidae: *Micrastur*) from southeastern Amazonia and the Atlantic rainforests of Brazil. *The Wilson Bulletin* 114: 421-445.

- ZINK, R. M. 1997. Species concepts. *Bulletin of the British Ornithological Club* 117: 97-109.
- \_\_\_ 2004. The role of subspecies in obscuring avian biological diversity and misleading conservation policy. *Proceedings of the Royal Society of London, series B* 271: 561-564.
- ZINK, R. M., G. F. BARROWCLOUGH, J. L. ATWOOD & R. C. BLACKWELL-RAGO. 2000. Genetics, taxonomy, and conservation of the threatened California Gnatcatcher. *Conservation Biology* 14: 1394-1405.
- ZIMMER, J. T. 1931-1953. Studies of Peruvian birds, nº 1 – 65. *American Museum Novitates*.
- ZIMMER, K. J. 1997. Species limits in *Cranioleuca vulpina*. *Ornithological Monographs* 48: 849-864.
- \_\_\_ 2002. Species limits in Olive-backed Foliage-Gleaners (*Automolus*: Furnariidae). *Wilson Bulletin* 114: 20-37.
- ZIMMER, K. J. & WHITTAKER, A. 2000. Species limits in tail-tipped Tyrannulets (*Inezia*: Tyrannidae). *Wilson Bulletin* 112: 51-66.
- ZIMMER, K. J., A. WHITTAKER & D. C. OREN. 2001. A cryptic new species of flycatcher (Tyrannidae: *Suiriri*) from the cerrado region of Central South America. *The Auk* 118: 56-78.



**Figura 1.** Principais áreas de endemismo na Amazônia, baseadas na distribuição de vertebrados terrestres e diversos grupos de borboletas (mapa obtido de SILVA et al., 2005). Cada uma destas áreas possui um grupo de espécies endêmicas não compartilhado com outras áreas, o que as torna “ilhas” com biotas únicas delimitadas pelos rios principais (Amazonas/Solimões, Negro, Madeira, Tapajós, Xingu e Tocantins) num “arquipélago” amazônico. Em razão de abrigarem uma biota única, as áreas de endemismo Amazônicas constituem unidades focais essenciais para a conservação do bioma.