



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE ATUAÇÃO: ZOOLOGIA

REINTRODUÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO
COMÉRCIO ILEGAL NO BRASIL: ESTUDOS DE CASO COM *Sporophila*
***albogularis*, *Sporophila nigricollis* E *Sicalis flaveola* EM UMA ÁREA DE CAATINGA**

TARSILA ALMEIDA CAVALCANTI

JOÃO PESSOA-PB

2011

TARSILA ALMEIDA CAVALCANTI

**REINTRODUÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO
COMÉRCIO ILEGAL NO BRASIL: ESTUDOS DE CASO COM *Sporophila*
albogularis, *Sporophila nigricollis* E *Sicalis flaveola* EM UMA ÁREA DE CAATINGA**

**Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ciências Biológicas da
Universidade Federal da Paraíba, Área
Zoologia, como requisito à obtenção de
grau de Mestre em Ciências Biológicas.**

Orientadores:

Prof. Dr. Helder Farias Pereira de Araujo

**Prof. Dra. Maria Regina de Vasconcellos
Barbosa**

JOÃO PESSOA-PB

2011

**REINTRODUÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO
COMÉRCIO ILEGAL NO BRASIL: ESTUDOS DE CASO COM *Sporophila
albogularis*, *Sporophila nigricollis* E *Sicalis flaveola* EM UMA ÁREA DE
CAATINGA**

TARSILA ALMEIDA CAVALCANTI

Dissertação de Mestrado avaliada pela Banca Examinadora:

Orientadores:

Dr. Helder Farias Pereira de Araujo
Universidade Federal da Paraíba - UFPB
Titular

Dra. Maria Regina de Vasconcellos Barbosa
Universidade Federal da Paraíba - UFPB
Titular

Examinadores:

Dr. Marcio Amorim Efe
Universidade Federal de Alagoas - UFAL
Titular

Dr. Alan Loures Ribeiro
Universidade Federal da Paraíba - UFPB
Titular

Dr. Daniel Oliveira Mesquita
Universidade Federal da Paraíba – UFPB
Suplente

Data: ___/___/___

JOÃO PESSOA-PB
2011

Dedico aos animais indevidamente retirados da natureza. E àqueles que passaram, passam ou infelizmente passarão por situações como as descritas abaixo:

“É praticamente certo que todos os animais comprados em feira estão drogados [...] Caçadores quebram o peito de algumas aves, esmagando-lhe o esterno com o dedo polegar, para que morram alguns dias depois da venda e o comprador encomende mais. Os bichos machucados na captura são deixados para morrer. Os filhotes de papagaio, ainda sem penas, e, portanto, sem valor, agonizam ao pé dos ninhos. Os traficantes rodam os macacos pelo rabo para que fiquem tontos e pareçam dóceis aos compradores. Tendões e asas são cortados. Arrancar os dentes e serrar as garras de animais como onças são práticas corriqueiras. Macacos comuns tomam banho de água oxigenada para ficar louros e ser vendidos a alto preço a turistas incautos, que pensam estar comprando o raríssimo mico-leão-dourado”. (Mayrink)

AGRADECIMENTOS

A Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba pela oportunidade da realização do trabalho.

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

Ao CNPq pela bolsa concedida nos dois primeiros meses de curso.

Agradeço a Helder Farias Pereira de Araujo pelos cinco anos de orientação, e por tudo o que me ensinou sobre as aves. Por ter aceitado esse desafio em me orientar neste tema. Por todo o incentivo, valiosas contribuições e também pela amizade.

A Maria Regina de Vasconcellos Barbosa pela orientação desde a graduação. Pelo incentivo durante a realização deste trabalho, pelo apoio e valiosas contribuições.

A toda equipe do CETAS/IBAMA-PB, que me recebeu como membro de uma família, e que tanto se dedicou junto a mim na realização deste trabalho. Ao Paulo Guilherme Carniel Wagner pelo imenso apoio recebido desde o momento em que propus o desenvolvimento desta pesquisa, apoio logístico, discussões e grandes ensinamentos. A Michelle Borba de Senna pelos ensinamentos, apoio logístico, e ajuda no anilhamento. A Mércia Macedo pela ajuda com as planilhas e no anilhamento. Ao Ronny Kelly, Adair José e Hercules Ferreira que tanto me ajudaram no manuseio dos animais. A todos vocês, meus sinceros agradecimentos por tudo que fizeram com tanta boa vontade, e pela valiosa amizade construída nesse período.

A Christine Steiner São Bernardo pelas valiosas contribuições aos capítulos desta dissertação.

A Orione Álvares da Silva pelas discussões, ajuda na montagem dos grids e mapas, e pela amizade construída durante esse período.

Agradeço a Wayt Thomas por ter trazido as anilhas coloridas dos EUA.

Aos servidores do IBAMA Vincent Kurt Lo, Alberto Klefasz, Daniel Dias, Marius Belluci, Leandro Nogueira, Maria Conceição Santana, Daniel Porto, Diego Milleo, Gabrielle Placido pelas contribuições.

Agradeço a Emanuel Nóbrega pela ajuda na escolha das áreas, marcação dos grids e pela hospedagem, e a Fernanda Nóbrega, Fabiana e Sr. Toninho pela hospedagem.

Agradeço imensamente a amizade de Arnaldo Honorato Vieira Filho, que se dispôs a me acompanhar na primeira viagem de campo, na qual eu dirigi (com pouquíssima experiência) pela primeira vez em estrada. Agradeço também pela ajuda no campo e marcação dos grids, e pelas discussões.

A Cristine da Silveira Figueiredo Prates pela companhia em tantos quilômetros percorridos no campo, pela ajuda com as referências, e pela amizade construída neste período. E a Aline Oliveira Lopes pela divertida companhia em campo e pela ajuda com as referências.

A minha querida amiga Elizabeth Burity por ter me recebido em sua casa nesta fase final.

Agradeço a todos os meus amigos que nos momentos de fraqueza durante este percurso acreditaram nos meus esforços, me impulsionando a continuar. Também pelos momentos de alegria e diversão compartilhados.

Por último, meu especial agradecimento aos meus pais, que nunca mediram esforços para me ajudar. Obrigada pelo apoio, dedicação e compreensão durante este período.

RESUMO

Este estudo discute a temática da reintrodução de animais na natureza como principal medida de destinação de espécimes pelos CETAS no Brasil. Até recentemente, a maioria das reintroduções eram realizadas sem nenhum tipo de monitoramento e sem objetivo de pesquisa. Devido ao grande índice de fracassos, houve nos últimos anos um aumento crescente de programas de reintroduções monitoradas, com a incorporação de testes e experimentação de hipóteses. No Brasil, a devolução dos animais à natureza tem sido frequentemente realizada pelos órgãos de fiscalização, entretanto, ocorre sem planejamento e monitoramento adequados, podendo estar causando diversos impactos ambientais desconhecidos. Nos CETAS, a principal destinação dada aos animais é a vida livre, entretanto, a maioria dessas solturas é realizada sem critérios e sem monitoramento posterior. Os Passeriformes estão entre as aves mais traficadas no Brasil, dentre as quais pode-se destacar *Sicalisflaveola*, e espécies de *Sporophila*. Este trabalho verificou aspectos da soltura de três espécies de Passeriformes, *Sporophilaalbugularis*, *S. nigricollise Sicalisflaveola*, liberadas em área de caatinga na Paraíba. Foram soltos 148 indivíduos de *S. flaveola*, 60 de *S. albogularis*, e 48 de *S. nigricollis* no período de chuvas e 98 indivíduos de *S. flaveola*, 164 de *S. albogularis*, e 48 de *S. nigricollis* no seco, todos marcados com anilhas coloridas. O monitoramento consistiu da busca ativa através de transectos em grids montados em quatro áreas de soltura. No geral, o número de visualizações de indivíduos reintroduzidos foi baixo. Foi observada reprodução por indivíduos reintroduzidos de *Sicalisflaveola* já no primeiro mês de monitoramento pós-soltura do período de chuvas, sendo atingidos dois dos objetivos de uma reintrodução: sobrevivência dos indivíduos reintroduzidos e reprodução dos mesmos. Esses indivíduos reproduziram durante o período reprodutivo das aves na caatinga, não apresentando muitas dificuldades ao se estabelecer após a soltura para um ambiente não familiar. Os resultados demonstram que ainda há muitas questões a serem respondidas, de maneira que pesquisas como esta são de grande relevância, pois permitem o desenvolvimento de protocolos de soltura de Passeriformes, desde os procedimentos realizados previamente à soltura, até o aprimoramento das técnicas utilizadas no monitoramento pós-soltura.

Palavras-chave: reintrodução de animais, monitoramento pós-soltura, Passeriformes

SUMÁRIO

CAPÍTULO I	1
Introdução.....	1
Aspectos da legislação sobre fauna no Brasil.....	1
Captura e comercio ilegal de animais silvestres.....	4
Centros de Triagem de Animais Silvestres no Brasil.....	9
Reintrodução de espécies.....	10
Reintroduções de aves no Brasil.....	17
Conclusões.....	21
Referências bibliográficas.....	25
CAPÍTULO II	37
Introdução.....	37
Área de estudo.....	39
Metodologia.....	42
Resultados.....	48
Discussão.....	53
Referências bibliográficas.....	64

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I - REINTRODUÇÃO DE ESPÉCIES COMO FERRAMENTA PARA A DESTINAÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO COMÉRCIO ILEGAL NO BRASIL

Figura 1. Fluxograma de decisões proposta pela Sociedade Brasileira de Ornitologia em 2006. Retirado de Efe et al. (2006)..... 20

CAPÍTULO II - REINTRODUÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO COMÉRCIO ILEGAL EM ÁREA DE CAATINGA: ESTUDOS DE CASO COM *Sporophila albogularis*, *Sporophila nigricollis* E *Sicalis flaveola*

Figura 1. Localização dos municípios de Passagem e Quixaba na Paraíba, onde se inserem as áreas de soltura e monitoramento de três espécies reintroduzidas em áreas de caatinga..... 41

Figura 2. Esquema mostrando um dos grids utilizados para o monitoramento de três espécies reintroduzidas em áreas de caatinga dos municípios Quixaba e Passagem..... 44

Figura 3. Localização dos grids nos municípios de Quixaba e Passagem na Paraíba..... 45

Figura 4. Indivíduos de *S. albogularis* observados nos quatro grids monitorados nos municípios de Passagem e Quixaba, na Paraíba..... 49

Figura 5. Casal de *S. flaveola* marcados com anilhas coloridas azuis, visualizados a 250 m do grid da Faz. Boa Vista em maio de 2010..... 51

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II - REINTRODUÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO COMÉRCIO ILEGAL EM ÁREA DE CAATINGA: ESTUDOS DE CASO COM *Sporophila albogularis*, *Sporophila nigricollis* E *Sicalis flaveola*,

- Tabela 1.** Eventos de soltura e monitoramentos realizados nos municípios de Quixaba e Passagem (M0c: monitoramento prévio a soltura do período de chuvas; Sc: soltura do período de chuvas; M1c: monitoramento no primeiro mês seguinte à soltura do período de chuvas; M3c: monitoramento no terceiro mês seguinte à soltura do período de chuvas; M6c: monitoramento no sexto mês seguinte à soltura do período de chuvas; M0s: monitoramento prévio a soltura do período de seca; Ss: soltura do período de seca; M1c: monitoramento no primeiro mês seguinte à soltura do período de seca; M3c: monitoramento no terceiro mês seguinte à soltura do período de seca; M6c: monitoramento no sétimo mês seguinte à soltura do período de seca)..... 46
- Tabela 2.** Número de indivíduos visualizados soltos através das técnicas de soltura branda e abrupta nos monitoramentos realizados nos períodos de chuvas e de seca (BRAc: soltura branda no período de chuvas; ABRc: soltura abrupta no período de chuvas; BRAs: soltura branda no período de seca; ABRs: soltura abrupta no período de seca)..... 52

CAPÍTULO I

REINTRODUÇÃO DE ESPÉCIES COMO FERRAMENTA PARA A DESTINAÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO COMÉRCIO ILEGAL NO BRASIL

RESUMO

Milhares de animais silvestres são retirados da natureza anualmente no Brasil, embora a legislação ambiental proíba tal prática. Ações de fiscalização pelos órgãos responsáveis apreendem parte dos espécimes traficados, os quais são encaminhados aos CETAS, gerando situações de superlotação por razões como espaço físico limitado e dificuldades de destinação. Este estudo discute a temática da reintrodução de animais na natureza como principal medida de destinação de espécimes pelos CETAS no Brasil. Até recentemente, a maioria das reintroduções eram realizadas sem nenhum tipo de monitoramento e sem objetivo de pesquisa. Devido ao grande índice de fracassos, houve nos últimos anos um aumento crescente de programas de reintroduções monitoradas, com a incorporação de testes e experimentação de hipóteses. No Brasil, a devolução dos animais à natureza tem sido frequentemente realizada pelos órgãos de fiscalização, entretanto, ocorre sem planejamento e monitoramento adequados, podendo estar causando diversos impactos ambientais desconhecidos. A maioria dos trabalhos de reintrodução de aves no país é feita com espécies da família Psittacidae, sendo escassos em outros grupos de aves. Nos CETAS, a principal destinação dada aos animais é a vida livre, entretanto, a maioria dessas solturas é realizada sem critérios e sem monitoramento posterior. Propõe-se aqui, que os espécimes depositados em CETAS possam ser utilizados como populações fontes em programas de reintrodução, objetivando a elaboração de protocolos de solturas, com o desenvolvimento de metodologias mais eficientes. Além disso, a captura intensiva de indivíduos na natureza leva à consequente diminuição de suas populações. Como parte desses animais são depositados nos CETAS, sua utilização em programas de reintrodução, respeitando os critérios necessários, pode diminuir o efeito negativo gerado pela pressão da captura contínua nos diversos ecossistemas.

ABSTRACT

Yearly, thousands of wild animals are removed from the wild in Brazil, even though environmental legislations prohibit such practice. Some of the specimens are firstly seized by the committees in charge of traffic control and are then sent to CETAS, a fact which creates overcrowded situations due to the limited physical space and destination difficulties. This study discusses the issue of reintroducing animals in the wild as the main destination measurement of specimens by CETAS in Brazil. Until recently, most kinds of reintroductions were carried out without any type of monitoring or research aim. Due to a large number of unsuccessful attempts, there has been, in the last years, an increase in the number of monitored reintroductions, with the inclusion of tests and hypothesis experimentation. In Brazil, the reintroduction of animals to their natural habitats has been frequently carried out by control committees. Nevertheless, it occurs without suitable planning or monitoring, a fact which might be causing several unknown environmental impacts. In Brazil, most of the reintroduction work of birds is performed with Psittacidae species, hardly been conducted with other bird groups. In CETAS, the main destination given to animals is 'releasing them in the wild'. Most releases, however, take place without particular criteria or later monitoring. It is recommended here that the specimens captured by CETAS could be used as source populations in reintroduction programs, aiming at the creation of protocols of release, with more efficient methodologies. Besides that, the intensive capture of animals from the wild leads to a consequent decrease in their populations. As some of these animals are kept in CETAS, making use of them in such reintroduction programs and respecting the necessary criteria might decrease the negative effect created by the ongoing capture pressure in several ecosystems.

REINTRODUÇÃO DE ESPÉCIES COMO FERRAMENTA PARA A DESTINAÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO COMÉRCIO ILEGAL NO BRASIL

Introdução

O hábito de utilizar animais silvestres capturados irregularmente como animais de estimação encontra-se amplamente difundido no Brasil (RENCTAS 2001). Embora a legislação ambiental proíba tal prática, centenas de milhares de animais silvestres são retiradas da natureza anualmente para suprir tal atividade (RENCTAS 2001).

Ações de fiscalização do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) e demais forças policiais (Polícia Florestal, Polícia Rodoviária Federal, Polícia Federal, etc.) apreendem uma parcela dos espécimes traficados, os quais são, em sua maioria, encaminhados aos Centros de Triagem de Animais Silvestres (CETAS), gerando situações de superlotação por razões diversas, como espaço físico limitado e dificuldades de destinação.

Diante da realidade de degradação em que se encontra a maioria dos biomas brasileiros, o alto número de espécies de aves brasileiras sob algum risco de ameaça e a dificuldade dos CETAS em apresentar destino adequado aos animais recebidos, este capítulo tem o objetivo de discutir a temática da reintrodução de animais na natureza como principal medida de destinação de espécimes pelos Centros de Triagem de Animais Silvestres no Brasil.

Aspectos da legislação sobre fauna no Brasil

A legislação no Brasil dispõe de leis que tem a função de proteger os animais desde 1934, quando foi promulgado Decreto nº 24.645, que estabelece uma série de ações consideradas maus-tratos e prevê punição aos infratores (Carneiro *et al.* 2009).

Entretanto, tal decreto não impedia a criação de animais em cativeiro, desde que o criador zelasse pela higiene e condições básicas para a vida “saudável” do indivíduo (Sathler 2007).

Em 1967, com a promulgação da Lei de Proteção à Fauna, de nº 5.197, os animais silvestres, bem como seus ninhos, abrigos e criadouros naturais, tornaram-se propriedade do Estado, ficando proibidos sua caça e comércio. A entrada dessa lei em vigor lançou para a ilegalidade pessoas que viviam desse comércio, surgindo o tráfico ilegal da fauna silvestre brasileira (RENCTAS 2001).

A promulgação da Constituição Federal de 5 de outubro de 1988 foi um importante passo para a formulação da atual política ambiental. De acordo com o Art. 23 é competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios proteger o meio ambiente e preservar a fauna e a flora. E conforme o Art. 225, todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, sendo dever do poder público proteger a fauna e a flora e preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais para manutenção das espécies e ecossistemas.

O IBAMA foi criado logo após, em 1989, pela Lei nº 7.735, e desde então é de responsabilidade desse instituto, entre outras funções, exercer atividades de fiscalização que objetivam garantir que os recursos naturais do país sejam explorados de acordo com as normas estabelecidas para a sua sustentabilidade, estando dentro deste contexto a fiscalização da fauna silvestre.

O comércio de animais silvestres foi normatizado em 1997 pela Portaria IBAMA de nº 117, que regulamenta a comercialização de animais vivos, abatidos, partes e produtos da fauna silvestre brasileira, provenientes de criadouros comerciais ou zoológicos devidamente registrados pelo Instituto. Porém, diante da burocracia e alto investimento financeiro exigido para regularizar esta atividade, o mercado clandestino

estabelece preços de venda bem abaixo do comércio legal (RENCTAS 2001, Fernandes-Ferreira *et al.* 2010), concorrendo em vantagem com os estabelecimentos devidamente legalizados. Sathler (2007) cita o exemplo de papagaios-verdadeiros (*Amazona aestiva*) no Rio de Janeiro, que no ano de 2002 alcançavam o valor de R\$ 3.000,00 (três mil reais) no comércio legalizado, enquanto o valor no tráfico era inferior a R\$ 100,00 (cem reais).

Com a implantação da Lei federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, o Brasil passou a contar com um importante instrumento para combater a prática ilícita do tráfico de animais silvestres, corrigindo algumas distorções e estabelecendo os parâmetros necessários para o aprimoramento das políticas públicas voltadas para o tema (Carneiro *et al.* 2009).

Atualmente, de acordo com o Art. 24 do Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008 que regulamentou a Lei nº 9.605, a pessoa que “matar, perseguir, caçar, apanhar, coletar ou utilizar espécimes da fauna silvestre, nativos ou em rota migratória, sem a devida permissão, licença ou autorização da autoridade competente” está sujeito à multa de R\$ 500,00 (quinhentos reais) por indivíduo de espécie não constante de listas oficiais de risco ou ameaça de extinção, ou multa de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais), em caso de espécie constante de listas oficiais de fauna brasileira ameaçada de extinção, ou mesmo na Convenção de Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção - CITES. E segundo a Instrução Normativa (IN) nº 28 do IBAMA, os animais apreendidos vivos oriundos de ações de fiscalização, devem sempre que possível, ser soltos na natureza, ou então encaminhados para um CETAS.

Ribeiro & Silva (2007) afirmam que mesmo com a rica e detalhada legislação vigente, alguns fatores como a baixa severidade das penalidades previstas na lei, as dificuldades operacionais associadas à vasta extensão territorial e a miséria em que vive

grande parte da população, impossibilitam a total eficiência das ações de combate ao tráfico. Segundo RENCTAS (2001), o maior problema se encontra na interpretação e aplicação dessa legislação, já que tráfico de animais silvestres não é visto como um delito grave e a falta de conhecimento técnico por parte dos legisladores faz com que muitas vezes o infrator saia impune.

Captura e comércio ilegal de animais silvestres

O comércio ilegal de animais silvestres é considerado a terceira maior atividade ilícita rentável do mundo, e estaria atrás apenas do tráfico de drogas e de armas (Le Duc 1996). Há dez anos, estimava-se que tal comércio chegava a movimentar de 10 a 20 bilhões de dólares por ano (Webb 2001).

De acordo com Amado (1991), cerca de 12 milhões de animais eram retirados da natureza por ano para suprir o comércio ilegal. Mais de dez anos depois, RENCTAS (2001) estimou que a cada ano esse número pudesse chegar a 38 milhões de espécimes capturados indevidamente. Nos dias atuais não existem estimativas precisas do número real de indivíduos que continuam sendo retirados de seus ambientes naturais. Dados de relatórios anuais fornecidos pelos CETAS do país demonstram um número crescente de animais depositados nestes centros nos últimos anos. Tais resultados devem-se à intensificação das atividades de fiscalização nos últimos tempos, realizadas tanto pelo IBAMA como demais polícias, não correspondendo ao número real de indivíduos capturados na natureza. Muitas vezes, a postura repressiva tomada pelos fiscais durante as operações não leva à conscientização da sociedade, e aliada à ausência de trabalhos de educação ambiental, não é possível afirmar que o aumento dessas ações de fiscalização nos últimos anos esteja levando a uma diminuição da coleta de indivíduos em seus ambientes naturais. Apesar do grande esforço exigido nas atividades de

fiscalização, a ausência de metodologia científica nestas ações não permite acessar sua eficiência, ocorrendo apenas um trabalho de reação às denúncias recebidas. É importante ressaltar que independente do número real de indivíduos que são retirados da natureza a cada ano, apenas uma pequena parcela destes são apreendidos pelos órgãos de fiscalização.

Segundo Rocha (1995), fatores como a alta biodiversidade, posição periférica perante a economia mundial, ineficiência de órgãos de controle e pobreza faziam do Brasil um dos países que mais comercializavam o patrimônio faunístico e florístico. O cenário do Brasil não é mais o mesmo perante a economia mundial, nos últimos anos houve aumento do desenvolvimento econômico e diminuição da taxa de pobreza, entretanto, não é possível afirmar que isto tenha levado à diminuição da comercialização de animais silvestres. Um trabalho recente realizado na zona rural do sertão paraibano mostra que as condições socioeconômicas da população estão relacionadas com o hábito de captura destes animais, mas que esta atividade não é determinante para a sobrevivência das famílias, estando mais relacionadas com questões culturais, com a captura dos animais sendo realizada principalmente para uso como companhia (T. S. A. Pessoa com. pess.). Tais resultados indicam que mesmo com a diminuição da taxa pobreza no país, as questões culturais ainda são muito fortes, e continuam motivando a captura indevida de indivíduos em seus ambientes naturais.

Relatos históricos afirmam que desde o início da colonização, o fascínio provocado pelos recursos naturais encontrados no território brasileiro originou o contrabando de espécies da fauna e da flora, bem como de materiais preciosos (Sick 1997, RENCITAS 2001, Carneiro *et al.* 2009). Os animais atraem a cobiça de amadores e colecionadores por sua beleza estética, tanto ou até mesmo em razão de seu status de espécie rara, tanto no Brasil quanto no exterior (Rocha 1995).

Após a perda do habitat, a caça, tanto para subsistência como comércio, é a maior ameaça à fauna silvestre brasileira (Redford 1992, Rocha 1995, Marini & Garcia 2005). Este tipo de atividade está associado a problemas culturais, de educação, pobreza, falta de opção econômica, desejo de lucro fácil e rápido, e a satisfação pessoal de manter animais silvestres como companhia (RENCTAS 2001).

Dentre os impactos gerados pelo tráfico de animais destacam-se: a redução de determinadas populações, incluindo o risco de extinção e modificações na estrutura dos ecossistemas (Redford 1992); privatização de recursos genéticos com efeitos financeiros, como pagamentos de *royalties* por produtos industrializados a partir de matéria prima brasileira (Carneiro *et al.* 2009). Além disso, o descuido e desconhecimento dos criadores podem levar a introdução de espécies alóctones, podendo gerar competição por recursos, e ocasionar a dispersão de doenças e parasitas (García-Moreno *et al.* 2007). Ferreira & Glock (2004) citam o caso de *Paroaria dominicana*, natural da região Nordeste do Brasil, mas que pode ser encontrada na cidade de Porto Alegre, RS.

A maioria dos animais silvestres comercializados ilegalmente no Brasil é oriunda das regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste, e é escoada para as regiões Sul e Sudeste, pelas rodovias federais (RENCTAS 2001, Ferreira & Glock 2004). Os principais pontos de destino desses animais são os estados do Rio de Janeiro e São Paulo, onde são vendidos em feiras livres ou exportados por meio dos principais portos e aeroportos dessas regiões, principalmente para Europa, Ásia e América do Norte (RENCTAS 2001, Ferreira & Glock 2004).

Segundo Rocha (1995), dos animais que são retirados da natureza apenas um em cada 10 sobrevive do momento da captura até a chegada ao consumidor. Os motivos são inúmeros e normalmente estão relacionados à eliminação de animais capturados que não

tem valor comercial, condições insalubres de transporte, e maus tratos realizados antes da venda para dar a impressão que o espécime é manso (RENCTAS 2001). Entretanto, segundo a SOS Fauna essa proporção (10 para um) pode ser exagerada, sendo reproduzida para retirar dos governos a responsabilidade pela falta de estrutura em lidar com tal problema, principalmente durante as apreensões (Marques 2009).

As aves são os animais mais comercializados no mundo devido às cores fortes de sua plumagem e ao canto (Nash 1993, Mulliken 1995, Bird Life International 2000, Ribon *et al.* 2003, Shepherd *et al.* 2004, Jepson & Ladle 2005). Mais de 80% dos animais apreendidos no Brasil pertencem a esse grupo (RENCTAS 2001).

A maioria das espécies que abastecem o tráfico é oriunda das regiões tropicais, as quais detêm maior riqueza de avifauna (RENCTAS 2001). A captura de aves silvestres para criação em cativeiro tem sido apontada como uma das principais causas da redução populacional de diversas espécies (Sick 1997, IUCN 2004). Além disso, a captura excessiva de espécimes pode eliminar dispersores de sementes e polinizadores importantes para a manutenção da diversidade florística, além de desequilibrar cadeias alimentares, ameaçando outros grupos e possibilitando o aumento de pragas (Sick 1997).

Além do uso das aves como companhia, penas e ovos também são comercializados (RENCTAS 2001), e a utilização destes recursos por populações humanas se estende para outras finalidades, como alimentação, medicina popular, ornamento e relações mágico-religiosas em várias partes do mundo (Alves & Rosa 2006, Alves & Rosa 2007, Santos & Costa-Neto 2007, Constantino *et al.* 2008, Alves 2009).

Ferreira e Glock (2004) afirmam que as aves silvestres mais frequentemente capturadas são os Passeriformes e Wright *et al.* (2000) listam também os Psitaciformes.

Os registros de entradas de animais nos CETAS do país também corroboram com tais afirmações. A intensa captura de Passeriformes no Brasil é direcionada ao mercado interno, sendo os pássaros canoros as espécies mais encontradas em cativeiro (Souza 1987). A manutenção dessas aves em gaiolas é tradição muito antiga e arraigada no Brasil, impulsionando o comércio tradicional em feiras livres de capitais e cidades do interior (Sick 1997, Ferreira & Glock 2004). Essa atividade tem aumentado, existindo atualmente os clubes criadores de pássaros, que organizam disputas destinadas ao julgamento da qualidade dos cantos, e alguns membros desses clubes participam ativamente do comércio ilegal de aves, estimulando a captura de pássaros canoros na natureza (Fernandes-Ferreira *et al.* 2010). Os psitacídeos, devido à habilidade de imitar a voz humana, combinada com a inteligência, beleza e docilidade, são as aves mais populares e procuradas como animal de estimação no mundo, ficando atrás apenas dos cachorros e gatos (RENCTAS 2001).

Marini & Garcia (2005) comentam que a arara-azul-pequena (*Anodorhynchus glaucus*) e a ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) são consideradas extintas na natureza, em grande parte devido ao tráfico ilegal. Segundo Olmos *et al.* (2005), a caça em algumas regiões de caatinga no nordeste brasileiro, tanto para obtenção de proteína como para suprir o comércio de aves de gaiola, praticamente extinguiu localmente espécies como os jacus (*Penelope* sp.), a zabelê (*Crypturellus noctivagus zabele*), a graúna (*Gnorimopsar chopi*), o canário (*Sicalis flaveola*), e psitacídeos maiores, e reduziu populações regionais de aves normalmente abundantes em áreas pouco caçadas, como a asa-branca (*Patagioenas picazuro*).

Centros de Triagem de Animais Silvestres no Brasil

A IN 169 do IBAMA de 2008, que institui e normatiza as categorias de uso e manejo da fauna silvestre em cativeiro no território brasileiro, define os Centros de Triagem de Animais Silvestres como qualquer empreendimento de pessoa jurídica, autorizado pelo IBAMA, com finalidade de receber, identificar, marcar, triar, avaliar, recuperar, reabilitar e destinar animais silvestres provenientes da ação da fiscalização, resgates ou entrega voluntária de particulares. A destinação dada aos animais pode ocorrer com a devolução destes à natureza ou seu depósito em criadouros e zoológicos autorizados pelo IBAMA. Esses centros podem ser gerenciados pelo próprio IBAMA ou por outras instituições, em sistema de convênio ou parceria, sob a supervisão do Instituto.

Anualmente, dezenas de milhares de animais são depositadas nos CETAS distribuídos pelo Brasil. Dados fornecidos pela Diretoria de Biodiversidade e Floresta do IBAMA (DBFLO), a partir de relatórios anuais enviados pelos CETAS¹, mostram que 72.956 animais foram depositados nestes centros no ano de 2010. A maioria destes indivíduos (88,3%) eram aves, seguido dos répteis (6,2%), e mamíferos (5,5%). Quanto ao tipo de destinação, 31.732 indivíduos (43,5%) foram soltos na natureza.

Dentre as maiores dificuldades enfrentadas por estes Centros atualmente, a falta de protocolos para a devolução dos espécimes à natureza, fundamentados em pesquisas científicas, talvez seja a que apresenta maior urgência em ser sanada. As IN 169 e 179 publicadas pelo IBAMA em 2008, com o objetivo de nortear os procedimentos de manutenção e destinação de animais silvestres, encontram-se muito distantes da realidade diária dos CETAS. O grande número de entradas de animais dificulta não

¹ Os dados obtidos pela DBFLO não apresentam informações sobre o depósito de animais de alguns CETAS do IBAMA, além disso, algumas informações a respeito da destinação dadas aos animais estão omitidas em alguns estados, de forma que os números aqui apresentados não representam o montante real de animais que foram depositados nestes centros no país em 2010.

somente sua manutenção em cativeiro, como também a destinação para criadouros e zoológicos, já que estes não conseguem absorver a demanda dos CETAS.

RENCTAS (2001) cita a falta de Centros de Triagem como fator que dificulta a atividade de fiscalização, pois os animais apreendidos precisam ser encaminhados para algum lugar. Tal situação levou à soltura de animais sem critério científico algum, durante atividades de fiscalização, com a liberação dos animais no próprio local de apreensão ou em outros locais (RENCTAS 2001, Marini & Garcia 2005). Nos últimos dez anos ocorreram melhorias nas ações de proteção à fauna no Brasil, o que levou ao aumento das ações de fiscalização e construção de novos CETAS. Entretanto, ainda há muito a ser feito, já que pouco recurso é destinado para estes centros, fazendo com que funcionem no limite de suas atribuições, muitas vezes os incapacitando de realizar suas atividades, principalmente as de reintroduções de animais, por se constituírem de programas onerosos.

Reintrodução de espécies

Programas de reintrodução de espécies em habitats, onde estas têm desaparecido, são ferramentas cada vez mais importantes no manejo da vida selvagem (Griffith *et al.* 1989, Seddon 1999, Seddon & Soorae 1999, Fischer & Lindenmayer 2000, Mathews *et al.* 2006, Lipsey & Child 2007, Jule *et al.* 2008).

Projetos de reintrodução tentam restabelecer espécies dentro de sua distribuição original através da liberação de indivíduos selvagens ou de cativeiro, após diminuição ou extinção das populações na natureza. Seus principais objetivos são aumentar o tempo de sobrevivência das espécies, restabelecer espécies-chave no ecossistema, manter e/ou restaurar a biodiversidade, prover benefícios em longo prazo para as economias locais e

nacionais, e promover a consciência da importância da conservação (IUCN 1998). Programas de reintrodução têm sido realizados tradicionalmente como exercícios de manejo, sem a finalidade de responder objetivos de pesquisa (Seddon *et al.* 2007a).

A terminologia relacionada à reintrodução é usada de forma inconsistente, tornando-se muitas vezes confusa (Armstrong & Seddon 2007). A IUCN (1987) define “translocação” como qualquer movimento de organismos vivos de uma área para outra realizada por ação humana, a qual pode ser de três tipos: (1) introdução, que é o movimento de um organismo para fora de sua área de distribuição nativa conhecida, (2) reintrodução, movimento intencional de um organismo para uma parte de sua distribuição nativa, na qual a espécie já desapareceu ou foi extinta, e (3) revigoramento, movimento de indivíduos para reforçar uma população já existente.

Existe um histórico bem documentado de que humanos têm movido animais domésticos ou de cativeiro de um local para outro por milênios, seja para estabelecer novos recursos alimentares, controle biológico de pragas e/ou por razões estéticas (Griffith *et al.* 1989), o que frequentemente implicou na soltura de espécies fora de suas áreas de distribuição (Vitousek *et al.* 1997). Todavia, a reintrodução de espécies com objetivo de restauração ou preservação da biodiversidade é uma atividade relativamente recente, que se desenvolveu como consequência do aumento da conscientização global sobre a necessidade de conservação da diversidade biológica, face à extinção de espécies (Seddon *et al.* 2007a).

Os dados disponíveis sobre reintroduções realizadas nas décadas de 70 e 80 mostram que a maioria desses programas falhou, e que muito pouco foi aprendido durante o processo (Griffith *et al.* 1989). Grande parte destes trabalhos foi puramente descritiva e a avaliação dos parâmetros estatísticos foi realizada de forma oportunística ou *a posteriori*, sem uma abordagem experimental para testar hipóteses de maneira

rigorosa ou avaliar cientificamente as técnicas de reintrodução (Seddon *et al.* 2007a). Além disso, estes projetos muitas vezes tiveram planejamento deficiente, amostras de tamanho pequeno e falta de recursos, ficando o monitoramento pós-soltura negligenciado ou simplesmente inexistente, de modo que as causas das falhas permaneceram desconhecidas, assim como os processos pelos quais as populações reintroduzidas começaram a se estabelecer (Seddon *et al.* 2007a).

Durante os anos 90, percebeu-se a necessidade de um maior acompanhamento das reintroduções, com maior enfoque nas pesquisas e na aplicação de abordagens experimentais (Armstrong *et al.* 1994, Seddon 1999), e desde então, o número de monitoramentos aumentou substancialmente, e vários estudos com testes de hipóteses associadas à reintroduções tem sido publicados (e. g. Wolf *et al.* 1998, Armstrong & Perrot 2000).

Seddon *et al.* (2005) realizaram uma revisão dos trabalhos de reintrodução realizados no mundo e verificaram que a maioria destes são realizados com animais vertebrados, seguido das plantas e animais invertebrados. Dentro dos vertebrados, houve uma tendência maior de projetos com mamíferos e aves. No grupo das aves, as ordens mais bem representadas foram Anseriformes, Falconiformes, Gruiformes e Galliformes. De acordo com esses autores, a preferência observada por aves dessas ordens demonstra o interesse por raptores e espécies cinegéticas. De modo geral, observa-se na pesquisa conservacionista uma tendência a atender grupos de animais com apelo junto à opinião pública, a despeito de outros igualmente importantes para a manutenção dos sistemas biológicos (Bambirra & Ribeiro 2009). É provável que a seleção de espécies candidatas à reintrodução seja dirigida tanto por prioridades nacionais, disponibilidade de fundos e nível de apoio das organizações não-governamentais e das comunidades locais, quanto por considerações acerca do estado

global de conservação da espécie (Seddon *et al.* 2005). Esses mesmos autores destacam ainda que o foco em espécies “carismáticas” pode servir para conseguir apoio público para os esforços de conservação, o que pode pesar na decisão sobre como aplicar os já escassos recursos (Seddon *et al.* 2005).

Apesar do aumento significativo na quantidade de projetos de reintrodução com objetivos conservacionistas, as taxas de sucesso estimadas em diversos trabalhos são consideradas baixas (Fischer & Lindenmayer 2000). Vários trabalhos discutem os fatores que podem afetar mais intensamente o sucesso e o fracasso das reintroduções, e de maneira geral, foi identificado que as chances de sucesso são maiores quando os animais liberados são selvagens, quando um grande número de animais é solto (Fischer & Lindenmayer 2000), e quando a causa do declínio original é suprimida (Jule *et al.* 2008).

Marini & Marinho Filho (2006) apontam diversos problemas associados às reintroduções, como: (1) o abandono dos locais de soltura pelos indivíduos translocados, os quais podem se deslocar para áreas não protegidas; (2) a transmissão de doenças para os indivíduos da mesma ou de outras populações; (3) a necessidade de estudos de acompanhamento dos animais soltos, com o objetivo de verificar a eficiência das translocações; (4) leis e burocracia que em geral complicam programas de reintrodução, pois muitas vezes um animal precisa ser translocado imediatamente após a apreensão; (5) degradação genética da população translocada através de cruzamentos (hibridação) com espécies nativas; e (6) adaptação dos animais às condições alteradas da natureza mais do que o previsto. Rodrigues (2006) conclui com base no comportamento territorialista de muitos animais, que o destino da maioria dos indivíduos transportados para habitats não familiares é a morte, e os poucos que conseguem sobreviver terão que disputar territórios, recursos e parceiros sexuais com

indivíduos residentes nessas áreas, causando desestabilização da vizinhança e maior número de injúrias e mortes devido a lutas territoriais. Segundo Efe *et al.* (2006), “animais reintroduzidos em habitats inapropriados estão condenados a não obter alimento e morrer de causas para as quais não se encontram preparados”. Além disso, as reintroduções podem causar um impacto negativo ao ameaçar populações selvagens existentes (Wanjtal & Silveira 2000, Jiménez & Cadena 2004, Rodrigues 2006). Entretanto, para Marini & Marinho Filho (2006), as translocações podem obter sucesso se houver a escolha de um habitat apropriado, eliminação de fatores que causam o declínio da espécie, estudos de viabilidade e escolha do local de soltura, sendo essencial um longo acompanhamento, proteção e restauração do habitat, o que torna um bom programa de translocação uma tarefa complexa e cuidadosa.

Armstrong & Seddon (2007), elaboraram um quadro de questões com a finalidade de incentivar uma abordagem mais integrada em iniciativas de reintrodução. Essas questões envolvem considerações a respeito do estabelecimento e da persistência das populações reintroduzidas na área de soltura, estratégias para múltiplas populações de uma mesma espécie, e outras no nível de ecossistemas, de maneira que os programas de reintrodução estejam cada vez mais inseridos dentro do contexto da restauração de ecossistemas. Esses autores sustentam que programas mais complexos, que levem em consideração tais questões identificadas *a priori*, fornecerão uma maior quantidade de conhecimento útil.

Seddon *et al.* (2007a) defendem que além de experimentos, trabalhos de reintrodução devem utilizar abordagens alternativas ou complementares, as quais podem aumentar substancialmente as chances de sucesso, como por exemplo, a replicação do estudo, já que conclusões derivadas de estudos separados de um mesmo processo permitem testes mais rigorosos do que um único estudo.

Outra abordagem seria a utilização de experimentos que objetivam mitigar os efeitos do cativeiro nas reintroduções (Seddon *et al.* 2007a). Existe a preocupação de que animais criados em cativeiro não possuam a mesma habilidade para sobreviver na natureza do que espécimes selvagens (Snyder *et al.* 1996), já que estes podem ter a saúde debilitada devido às más condições do cativeiro, ou estresse durante o processo de soltura, além de poderem não apresentar características importantes como o medo (McPhee 2003) ou reconhecimento de predadores (Griffin *et al.* 2000). Como a mortalidade causada pela predação limita diretamente a sobrevivência de animais de cativeiro soltos, trabalhos recentes têm realizados experimentos nos quais os espécimes são ensinados a reconhecer os predadores (Seddon *et al.* 2007a).

Uma terceira abordagem sugerida por (Seddon *et al.* 2007a) é a utilização de modelagem populacional como ferramenta para projetar a trajetória de populações com interesses conservacionistas. Análises de Viabilidade Populacional (PVA) são utilizadas para prever o provável estado de conservação futuro da população (Morris & Doak 2002) fornecendo uma base quantitativa para a avaliação de estratégias de manejo (Seddon *et al.* 2007a).

Por fim, Seddon *et al.* (2007a) ainda sugerem o uso de sistemas de informação geográficas (SIG) para modelar a distribuição de habitat disponível (e. g. Li *et al.* 2002, McShea *et al.* 2005), já que segundo o guia de reintrodução proposto pela IUCN (1998), o acesso à disponibilidade de habitat adequado é um componente chave no planejamento de uma reintrodução. A combinação do SIG com a flexibilidade do PVA em trabalhos recentes tem estabelecido novos padrões para o planejamento de reintroduções (Seddon *et al.* 2007a).

Projetos de reintrodução são programas onerosos e que demandam atenção técnica e científica por um período superior ao da soltura propriamente dita, por este motivo,

dependem da disponibilidade tanto de recursos quanto de pessoal capacitado para seu sucesso (Seddon 1999, Seddon & Soorae 1999, Fischer & Lindenmayer 2000, Wanjal & Silveira 2000, Armstrong & Seddon 2007).

Lipsey & Child (2007) apontam que há muito a ganhar através de estudos conjuntos realizados nos campos da biologia da reintrodução e da restauração ecológica. O isolamento histórico entre estes dois campos é surpreendente, já que o primeiro restabelece espécies dentro de sua distribuição histórica (Seddon *et al.* 2007b), e o segundo auxilia a recuperação de ecossistemas degradados (SER 2004). Lipsey & Child (2007) afirmam que a taxa de sucesso de reintroduções poderá ser muito maior quando inseridas dentro do quadro mais holístico e científico da restauração ecológica, da mesma forma que trabalhos de restauração ecológica produziram melhores resultados ao aceitar as contribuições da biologia da reintrodução, destacando, por exemplo, espécies reintroduzidas como bandeiras ou indicadoras. Além disso, se um ecossistema for restaurado na medida em que uma espécie previamente extinta restabeleça uma população autossustentável, o esforço de restauração terá passado por um teste fundamental de sua integridade (Lipsey & Child 2007). Restabelecer certas espécies para fornecer papéis chave, pode melhorar bastante o funcionamento e a resiliência de ecossistemas restaurados (Lipsey & Child 2007).

A literatura recente no campo da reintrodução tem dado maior atenção ao contexto ecológico, considerando, por exemplo, restauração de funções do ecossistema por animais reintroduzidos (Macdonald *et al.* 2000); restabelecimento de sistemas naturais predador-presa (Wilmers *et al.* 2003); e soltura de substitutos para preencher papéis ecológicos de espécies extintas (Seddon & Soorae 1999).

Reintroduções de aves no Brasil

O Brasil possui um percentual estimado entre 15% a 20% de toda a diversidade biológica mundial e o maior número de espécies endêmicas do globo (Lewinsohn & Prado 2002, Costa *et al.* 2005). Apesar disso, não se destaca da mesma forma por suas iniciativas de conservação (Bambirra & Ribeiro 2009), sendo frequentemente criticado pelo desmatamento, conversão de áreas naturais em áreas agrícolas e pela difusão descontrolada dos centros urbanos e industriais (Mittermeier *et al.* 2005).

Assim como a maioria dos países em desenvolvimento, o Brasil destina uma parcela muito pequena de sua receita para os fins conservacionistas, que são altamente dependentes do investimento estrangeiro, que tem declinado na última década e que não tem, necessariamente, as mesmas prioridades que os órgãos brasileiros de conservação (Young 2005, Bambirra & Ribeiro 2009). Somente a partir da década de 1970 houve um desenvolvimento mais robusto das ações conservacionistas no país, particularmente como iniciativas de Organizações não Governamentais e em resposta ao surgimento e aperfeiçoamento das leis de proteção ambiental (Mittermeier *et al.* 2005).

No Brasil, a devolução dos animais à natureza, com fins de reintrodução ou revigoramento populacional, tem sido frequentemente a solução escolhida pelos órgãos de fiscalização e gestão de fauna, e tem grande simpatia e apoio popular (Marini & Marinho Filho 2006). Entretanto, tal ação pode estar causando uma série de impactos ambientais totalmente desconhecidos, pois geralmente são realizadas sem planejamento e monitoramento adequados (Wanjtal & Silveira 2000, Efe *et al.* 2006). De acordo com Marini & Garcia (2005), a maioria dos espécimes capturados ilegalmente é libertada em locais impróprios (fora de sua distribuição geográfica original) e sem uma avaliação apropriada de seu estado sanitário, sendo o efeito dessas solturas desconhecido.

Embora exista uma grande discussão sobre a viabilidade da reintrodução e translocação de espécies apreendidas no tráfico e/ou nascidas em cativeiro, poucas pesquisas sobre o assunto foram realizadas no Brasil (Marini & Marinho Filho 2006). Bampirra & Ribeiro (2009) analisaram 130 registros de reintroduções no país e verificaram que 3,8% contemplavam anfíbios, 8,5% répteis, 26,2% mamíferos e 61,5% aves, e nenhum projeto formal envolvia espécies de peixes. Esses resultados mostram que trabalhos de reintrodução no Brasil seguem a tendência mundial, a maioria dos projetos é realizada com mamíferos e aves, principalmente por estes serem considerados grupos “carismáticos” (Seddon *et al.* 2005, Bampirra & Ribeiro 2009).

A maioria dos trabalhos de reintrodução de aves no país é feita com espécies da família Psittacidae. Como exemplos podem ser citados: a reintrodução de espécimes de papagaios-verdadeiros, *Amazona aestiva*, numa área de Pantanal no Mato Grosso do Sul (Seixas & Mourão 2000) e em uma área de Caatinga na Bahia (Saidenberg 2010); a reintrodução do periquito-de-testa-vermelha, *Aratinga auricapilla*, na Bahia (Lima & Santos 2005); a soltura do periquito-da-caatinga, *A. cactorum*, na Bahia (Lo 2010); a soltura monitorada do periquitão-maracanã, *A. leucophthalma*, no Rio de Janeiro (Joffily 2010); e a translocação e reintrodução de ninhegos da arara-azul, *Anodorhynchus hyacinthinus*, numa área de pantanal no Mato Grosso do Sul (Vargas *et al.* 2001). Outros exemplos de trabalhos desenvolvidos no Brasil são os de reintrodução de mutuns-do-sudeste (*Crax blumenbachii*), espécie ameaçada, numa área de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, em que todos os indivíduos foram monitorados com rádio-transmissor por mais de dois anos (Bernardo *et al.* 2011a, Bernardo *et al.* 2011b). Trabalhos de translocação com espécies de Passeriformes são praticamente inexistentes, sendo estas as mais apreendidas pelos órgãos de fiscalização, e as principais responsáveis pela superlotação dos CETAS, já que não interessam tanto aos zoológicos

e criadouros comerciais. Além disso, existem pouquíssimos trabalhos de reintroduções no Brasil nos quais os indivíduos foram monitorados por um extenso período após a soltura (e. g. Seixas & Mourão 2000, Bernardo *et al.* 2011a, Bernardo *et al.* 2011b).

De acordo com Bambilra & Ribeiro (2009), o registro dos dados obtidos em programas de reintrodução no Brasil é ainda bastante fragmentado, com publicações na forma de livros, projetos, trabalhos acadêmicos, resumos em congressos e outros superando a porcentagem de artigos científicos. Tal situação gera dificuldades de acesso e divulgação dos trabalhos, pois estes geralmente não são indexados e não estão disponíveis em bibliotecas institucionais, mesmo nas de boa qualidade (Lewinsohn & Prado 2002).

Em 2006, a Sociedade Brasileira de Ornitologia publicou um manuscrito sugerindo diretrizes para a destinação de aves silvestres provenientes do tráfico e cativeiro (Efe *et al.* 2006) (Figura 1). De acordo com esta publicação, a devolução de indivíduos à natureza deve ser realizada apenas nos casos onde a apreensão dos animais seja executada em flagrante, com os apanhadores ainda no ambiente natural da espécie e tendo-se a certeza de que as aves foram capturadas naquela ocasião, ou então, quando a espécie apresentar problemas de conservação. Neste último caso, os indivíduos seriam levados para centros de reabilitação e em seguida encaminhados para criadouros científicos ou conservacionistas, ou para programas de conservação onde participariam de solturas monitoradas. Animais menos comuns, mas de interesse para cativeiros, ou animais debilitados, seriam encaminhados para criadouros conservacionistas ou zoológicos. Quando se tratar de uma espécie comumente apreendida (chamadas de “excedentes” por estes autores), e não existirem criadouros capazes de recebê-la, indicasse a eutanásia, entretanto, este é o caso da maioria dos espécimes que anualmente são recebidos pelos CETAS.

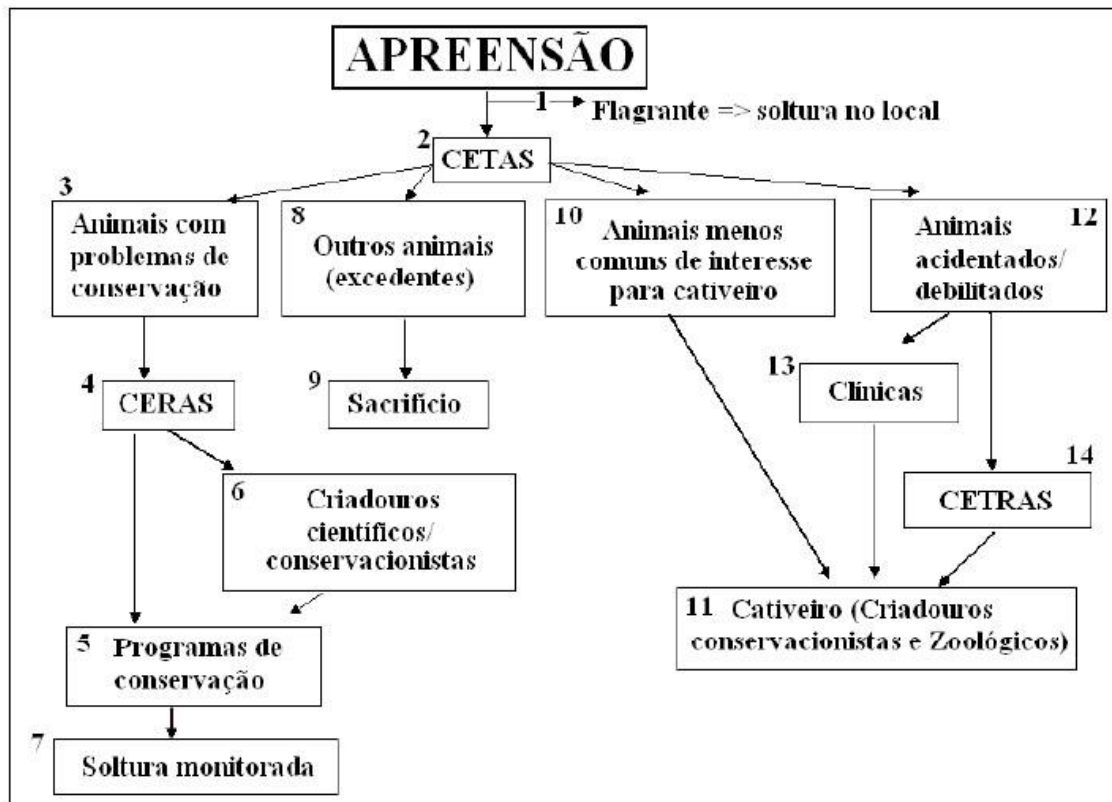


Figura 1. Fluxograma de decisões proposta pela Sociedade Brasileira de Ornitologia em 2006. Retirado de Efe et al. (2006).

Segundo a IN 179 do IBAMA (2008) espécimes da fauna silvestre nativa somente poderão ser destinados para programas de soltura que tenham as seguintes finalidades: reintrodução, reforço populacional, ou experimentação visando o desenvolvimento de procedimentos para soltura. Além disso, esta IN disponibiliza em anexo um *Manual de Procedimentos para Destinação de Animais Silvestres*, onde são listados cinco protocolos: (1) avaliação de áreas de soltura; (2) levantamento clínico e diagnóstico dos indivíduos; (3) avaliação genética e taxonômica da espécie; (4) estudo de comportamento animal; e (5) monitoramento pós-soltura. Essas diretrizes foram delineadas de modo a minimizar os riscos para as espécies e para o ambiente, mas sua adoção não é obrigatória.

Em uma pesquisa realizada com servidores do IBAMA lotados em CETAS de diferentes regiões do Brasil, verificou-se que a principal destinação dada aos animais é a vida livre, com uma pequena parcela sendo destinada para cativeiros ou zoológicos legalizados. Entretanto, essas solturas são, em sua maioria, realizadas sem critérios, de forma que não há a identificação de problemas *a priori* ou o monitoramento realizado após as solturas. Além disso, todas as respostas obtidas indicam que não tem sido possível seguir a risca as diretrizes propostas pela IN 179. De acordo com Wagner & Lo (2011), esta IN relacionou uma série de exigências para projetos de soltura, comprometendo sua aplicabilidade. Um exemplo é em relação ao protocolo de levantamento clínico e diagnóstico dos indivíduos, o qual listou uma série de exames que deveriam ser realizados previamente à soltura, mas o alto custo exigido e a falta de laboratórios no Brasil capacitados para atender esta demanda impossibilitam o cumprimento deste protocolo.

Conclusões

Em virtude do grande número de animais que são depositados nos CETAS em todo país, estes centros tornaram-se repositórios de espécimes das mais variadas espécies, os quais podem ser utilizados em pesquisas científicas, em diferentes áreas de concentração, como medicina veterinária, zootecnia e biologia. Entretanto, essa possibilidade de estudos ainda é muito pouco trabalhada, tendo em vista a enorme quantidade de animais que vão a óbito e deixam de ser estudados enquanto vivos, ou até mesmo suas carcaças, que muitas vezes não chegam a ser aproveitadas.

Dentro do contexto da reintrodução de espécies, esses indivíduos podem ser utilizados como populações fontes em programas objetivando a elaboração de protocolos de solturas. Para isso, vários experimentos necessitam ser realizados visando

o desenvolvimento de metodologias mais eficientes, desde a preparação do animal ainda em cativeiro até após sua liberação na natureza, como: a determinação do tamanho ideal de uma população inicial para soltura de uma determinada espécie numa área específica; a quantidade de solturas necessárias que permitam o estabelecimento e a persistência dessa população na área; e também o período de monitoramento desejável para que seja possível determinar se houve sucesso ou não.

Como discutido anteriormente neste trabalho, a captura intensiva de indivíduos na natureza, principalmente pássaros de gaiolas, os quais representam a maior quantidade de indivíduos que são depositados nos CETAS, pode estar levando à diminuição das populações de várias espécies na natureza. Os CETAS possuem uma ligação direta com tal questão, já que uma parcela dos animais que continuam sendo retirados de seus habitat acaba sendo depositada nestes centros. Portanto, a reintrodução desses indivíduos na natureza, respeitando os requisitos necessários para isso, pode diminuir o efeito negativo gerado pela pressão da captura contínua nos diversos ecossistemas.

Sugere-se então, que antes da eutanásia ser considerada, principalmente para os indivíduos considerados como “excedentes”, a reintrodução seja levada em consideração, já que constituem a maioria dos espécimes que anualmente são depositados nos CETAS, constituindo-se de um bom material de pesquisa a ser utilizado para responder várias das questões citadas anteriormente sobre reintroduções. De outro modo, este trabalho não tem a finalidade de se opor a eutanásia, existindo casos em que esta pode ser considerada, como por exemplo, a destinação de indivíduos para pesquisas científicas, e animais que apresentem estado clínico debilitado. Além disso, é frequente o depósito de indivíduos nos CETAS com problemas de saúde, membros amputados, ou com outros fatores que impossibilitam a reintrodução na natureza, mas não a sua sobrevivência em cativeiro. Estes problemas também dificultam a destinação para

criadouros e zoológicos, os quais normalmente não aceitam espécimes com essas características, e muitos indivíduos acabam por permanecer nos CETAS por períodos prolongados. Tal situação gera um impasse, pois é necessário envio permanente de recursos financeiros para manutenção de tais indivíduos em cativeiro, e nestes casos a eutanásia pode ser uma solução.

O campo da biologia da reintrodução tem muito a crescer no Brasil, podendo tornar-se uma poderosa ferramenta para a destinação do grande número de espécimes que anualmente lotam os CETAS. Existe, então, uma necessidade urgente de pesquisas científicas, para a produção de dados fundamentais que poderão dar embasamento e nortear reintroduções futuras.

As iniciativas de reintrodução, sempre que possível, devem estar inseridas em programas de conservação mais amplos que contemplem uma visão holística, compreendendo, por exemplo, trabalhos de etnobiologia e educação ambiental. Pesquisas no campo da etnobiologia são importantes por fornecer um perfil do uso do ambiente pela comunidade humana residente no entorno da área de soltura, de modo a nortear ações mitigatórias dos impactos causados e também trabalhos futuros de educação ambiental. Apesar da educação ambiental ser de difícil implantação e demorada para verificar seus efeitos, com os resultados sendo obtidos em médio e longo prazo, o acompanhamento dos projetos de reintrodução por tal atividade torna-se uma ferramenta fundamental para promover o acesso das populações locais às questões ambientais, principalmente no combate à intensa captura de animais para manutenção em cativeiro e caça.

Pesquisas no campo da reintrodução normalmente são bastante onerosas, pois envolvem o cuidado com os espécimes desde o cativeiro, como tratamentos médicos, exames laboratoriais, além dos custos com alimentação e manutenção dos recintos, até o

monitoramento pós-soltura, que muitas vezes exige o uso de equipamentos sofisticados, como por exemplo, rádios-transmissores, antenas e receptores, utilizados em rastreamentos por telemetria. Para tanto, existe a necessidade de financiamentos destas pesquisas, principalmente por parte do governo, pois de acordo com a legislação atual todos os animais silvestres são propriedades do Estado, e é função dos órgãos ambientais, de âmbito federal, estadual e municipal, cuidar da fauna brasileira e também dar a devida destinação aos animais silvestres apreendidos durante atividades de fiscalização.

Por fim, parcerias de pesquisas entre diferentes instituições com os CETAS, por exemplo, Instituições de Ensino Superior, podem fornecer aspectos positivos para ambas as instituições. Formação de profissionais, participação em diferentes projetos que envolvem reintrodução de espécies e disponibilização de resultados desses projetos através da publicação de artigos científicos são exemplos de atividades que podem ser realizadas por essas instituições e, por conseguinte, beneficiarem as pesquisas de reintrodução no Brasil.

Referências bibliográficas

- Amado, C. 1991. O tráfico ilegal de animais silvestres nacionais no estado do Rio de Janeiro. APANDE. Petrópolis. Rio de Janeiro.
- Alves, R. R. N. 2009. Fauna Used in Popular Medicine in Northeast Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* **5**:1.
- Alves, R. R. N., & I. L. Rosa. 2006. From cnidarians to mammals: the use of animals as remedies in fishing communities in NE Brazil. *Journal of Ethnopharmacology* **107**: 259-276.
- Alves, R. R. N., & I. L. Rosa. 2007. Zootherapeutic Practices Among Fishing Communities in North & Northeast Brazil: A Comparison. *Journal of Ethnopharmacology* **111**: 82-103.
- Armstrong, D. P., T. Soderquist, & R. Southgate. 1994. Designing experimental reintroductions as experiments. Páginas 27–29 em M. Serena, editores. *Reintroduction biology of Australian and NewZealand Fauna*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, New South Wales.
- Armstrong, D. P., & P. J. Seddon. 2007. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:20-25.
- Bambirra, S. A., & A. O. Ribeiro. 2009. Tendências nos programas de reintrodução de espécies de animais silvestres no Brasil. *Bioikos* **23**:103-110.
- BirdLife International 2000. *Threatened Birds of the World*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain, and BirdLife International, Cambridge, United Kingdom.
- Bernardo, C. S. S., H. Lloyd, F. Olmos, L. F. Cancian, & M. Galett. 2011a. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Animal Conservation* DOI: 10.1111/j.1469-1795.2011.00473.x

- Bernardo, C. S. S., H. Lloyd, F. Olmos, L. F. Cancian, & M. Galett. 2011b. Modelling post-release survival of reintroduced Red-billed Curassows *Crax blumenbachii*. *Ibis* **153**: 562–572.
- BRANCO, A. 2000. Resgate e reabilitação da fauna silvestre oriunda do comércio ilegal na América do Sul. Apresentação na 1a. Conferência Sul Americana Sobre o Comércio Ilegal de Fauna Silvestre, 17 a 21 de agosto. Brasília.
- Carneiro, L. R. A., J. M. Tostes, & A. R. G. Faria. 2009. A educação ambiental como ferramenta contra os maus-tratos e o tráfico de animais silvestres. *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental* **23**: 394-412.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO). 2011. Listas das aves do Brasil. Disponível em <http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm>. (acessado em julho de 2011).
- Collar, N. J., L. P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño Nieto, L. G. Naranjo, T. A. III Parker, & D. C. Wege. 1992. *Threatened Birds of the Americas: the ICBP/IUCN Red Data Book*. International Council for Bird Preservation, Cambridge.
- Constantino, P. A. L., L. B. Fortinic, F. S. Kaxinawad, A. M. Kaxinawad, E. S. Kaxinawad, A. P. Kaxinawad, L. S. Kaxinawad, J. M. Kaxinawad, & J. P. Kaxinawad. 2008. Indigenous collaborative research for wildlife management in Amazonia: The case of the Kaxinawa, Acre, Brazil. *Biological Conservation* **141**: 2718-2729.
- Costa, R. G. A. 2005. Comércio ilegal de aves silvestres em Fortaleza, Ceará. *Atualidades Ornitológicas* **125**: 3.
- Efe, M. A., C. Martins-Ferreira, F. Olmos, L. V. Mohr, & L. F. Silveira. 2006. Diretrizes da Sociedade Brasileira de Ornitologia para a destinação de aves silvestres provenientes do tráfico e cativo. *Revista Brasileira de Ornitologia* **14**: 67-72.

- Fernandes-Ferreira, H., S. V. Mendonça, F. S. Ferreira, C. Albano, & R. R. N. ALVES. 2010. Comércio e criação de aves silvestres (Psittaciformes, Piciformes e Passeriformes) no Estado do Ceará. Páginas 379-402 em R. R. N. Alves, W. M. S. Souto, & J. S. Mourão, editores. *A Etnozoologia no Brasil: importância, status atual e perspectivas*. Recife.
- Ferreira, C. M., & L. Glock. 2004. Diagnóstico preliminar sobre a avifauna traficada no Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* **12**:21-30.
- Fischer, J., & D. B. Lindenmayer. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* **96**:1-11.
- García-Moreno, J., R. Clay, & C. A. Ríos-Muñoz. 2007. The importance of birds for conservation in the Neotropical region. *Journal of Ornithology* **148**: 321-326.
- Griffin, A. S., D. T. Blumstein, & C. S. Evans. 2000. Training captive-bred or translocated animals to avoid predators. *Conservation Biology* **14**:1317-1326.
- Griffith, B. J., M. Scott, J. W. Carpenter, & C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* **245**:477-80.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). 1987. IUCN Position Statement on the Translocation of Living Organisms: Introductions, Re-introductions, and Re-stocking. IUCN Species Survival Commission - Commission on Ecology and the Commission on Environmental Policy, Law and Administration. Disponível em <http://www.iucnsscrg.org/> (acessado em setembro de 2010).
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). 1998. Guidelines for Re-introductions. IUCN Species Survival Commission - Re-introduction Specialist Group. Disponível em <http://www.iucnsscrg.org> (acessado em setembro de 2010).

- International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2004. IUCN red list of threatened species. IUCN Species Survival Commission, Gland, Suíça e Cambridge, Reino Unido.
- Jepson, P., and R. J. Ladle. 2005. Bird-keeping in Indonesia: Conservation Impacts and the Potential for Substitution-Based Conservation Responses. *Oryx* **39**: 4442–448.
- Jiménez, I & C. D. Cadena. 2004. Por qué no liberar animales silvestres decomisados. *Ornitologia Colombiana* **2**:53-57.
- Joffily, D. 2010. Soltura monitorada de exemplares do periquitão maracanã, *Aratinga Leucophthalma* (Statius Muller, 1776) apreendidos pelo IBAMA no estado do Rio de Janeiro e aspectos da alimentação de indivíduos da família Psittacidae. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal Rural Do Rio De Janeiro. Rio de Janeiro.
- Jule, K. R., L. A. Leaver, & S. E. G. Lea 2008. The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores: a review and analysis. *Biological Conservation* **141**:355-63
- Le Duc, J. P. 1996. Trafficking in animals and plants: a lucrative form of crime. *International Criminal Police* **458/459**: 19-31.
- Lewinsohn, T. M., & P. I. Prado. 2002. Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento. Contexto. São Paulo.
- Li, X., D. Li, Y. Li, Z. Ma & T. Zhai. 2002. Habitat evaluation for crested ibis: A GIS-based approach *Ecological Research* **17**:565–573.
- Lima, P. C., & S. S. Santos. 2005. Reprodução de uma população reintroduzida de *Aratinga auricapilla* (Kuhl, 1820) Aves: Psittacidae, em área de Cerrado no Leste da Bahia, Brasil. *Ornithologia* **1**:13-18.

- Lipsey, M. K., & M. F. Child. 2007. Combining the fields of reintroduction biology and restoration ecology. *Conservation Biology* **21**:1387-90.
- Lo, V. K. 2010. Dez experiências adquiridas com a soltura de Periquito-da-caatinga. Páginas 34-36 em V. K. Lo, A. Saidenberg, & S. Lysenko, editores. Reintrodução de Psitacídeos. São Paulo.
- Macdonald, D. W., F. H. Tattersall, S. Rushton, A. B. South, S. Rao, P. Maitland, & R. Strachan. 2000. Reintroducing the beaver (*Castor fiber*) to Scotland: a protocol for identifying and assessing suitable release sites. *Animal Conservation* **3**:125–133.
- Marini, M. A., & F. I. Garcia. 2005. Bird Conservation in Brazil. *Conservation Biology* **19**: 665-671.
- Marini, M. A., & J. S. Marinho Filho. 2006. Translocação de aves e mamíferos: teoria e prática no Brasil. Páginas 505-536 em C. F. D. Rocha, H. G. Bergalo, M. V. Sluys & M. S. A. Alves, editores. *Biologia da conservação: essências*. Rima. São Carlos.
- Marques, D. R. P. 2009. O tráfico de animais silvestres no Brasil: das origens às políticas públicas de combate. Trabalho de conclusão de curso. Fundação Escola de Sociologia e Política de São Paulo. São Paulo.
- Mathews, F., D. Moro, R. Strachan., M. Gelling, & N. Buller. 2006. Health surveillance in wildlife reintroductions. *Biological Conservation* **131**:338-47.
- McPhee, M. E., & E. D. Silverman. 2004. Increased behavioral variation and the calculation of release numbers for reintroduction programs. *Conservation Biology* **18**:705-15.
- McShea, W. J., K. Koy, T. Clements, A. Johnson, C. Vongkhamheng, & M. Aung. 2005. Finding a needle in the haystack: regional analysis of suitable Eld's deer (*Cervus eldi*) forest in Southeast Asia. *Biological Conservation* **125**:101-111.

- Mittermeier, R. A., G. A. B. Fonseca, A. B. Rylands, & K. Brandon. 2005. A Brief history of biodiversity conservation in Brazil. *Conservation Biology* **19**: 601-607.
- Morris, W. F., & D. F. Doak. 2002. *Quantitative conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Mulliken, T. 1995. *South Africa's Trade in African Grey Parrots*. TRAFFIC East/Southern Africa. Lilongwe.
- Nash, S. V. 1993. *Sold for a Song. The Trade in Southeast Asian Non-CITES birds*. Traffic International. Cambridge.
- Olmos, F., W. A. G. Silva, & C. J. Albano. 2005. Aves em oito áreas de Caatinga no sul do Ceará e oeste de Pernambuco, Nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. *Papéis Avulsos de Zoologia* **45**: 179-199.
- Redford, K. H. 1992. "The empty forest". *BioScience*. **42**: 412- 422.
- RENCTAS. 2001. 1º relatório nacional sobre o tráfico de fauna silvestre. Rede Nacional de Combate ao Tráfico de Animais Silvestres. Brasília.
- Ribeiro, L. B. & M. G. Silva. 2007. O comércio ilegal põe em risco a diversidade das aves no Brasil. *Ciências e Cultura* **59**:4-5.
- Ribon, R., J. E. Simon, & G. T. Mattos. 2003. Bird Extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* **17**: 61827–1839.
- Rocha, F. M. 1995. *Tráfico de Animais Silvestres*. WWF. Documento para discussão.
- Rodrigues, M. 2006. Hidrelétricas, ecologia comportamental, resgate de fauna: uma falácia. *Natureza & Conservação* **4**: 29-38.

- Saidenberg, A. B. 2010. Soltura e Reprodução de *Amazona aestiva* em Tremedal – BA. Páginas 28-31 em V. K. Lo, A. Saidenberg, & S. Lysenko, editores. Reintrodução de Psitacídeos. São Paulo.
- Santos, I. B., & E. M. Costa-Neto. 2007. Estudo etnoornitológico em uma região do semi-árido ao estado da Bahia, Brasil. *Sitentibus Série Ciências Biológicas* **7**: 273-288.
- Sathler, M. A. 2007. Os reflexos negativos da relação de populações humanas e a fauna silvestre: uma análise através dos centros de triage de animais silvestres do Brasil. Monografia. Centro Universitário de Vila Velha.
- Seddon, P. J. 1999. Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology & Evolution* **14**:503.
- Seddon, P. J. & P. S. Soorae. 1999. Guidelines for subspecific substitutions in wildlife restoration projects. *Conservation Biology* **13**:177-84.
- Seddon, P. J., P. S. Soorae, & F. Launay. 2005. Taxonomic bias in reintroduction projects. *Animal Conservation* **8**:51-58.
- Seddon, P. J., D. P. Armstrong, & R. F. Maloney. 2007a. Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology* **21**:303-312.
- Seddon, P. J., D. P. Armstrong, & R. F. Maloney. 2007b. Combining the fields of reintroduction biology and restoration ecology. *Conservation Biology* **21**:1389-1390.
- Seixas, S G. H. F., & G. M. Mourão. 2000. Assessment of restocking blue-fronted Amazon (*Amazona aestiva*) in the Pantanal of Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **8**:73-78.
- Shepherd, C. R., J. Sukumaran, & S. A. Wich. 2004. Open Season: An Analysis of the Pet Trade in Medan, Sumatra 1997– 2001. TRAFFIC Southeast Asia.

- Sick, H. 1997. Ornitologia brasileira. Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- Snyder, N. F. R., S. R. Derrickson, S. R. Beissinger, J. W. Wiley, S. B. Smith, W. D. Toone, & B. Miller. 1996. Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation Biology* **10**:338-348.
- Society for Ecological Restoration International (SER). 2004. The SER international primer on ecological restoration. SER, Tucson, Arizona. Disponível em <http://www.ser.org/content/ecologicalrestorationprimer.asp> (acessado em janeiro 2011).
- Souza, D. 1987. Aves do Brasil. Itatiaia. Rio de Janeiro.
- Vargas, F. C., P. J. Faria, & N. M. R. Guedes. 2001. Incubação artificial, translocação e reintrodução de ninhegos de arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) no Pantanal de Miranda - MS. Em F. C. Straube, editor. Ornitologia sem fronteiras. Curitiba.
- Snyder, N. F. R., S. R. Derrickson, S. R. Beissinger, J. W. Wiley, S. B. Smith, W. D. Toone, & B. Miller. 1996. Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation Biology* **10**:338-348.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, M. Rejmanek, & R. Westbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-induced global change. *New Zealand Journal of Ecology* **21**:1-16.
- Wagner, P. G. & V. K. Lo. 2011. Reintegração de Animais Silvestres à Natureza - Aspectos Legais, Técnicos e Éticos. *Nosso clínico* **80**: 60-61.
- Wanjtal, A., & L. F. Silveira. 2000. A soltura de aves contribui para a sua conservação? *Atualidades Ornitológicas* **98**:7-9.

- Webb, J. 2001. Prosecuting Wildlife Traffickers: Important Cases, a Many Tools, Good Results. Apresentação na 1º Conferência Sul Americana Sobre o Comércio Ilegal de Fauna Silvestre, 17 a 21 de agosto. Brasília.
- Wilmer, C. C., R. L. Crabtree, D. W. Smith, K. M. Murphy, & W. M. Getz. 2003. Tropic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology* **72**:909–916.
- Wright, S. J., H. Zeballos, I. Domínguez, M. M. Gallardo, M. C. Moreno, & R. Ibáñez. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology* **14**: 227-239.
- Young, C. E. F. 2005. Financial mechanisms for conservation in Brazil. *Conservation Biology* **19**: 756-61.

CAPÍTULO II

REINTRODUÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO COMÉRCIO ILEGAL EM ÁREA DE CAATINGA: ESTUDOS DE CASO COM *Sporophila albogularis*, *Sporophila nigricollis* E *Sicalis flaveola*

RESUMO

Os Passeriformes estão entre as aves mais traficadas no Brasil, dentre as quais pode-se destacar *Sicalis flaveola*, e espécies de *Sporophila*. Este trabalho verificou aspectos da reintrodução de três espécies de Passeriformes, *Sporophila albogularis*, *S. nigricollis* e *Sicalis flaveola*, liberadas em área de caatinga na Paraíba. Foram soltos 148 indivíduos de *S. flaveola*, 60 de *S. albogularis*, e 48 de *S. nigricollis* no período de chuvas e 98 indivíduos de *S. flaveola*, 164 de *S. albogularis*, e 48 de *S. nigricollis* no seco, todos marcados com anilhas coloridas. O monitoramento consistiu da busca ativa através de transectos em grids montados em quatro áreas de soltura. No geral, o número de visualizações de indivíduos reintroduzidos foi baixo. Foi observada reprodução por indivíduos reintroduzidos de *Sicalis flaveola* já no primeiro mês de monitoramento pós-soltura do período de chuvas, sendo atingidos dois dos objetivos de uma reintrodução: sobrevivência dos indivíduos reintroduzidos e reprodução dos mesmos. Esses indivíduos reproduziram durante o período reprodutivo das aves na caatinga, não apresentando muitas dificuldades ao se estabelecer após a soltura para um ambiente não familiar. Os resultados demonstram que ainda há muitas questões a serem respondidas, de maneira que pesquisas como esta são de grande relevância, pois permitem o desenvolvimento de protocolos de soltura de Passeriformes, desde os procedimentos realizados previamente à soltura, até o aprimoramento das técnicas utilizadas no monitoramento pós-soltura. Este estudo corrobora a sugestão de um número maior ($n > 100$) de animais por soltura; e fornece dados de sobrevivência de espécimes reintroduzidos e de reprodução pelos indivíduos reintroduzidos de *Sicalis flaveola*, a qual é citada como extinta localmente em várias áreas do nordeste brasileiro.

ABSTRACT

In Brazil, the Passeriformes represent one of the most trafficked birds, which can be highlighted here *Sicalis flaveola* and *Sporophila* species. This study examined some aspects of the translocation of three Passeriformes species— *Sporophila albogularis*, *S. nigricollis* and *Sicalis flaveola* released in the *caatinga* from state of Paraíba. Were released 148 individuals of *S. flaveola*, 60 of *S. albogularis*, 48 of *S. nigricollis* during rainy season and 98 individuals of *S. flaveola*, 164 of *S. albogularis* and 48 of *S. nigricollis* during dry season, all were banded with colored rings. The monitoring consisted of active search through of grids set up in four release areas. In general, the number of visualizations of reintroduced individuals was low. The reproduction of reintroduced individuals of the *Sicalis flaveola* was already observed in the first month of monitoring after release in the rainy season. Two objectives were achieved: the survival of reintroduced individuals as well as their reproduction. These birds reproduced during the reproductive period of the birds in the *caatinga*, not showing so much difficulty in getting settled after the translocation to an unfamiliar environment. Research of this sort is of great relevance as it allows the development of protocols of release of Passeriformes, from the procedures followed before the release to the improvement of techniques used in the post-release monitoring. This research corroborates with the suggestion of a higher number of animals be released ($n > 100$) and it provides data about the survival of reintroduced species and also of the reproduction of reintroduced individuals of *Sicalis flaveola*, which is mentioned as being locally extinct in several areas of the northeast of Brazil.

REINTRODUÇÃO DE AVES ORIUNDAS DO COMÉRCIO ILEGAL EM ÁREA DE CAATINGA: ESTUDOS DE CASO COM *Sporophila albogularis*, *Sporophila nigricollis* E *Sicalis flaveola*

INTRODUÇÃO

Translocações são movimentos de organismos vivos, de uma área para outra, realizados pelo homem (IUCN 1987). Dentre os tipos de translocações destacam-se a reintrodução, que consiste no movimento de organismos para uma parte de sua distribuição original, na qual a espécie já desapareceu ou foi extinta, e o revigoramento, que é o movimento de indivíduos para uma área, com o objetivo de reforçar uma população já existente. Projetos de reintrodução, em geral, tentam restabelecer espécies dentro de sua distribuição original através da liberação de indivíduos selvagens ou de cativeiro, após extinção local das populações na natureza (IUCN 1998).

A transição do cativeiro para o estabelecimento na natureza representa um grande desafio para os indivíduos, especialmente para aqueles nascidos em cativeiro, pois não possuem experiência anterior em ambientes selvagens, podendo ser mais vulneráveis a predadores (Banks *et al.* 2002, Parish & Sotherton 2007).

Até recentemente, a maioria das reintroduções eram realizadas sem nenhum tipo de monitoramento posterior às solturas e sem objetivo de pesquisa. Entretanto, devido ao grande índice de fracassos, houve nos últimos 15 anos um aumento crescente de programas de reintroduções monitoradas (Griffith *et al.* 1989, Maunder 1992, Kleiman *et al.* 1994, Hean 1997, IUCN 1998, Seddon 1999, Fischer & Linderlmayer 2000), e com a incorporação de testes e experimentação de hipóteses (Armstrong *et al.* 1994, Armstrong & McLean 1995, Sarrazin & Barbault 1996).

Apesar da importância do monitoramento pós-soltura em programas de reintrodução ser amplamente reconhecida (e. g. Hean 1997), existem pouquíssimos exemplos no Brasil, nos quais dados sobre os movimentos e padrões de uso do habitat após a soltura foram devidamente avaliados (Bernardo *et al.* 2011).

No Brasil, a devolução dos animais à natureza, com fins de reintrodução ou revigoramento populacional, tem sido frequentemente a solução escolhida pelos órgãos de fiscalização e gestão de fauna (Marini & Marinho Filho 2006). Entretanto, tal ação geralmente é realizada sem planejamento e monitoramento adequados e pode estar causando uma série de impactos ambientais totalmente desconhecidos (Wanjtal & Silveira 2000, Efe *et al.* 2006).

Existem poucos trabalhos de reintrodução de espécies de aves no Brasil. A maioria é focada em espécies da família Psittacidae (e. g. Seixas & Mourão 2000, Lima & Santos 2005), e estudos com Passeriformes são praticamente inexistentes. Em outros países, estudos com reintrodução monitorada de Passeriformes são focados principalmente em espécies ameaçadas (Rocamora & Henriette-Payet 2008, Comer *et al.* 2010, Pickett 2010), e em ilhas de tamanho relativamente pequeno, principalmente na Nova Zelândia (e. g. Armstrong *et al.* 2002, Armstrong *et al.* 2006).

Os Passeriformes estão entre as aves mais traficadas pelo comércio ilegal de animais silvestres no Brasil (Ferreira & Glock 2004). A manutenção dessas aves em gaiolas é tradição muito antiga e arraigada no país, e a intensa captura de indivíduos deste grupo é direcionada ao mercado interno, sendo os pássaros canoros as espécies mais encontradas em cativeiro (Souza 1987, Sick 1997).

Dentre os Passeriformes, destaca-se a predominância do tráfico de espécimes do gênero *Sporophila*, família Emberizidae (RENCTAS 2001, Gama 2003, Costa 2005, Rocha *et al.* 2006 e Pagano 2009). Na Paraíba, indivíduos desse gênero são facilmente

encontrados em feiras-livres nas cidades de João Pessoa (Gama 2003) e Campina Grande (Rocha et al. 2006), e este é o gênero com maior número de indivíduos apreendidos e depositados no CETAS/PB (Centro de Triagem de Animais Silvestre) do IBAMA-PB (Pagano 2009, Relatório Anual do CETAS/PB 2010).

Além de espécies do gênero *Sporophila*, outra espécie bastante apreciada por criadores de pássaros no Brasil é o canário-da-terra, *Sicalis flaveola* (Silveira & Méndez 1999). Essa espécie encontra-se entre aquelas com maior registro de entradas nos CETAS de todo o Brasil. Por ser bastante estimada como pássaro de gaiola, esta espécie está se tornando cada vez mais rara em seu ambiente natural (Sick 1997), além de já ter sido localmente extinta em algumas regiões de caatinga (Olmos *et al.* 2005). A grande pressão de captura sofrida pelo *Sicalis flaveola* e por espécies de *Sporophila* em geral, aliada ao grande estoque de indivíduos dessas espécies depositados nos CETAS distribuídos pelo Brasil, motivou o presente estudo sobre a reintrodução de indivíduos de *Sicalis flaveola*, *Sporophila albogularis* e *Sporophila nigricollis*.

Diante do exposto acima, este trabalho teve o objetivo de verificar aspectos da reintrodução de três espécies de Passeriformes apreendidas em grande quantidade e depositadas no CETAS-PB, *Sporophila albogularis*, *S. nigricollis* e *Sicalis flaveola* em áreas de caatinga, com foco na influência do número de indivíduos soltos, dos tipos (soltura abrupta e branda) e épocas (estação seca e chuvosa) de soltura sobre o estabelecimento desses indivíduos.

ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho foi desenvolvido nos municípios de Quixaba e Passagem, localizados na Região Fisiográfica do Sertão de Piranhas (Paraíba 1985), na Paraíba

(Figura 1). O clima da região é considerado semiárido, a pluviosidade média anual é de 600 mm e a temperatura média anual é de 27°C (Paraíba 1985). A vegetação é de caatinga *stricto sensu*, composta por espécies caducifólias espinhosas, com ocorrência de cactáceas, com formações abertas típicas da Depressão Sertaneja Sentrional (Veloso *et al.* 2002), que correspondem aos habitats utilizados pelas espécies trabalhadas neste estudo na Caatinga (Olmos *et al.* 2005). A região é bastante impactada por ações antrópicas, incluindo atividades de pecuária, caprinocultura e corte de madeira. Áreas em melhor estado de conservação no domínio da caatinga encontram-se normalmente inseridas em Unidades de Conservação, nas quais trabalhos de reintrodução de espécies visando o desenvolvimento de procedimentos para soltura não são recomendados (IN 179/2008 IBAMA). A área de liberação dos indivíduos insere-se na região de distribuição original das espécies. Além disso, a constatação da presença de indivíduos nativos de *S. albogularis* e *S. nigricollis*, através de registros visuais e informações de moradores da região, em visitas à área de estudo anterior ao início do trabalho, permitiu o diagnóstico de que esta região possui habitats propícios a presença de tais espécies.

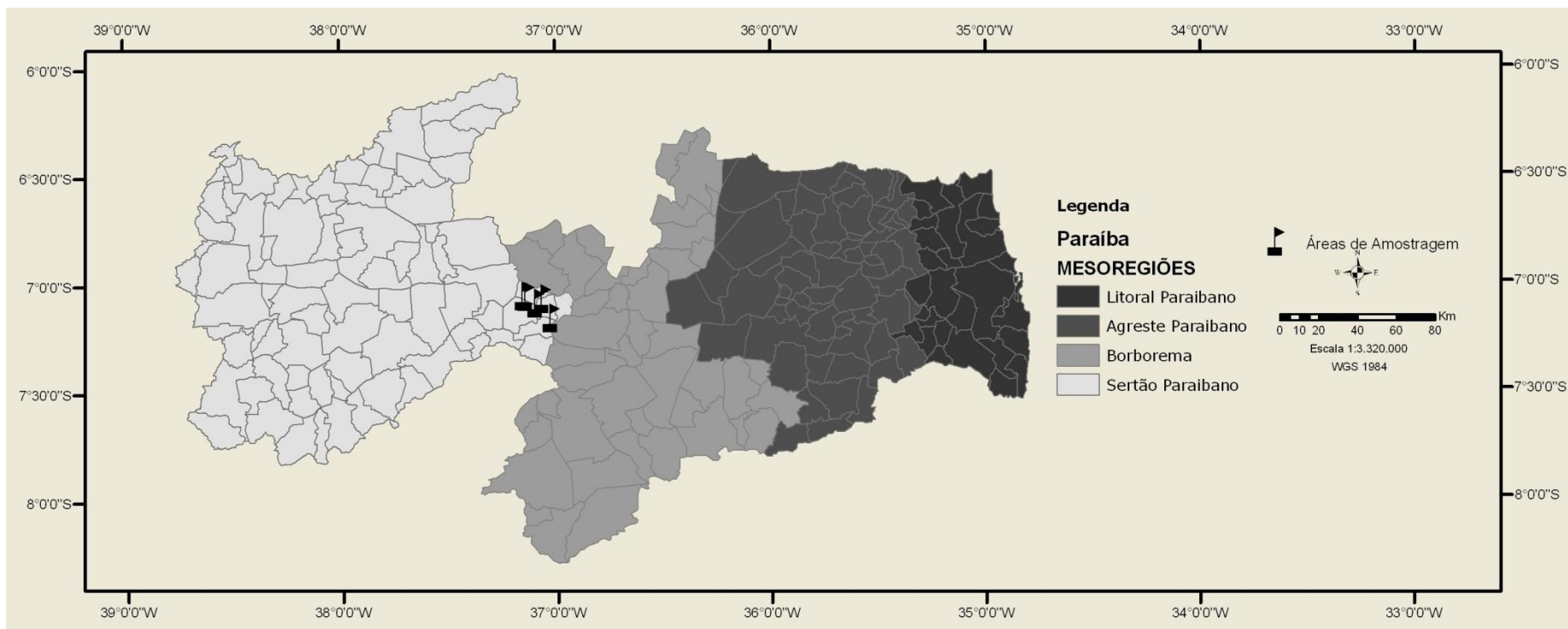


Figura 1. Localização dos municípios de Passagem e Quixaba na Paraíba, onde se inserem as áreas de soltura e monitoramento de três espécies reintroduzidas em áreas de caatinga.

METODOLOGIA

Espécies estudadas

O golinho (~ 11 cm), *S. albogularis*, possui hábitos granívoros, alimentando-se no solo ou no capinzal baixo (Sigrist 2006), e habita veredas úmidas da caatinga, onde costuma ser abundante (Sick 1997). Ocorre no Nordeste do Brasil, chegando excepcionalmente até o norte do Espírito Santo e Minas Gerais (Sick 1997).

S. nigricollis (~ 11 cm) é popularmente conhecido por diversos nomes como “baiano”, “papa-capim”, “papa-arroz”, “coleiro-baiano”, entre outros (Sick 1997). É comum em áreas agrícolas, beiras de estrada tomadas por capinzais e campos limpos (Sigrist 2006). Possui ampla distribuição, ocorrendo da Colômbia e Venezuela até o sul do Brasil (Ridgely & Tudor 2009).

O canário-da-terra (~ 14 cm), *Sicalis flaveola*, ocorre da Colômbia e Venezuela até o norte da Argentina, estando ausente na Amazônia (Ridgely & Tudor 2009). É comum em áreas semiabertas, plantações e áreas urbanas (Marcondes-Machado 1988, Ridgely & Tudor 2009), alimentando-se no solo a procura de sementes (Sick 1997).

Preparação pré-soltura dos indivíduos

Foram utilizados indivíduos provenientes de cativeiro, depositados no CETAS/PB. Durante o período de quarentena no CETAS, os espécimes foram vermifugados e avaliados periodicamente quanto a seu estado clínico por um veterinário, recebendo tratamento quando necessário. Além disso, foi verificado se todos os indivíduos apresentavam as asas intactas, e as rêmiges e retrizes apresentando condições de voo.

Todos os indivíduos foram marcados com anilhas de alumínio com lacre, de numeração interna do centro de triagem, anilhas metálicas fornecidas pelo CEMAVE/ICMBio e anilhas coloridas, para que os indivíduos soltos através de diferentes estratégias de soltura e em diferentes períodos do ano fossem identificados.

Os indivíduos foram transportados do CETAS-PB até o local de soltura (~ 310 km) em gaiolas contendo água e alimento, num veículo climatizado, tipo furgão.

Locais de soltura

Na área de estudo, foram instaladas cinco “grids” de 45 hectares, distantes pelo menos 1 km um do outro. Cada grid é composto por sete transectos de 500 m (A, B, C, D, E, F, G), com uma distância de 150 m entre eles (Figura 2). Quatro grids foram utilizados como áreas de soltura de indivíduos, e um como área controle, onde nenhum indivíduo foi solto (Figura 3). Todos os grids foram instalados em propriedades privadas.

- Grid 1: área utilizada para soltura durante o período de chuvas. Encontra-se localizado no Sítio Logradouro, município de Passagem-PB (0710854/9214850 UTM);
- Grid 2: área utilizada para soltura durante o período de chuvas. Encontra-se localizado na Faz. Boa Vista, município de Passagem-PB (0714654/9218131 UTM);
- Grid 3: área utilizada para soltura durante o período de seca. Encontra-se localizada na Faz. Preacas, município de Quixaba-PB, (0706094/9219204 UTM);

- Grid 4: área utilizada para soltura durante o período de seca. Encontra-se localizada na Faz. Preacas, município de Quixaba-PB, (0705059/9219545 UTM);
- Grid 5: área controle. Encontra-se localizado no Sítio Trigueiros, município de Passagem-PB, (0719846/9209406 UTM).

Foram realizadas visitas a grupos escolares e conversas com moradores da região, nas quais a importância do presente estudo foi explicada.

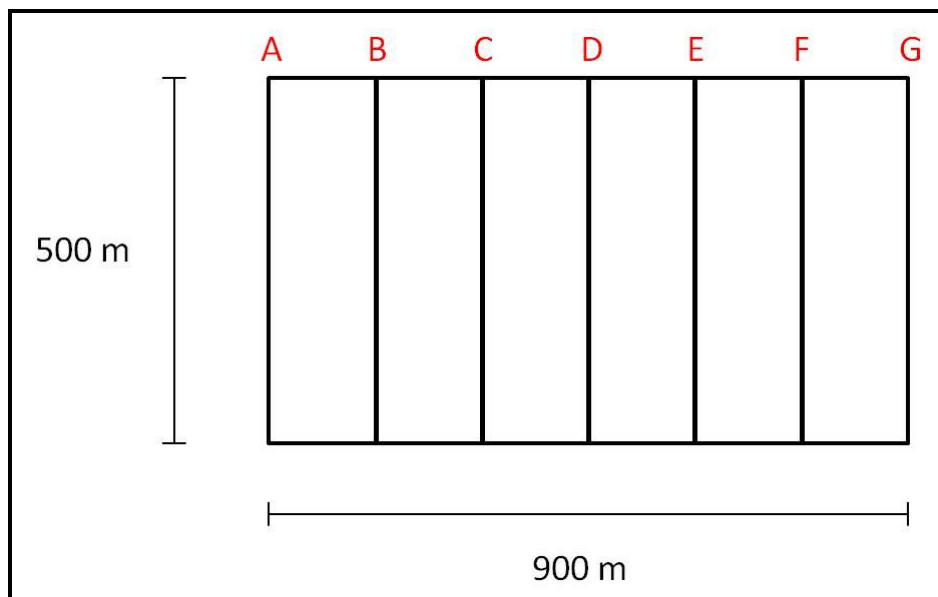


Figura 2. Esquema mostrando um grids utilizados para o acompanhamento de três espécies reintroduzidas em áreas de caatinga dos municípios Quixaba e Passagem.

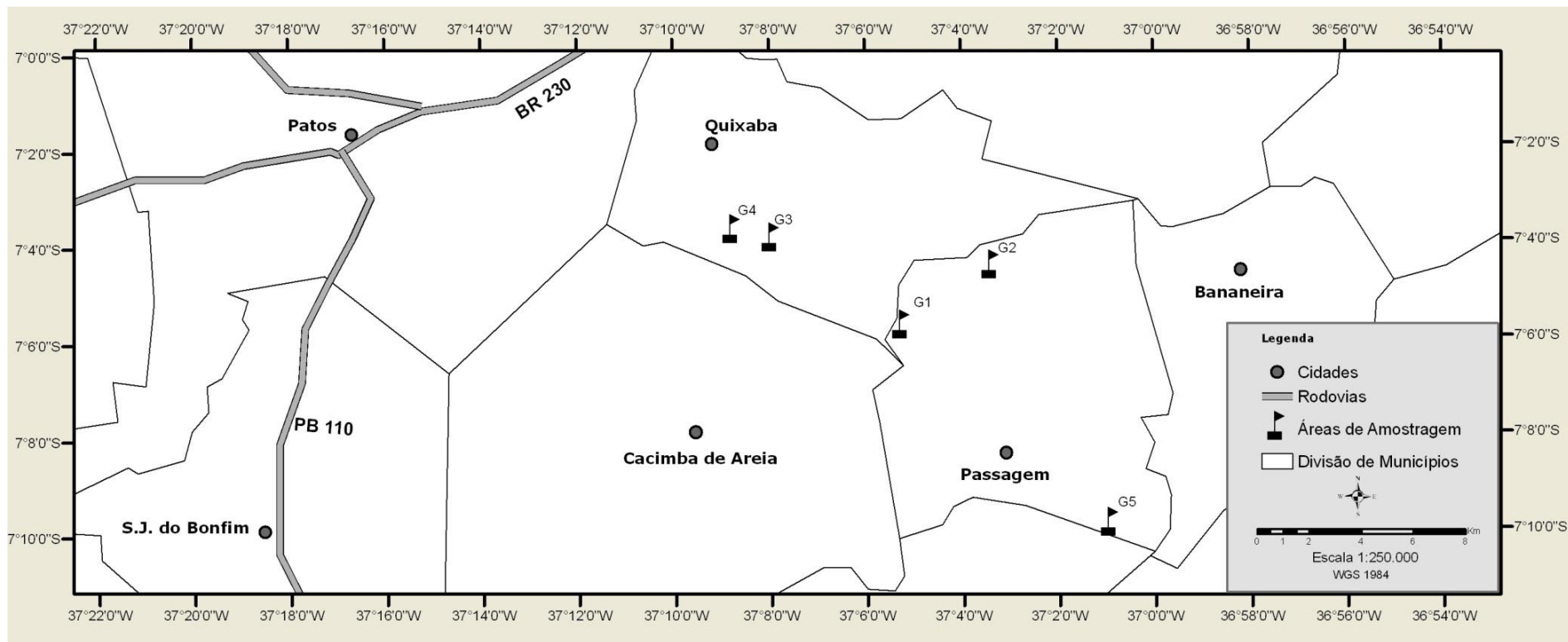


Figura 3. Localização dos grids nos municípios de Quixaba e Passagem na Paraíba.

Acompanhamento pós-soltura dos indivíduos

O acompanhamento consistiu da busca ativa pelos indivíduos reintroduzidos. Em cada visita à área, os sete transectos dos grids foram percorridos e todos os indivíduos visualizados das espécies estudadas, nativos ou soltos, foram registrados. A cada dia apenas um grid foi visitado, iniciando-se ao amanhecer.

Foram realizadas três visitas pós-soltura em cada grid trabalhado: a primeira realizada no mês seguinte à soltura (M1c e M1s); a segunda três meses após a soltura (M3c e M3s); e a terceira no sexto mês seguinte à soltura do período de chuvas (M6c), e no sétimo mês (M6s) após a soltura do período seco (Tabela 1).

Tabela 1. Eventos de soltura e acompanhamento realizados nos municípios de Quixaba e Passagem (M0c: monitoramento prévio a soltura do período de chuvas; Sc: soltura do período de chuvas; M1c: monitoramento no primeiro mês seguinte à soltura do período de chuvas; M3c: monitoramento no terceiro mês seguinte à soltura do período de chuvas; M6c: monitoramento no sexto mês seguinte à soltura do período de chuvas; M0s: monitoramento prévio a soltura do período de seca; Ss: soltura do período de seca; M1s: monitoramento no primeiro mês seguinte à soltura do período de seca; M3s: monitoramento no terceiro mês seguinte à soltura do período de seca; M6s: monitoramento no sétimo mês seguinte à soltura do período de seca).

Mês	Sc	M1c	M3c	M6c	Ss	M1s	M3s	M6s
abr/10	X							
mai/10		X						
jul/10			X					
out/10				X	X			
nov/10						X		
jan/11							X	
mai/11								X

Técnicas de soltura

Os espécimes foram soltos através de duas técnicas: soltura abrupta e branda (Marini & Marinho-Filho 2006). No primeiro caso, os animais foram soltos

imediatamente ao chegar ao local de soltura, não se permitindo que estes se acostumassem previamente com o ambiente, além de não ter sido fornecido qualquer alimento ou abrigo temporário.

Para o segundo caso recintos de tela e madeira (3 x 2 x 2 m) foram montados em cada grid. Nestes, os animais permaneceram por um período de cinco dias, sendo fornecido alimento e água. Após esse período, as portas dos recintos foram abertas para que os indivíduos pudessem sair.

Períodos de soltura

No período de chuvas (abril de 2010) foram soltos 74 indivíduos de *S. flaveola*, 30 de *S. albogularis*, e 24 de *S. nigricollis*, nos grids 1 e 2, somando um total de 148 indivíduos de *S. flaveola*, 60 de *S. albogularis*, e 48 de *S. nigricollis*, na razão sexual de 1:1, 3:1 e 3:1, respectivamente. Metade dos indivíduos foi solta através da soltura branda e a outra metade através da soltura abrupta. Os indivíduos soltos nesse período através da soltura branda foram marcados com anilhas coloridas azuis e os soltos através da soltura abrupta com anilhas verdes.

No período de seca (outubro de 2010) foram soltos 56 indivíduos de *S. flaveola*, 82 de *S. albogularis*, e 32 de *S. nigricollis* no grid 3, e 42 indivíduos de *S. flaveola*, 82 de *S. albogularis*, e 16 de *S. nigricollis*, no grid 4. No grid 3, metade dos indivíduos foi liberada através da soltura branda e a outra metade através da soltura abrupta. No grid 4, houve um furto de duas gaiolas dentro dos recintos de aclimação ao ambiente da soltura branda, uma com 14 indivíduos de *S. flaveola* e outra com 16 de *S. nigricollis*. Tal fato ocorreu pouco tempo depois da chegada das aves ao local da soltura, enquanto estas ainda permaneciam dentro das gaiolas, no momento em que os pesquisadores se deslocaram para o outro grid. Isto resultou em um número diferente de indivíduos soltos

nos dois grids trabalhados durante este período. Deste modo, foram soltos no total 98 indivíduos de *S. flaveola*, 164 de *S. albogularis*, e 48 de *S. nigricollis*, na razão sexual de 1:1, 3:1 e 3:1, respectivamente.

Os indivíduos soltos no período de seca através da soltura branda foram marcados com anilhas de cor rosa e os soltos através da soltura abrupta com anilhas de cor preta.

Análises dos dados

Para realização das análises foi utilizado o número de avistamentos em cada transecto. Como os dados não apresentaram distribuição normal, o teste de Kruskal-Wallis foi realizado para comparar o número de avistamentos antes e após a soltura, em todos os grids e na área controle. O teste de Mann-Whitney U Test foi utilizado para comparar o estabelecimento dos indivíduos reintroduzidos entre as técnicas de soltura abrupta e branda, a fim de verificar se determinada técnica favoreceu o estabelecimento dos indivíduos no local de soltura.

RESULTADOS

Sporophila albogularis

Nenhum indivíduo solto foi avistado nos monitoramentos relativos à soltura do período chuvoso (grid 1 e 2). Neste período, foram obtidos 15 registros de aves nativas no total, dentre os quais três ocorreram antes da soltura, nove no primeiro mês após a soltura, e quatro no sexto mês seguinte à soltura (Figura 3). Nos monitoramentos da soltura do período seco (grid 3 e 4), foram obtidos 16 registros de aves nativas no total, dentre os quais quatro ocorreram antes da soltura, nove um mês após a soltura, e três

registros no terceiro mês após a soltura. Um indivíduo solto através da soltura branda foi avistado no grid 3, no terceiro mês após a soltura. Nenhum indivíduo desta espécie foi registrado após a soltura no grid 4 (Figura 4). Não houve diferença significativa entre o número de avistamentos antes e após a soltura em todos os grids trabalhados (G1: $H = 4,14103$, $n = 42$, $p = 0,5293$; G2: $H = 4,167813$, $n = 42$, $p = 0,5255$; G3: $H = 3,646645$, $n = 42$, $p = 0,6013$; G4: $H = 7,559524$, $n = 42$, $p = 0,1822$).

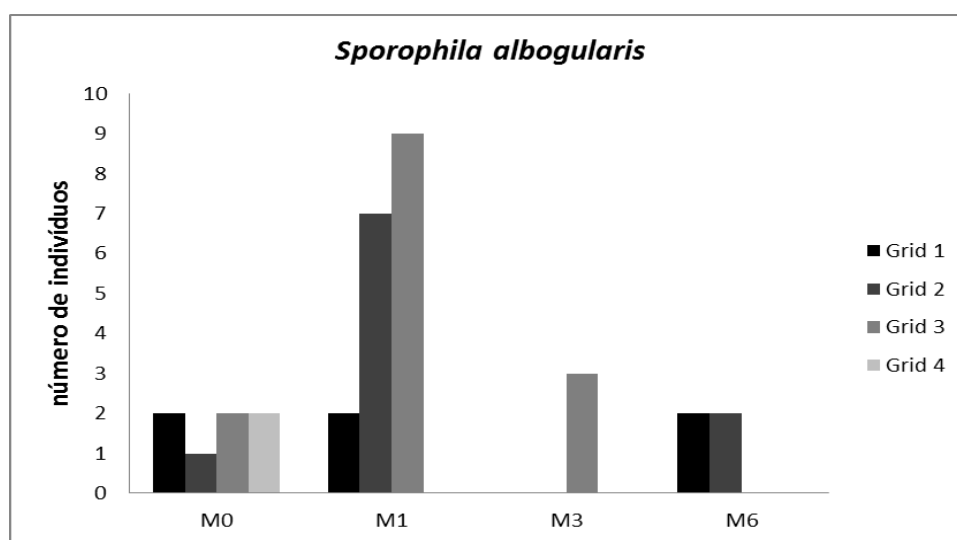


Figura 4. Indivíduos de *S. albogularis* observados nos quatro grids monitorados nos municípios de Passagem e Quixaba, na Paraíba.

Sporophila nigricollis

Durante o acompanhamento prévio à soltura do período de chuvas foi visualizado apenas um indivíduo desta espécie no grid 2. No primeiro mês após a soltura foi observado um indivíduo dos que foram soltos no grid 2, mas não foi possível visualizar a cor da anilha. Nos demais meses de acompanhamento não foi observado nenhum indivíduo dessa espécie nos grids monitorados.

Nenhum indivíduo desta espécie foi observado antes ou após a soltura, em ambos os grids trabalhados neste período.

A falta de dados não permitiu a avaliação do sucesso da espécie na reintrodução.

Sicalis flaveola

No acompanhamento prévio à soltura do período de chuvas, não foi observado nenhum indivíduo desta espécie nos grids monitorados.

No primeiro mês após a soltura, não foram visualizados indivíduos desta espécie no grid 1. No grid 2, foram observados 13 indivíduos, todos pertencentes ao grupo que foi solto no mês anterior, o que correspondeu a 9,62% dos indivíduos reintroduzidos neste grid. Três destes foram soltos através da soltura branda, dois através da soltura abrupta. Não foi possível visualizar a cor da anilha dos oito indivíduos restantes.

Ainda no mês de maio de 2010, durante observações realizadas no entorno do grid 1, após o período de acompanhamento, foi possível visualizar um casal, sendo o macho de anilha azul (soltura branda) e a fêmea de anilha verde (soltura abrupta) a 200 m do grid. Além disso, foram observados dois ninhos, um deles com três filhotes, localizado sob as telhas de uma casa a 300 m do grid, e o outro, contendo três ovos, localizado a 200 m do grid e construído num orifício de uma estaca de madeira. No entorno do grid 2, foi possível observar um casal, ambos de anilhas azuis, com ninho (Figura 5), a uma distância de 250 m do grid. O ninho possuía três ovos e estava localizado sobre as telhas de uma casa.

No terceiro mês após a soltura não foi visualizado nenhum indivíduo durante o acompanhamento. Em observações realizadas no entorno do grid 1, foram visualizados quatro indivíduos a 200 m do grid, dois machos de anilhas azuis e um casal, macho de anilha azul e a fêmea de anilha verde. No entorno do grid 2 foi observado um casal, macho de anilha azul e fêmea de anilha verde, a 150 m do grid.

No sexto mês após a soltura não foi visualizado nenhum indivíduo durante o monitoramento dos grids. Em observações realizadas no entorno do grid 2, foi visualizado um indivíduo macho de anilha azul, a 500 m do grid. Segundo moradores da região, era possível observar com certa frequência alguns dos indivíduos reintroduzidos desta espécie na região.



Figura 5. Casal de S. flaveola marcados com anilhas coloridas azuis, visualizados a 250 m do grid da Faz. Boa Vista em maio de 2010.

No acompanhamento realizado antes da soltura do período seco não foi observado nenhum indivíduo desta espécie nos grids trabalhados neste período. Também não foi visualizado nenhum indivíduo reintroduzido nos monitoramentos seguintes à soltura neste período. Em observações realizadas no terceiro mês após a soltura no entorno do grid 4, foi visualizado um indivíduo macho (soltura abrupta), a 100 m do grid, próximo a casa sede da Faz. Preacas.

Em julho de 2011, um indivíduo desta espécie reintroduzido no período de chuvas foi depositado no CETAS-PB, após uma ação da fiscalização do IBAMA. A

constatação foi possível, pois tal espécime ainda encontrava-se marcado com a anilha do CEMAVE/ICMBio.

Área controle

Foram observados dois indivíduos de *S. albogularis* no acompanhamento prévio a soltura do período de chuvas. Nas três visitas posteriores não foram visualizados indivíduos de nenhuma das três espécies estudadas. Nas visitas após a soltura do período seco, foi observado apenas um indivíduo nativo de *S. albogularis* em novembro de 2010, primeiro mês após a soltura deste período.

Técnicas de soltura

Foram visualizados 19 indivíduos soltos através da soltura branda, e nove através da abrupta, no período de chuvas, e um indivíduo solto por cada técnica de soltura no período seco (Tabela 2). Foi registrado também um casal de indivíduos liberados por cada técnica de soltura no primeiro e no terceiro mês seguinte a soltura do período de chuva. Não houve diferença significativa ($U = 68,5$; $p = 0,8398$) no estabelecimento dos espécimes reintroduzidos com as técnicas de soltura abrupta e branda.

Tabela 2. Número de indivíduos visualizados soltos através das técnicas de soltura branda e abrupta observados no acompanhamento nos períodos de chuvas e de seca (BRAc: soltura branda no período de chuvas; ABRC: soltura abrupta no período de chuvas; BRAs: soltura branda no período de seca; ABRs: soltura abrupta no período de seca).

	BRAc	ABRC	BRAs	ABRs
M1	9	4		
M3	8	4	1	1
M6	2	1		

Períodos de soltura

Foram registrados 17 indivíduos liberados de *S. flaveola* no primeiro mês após a soltura, seis no terceiro e um no sexto, e um de *S. nigricollis* no terceiro mês seguinte a soltura, dentre os indivíduos soltos durante a estação chuvosa.

Foram avistados um indivíduo liberado de *S. flaveola* e um de *S. albogularis* provenientes da soltura no terceiro mês após a mesma, dentre os liberados no período seco.

Os dados obtidos não foram suficientes para avaliar a melhor estação para a soltura destas espécies.

DISCUSSÃO

De acordo com Seddon (1999), não existe um acordo geral sobre o que constitui uma reintrodução bem sucedida, embora algumas condições de sucesso tenham sido discutidas por alguns autores: reprodução pela primeira geração nascida na natureza (Sarrazin & Barbault 1996); população reproduzindo por três anos com o recrutamento excedendo a taxa de mortalidade de adultos (Sarrazin & Barbault 1996); população selvagem com pelo menos 500 indivíduos, sem necessidade de suporte (Beck *et al.* 1994); ou o estabelecimento de uma população auto-sustentável (Griffith *et al.* 1989). Entretanto, características variáveis da história natural de diferentes espécies podem limitar a adoção de qualquer um dos critérios citados (Seddon 1999). O problema em definir uma reintrodução como bem-sucedida ou não, é que, por qualquer critério, esta definição será limitada no tempo (Seddon 1999).

Segundo Seddon (1999), se o objetivo de uma reintrodução for estabelecer uma população autossustentável, só será possível afirmar que um estudo atingiu seu objetivo (ou seja, ser bem sucedida) no momento em que a avaliação for feita. De maneira que ao classificar uma reintrodução como bem sucedida, corre-se o risco de finalizar as ações envolvidas no programa de reintrodução, e esforços adicionais, na forma de novas solturas ou monitoramento, podem ser consideradas desnecessárias. Desta forma, o autor sugere que uma reintrodução deve ser considerada como compreendendo três objetivos: avaliar a sobrevivência dos indivíduos reintroduzidos; verificar a reprodução pelos indivíduos reintroduzidos e seus descendentes; e avaliar a persistência da população estabelecida.

Alguns fatores que podem ocasionar falhas no estabelecimento de populações reintroduzidas na área de soltura são: grande dispersão pós-soltura e baixas taxas de reprodução e sobrevivência logo após a soltura, quando os indivíduos estão se recuperando do estresse gerado durante o transporte ou aclimação à área de soltura (Armstrong & Seddon 2007).

De acordo com Armstrong *et al.* (2002), os fatores que afetam a sobrevivência da população podem ser divididos em duas categorias: aqueles que afetam a sobrevivência durante a fase de estabelecimento inicial, e aqueles que afetam esta viabilidade a longo prazo. A primeira categoria inclui características de estratégias de soltura, tais como número de indivíduos reintroduzidos, composição do grupo de soltura, transporte dos indivíduos, e técnicas de soltura branda e abrupta. A segunda categoria inclui características genéticas do grupo fundador, e principalmente, características do local de soltura, como a quantidade, distribuição e qualidade (disponibilidade de recursos e presença de predadores, competidores e parasitas) do habitat.. No presente estudo foi possível avaliar apenas a sobrevivência durante a fase de estabelecimento inicial.

A necessidade de monitoramento pós-soltura em programas de reintrodução é amplamente reconhecida (Hean 1997, Seddon 1999, Armstrong & Ewen 2002, Armstrong & Seddon 2007, Seddon *et al.* 2007, Bernardo *et al.* 2011), pois ajuda a compreender os fatores que influenciam no estabelecimento da população após à soltura (Armstrong & McLean, 1995, Sarrazin & Barbault 1996) e permite o acesso a dados ecológicos relevantes para o sucesso de populações de aves reintroduzidas (Ewen & Armstrong 2007), tais como padrões de uso de hábitat, segregação espacial de territórios e comportamentos de forrageio (e. g. Rantanen *et al.* 2010, Bernardo *et al.* 2011). O monitoramento pós-soltura de um projeto de reintrodução permite não só a avaliação do sucesso da reintrodução, como também testar a validade e a eficácia dos métodos de translocação (Sarrazin & Legendre 2000).

A técnica de telemetria (ou sensoriamento remoto) permite ao pesquisador determinar a posição e a movimentação de animais à distância (Candia-Gallardo *et al.* 2010). Essa técnica apresenta algumas vantagens como estimativas de sobrevivência mais robustas, além de ser possível constatar diretamente os eventos de mortalidade e dispersão. Essa técnica tem sido utilizada no monitoramento de diversos programas de reintrodução de aves (e. g. Seixas & Mourão 2000, Parish & Sotherton 2007, Van Heezik *et al.* 2009, Bernardo *et al.* 2011). Entretanto, apresenta algumas desvantagens, pois se encontra entre as técnicas mais caras dentre as disponíveis para o estudo de aves, além da dificuldade de utilização em animais de menor porte, como Passeriformes, pois a massa dos indivíduos pode ser um fator limitante (Candia-Gallardo *et al.* 2010). De acordo com Candia-Gallardo *et al.* 2010, o uso da técnica em aves de tamanho reduzido pode ser inviabilizada se não for possível conciliar o limite máximo de peso do transmissor com a durabilidade e potência mínima necessária para o estudo, pois é necessário o uso de baterias menores e mais leves, que possuem tempo de vida mais

curto. Esse mesmo autor cita que atualmente existem transmissores que podem ser acoplados em aves de até 15 g, entretanto, o sinal emitido dura cerca de 15-25 dias, dificultando a utilização em trabalhos de reintrodução de aves de pequeno porte. Alguns trabalhos recentes de reintrodução de espécies ameaçadas de Passeriformes realizaram o rastreamento dos indivíduos com rádio-telemetria, entretanto, a o tempo de vida da bateria foi em torno de apenas quatro a seis semanas (Morgan *et al.* 2008, Comer *et al.* 2010).

Foram utilizadas anilhas de celulose nas cores azul, verde e rosa, e anilhas de PVC na cor preta para marcação dos indivíduos no presente estudo. Todas apresentaram fácil identificação durante as observações. O uso de anilhas coloridas para observação visual de aves é um método amplamente utilizado, incluindo em trabalhos de reintrodução (e. g. Armstrong & Ewen 2002). Entretanto, trabalhos de reintrodução que utilizam apenas essas anilhas para facilitar a visualização dos animais reintroduzidos, demandam uma busca intensa dos indivíduos por parte dos pesquisadores envolvidos. Além disso, essa ferramenta pode ser pouco efetiva para responder algumas perguntas, pois o monitoramento pode resultar em poucos registros posteriores e baixa proporção de recapturas (Candia-Gallardo *et al.* 2010).

Armstrong & Ewen (2002) trabalharam com reintrodução de uma espécie de Passeriformes, reintroduzida numa ilha de tamanho relativamente pequeno na Nova Zelândia, que podia ser percorrida por inteiro pelos pesquisadores. Desta forma, não apresentaram grandes dificuldades no monitoramento da população, mesmo utilizando apenas anilhas coloridas na marcação dos indivíduos. No presente estudo, em que as populações foram reintroduzidas no continente, houve dificuldades na visualização destes indivíduos. Um trabalho de reintrodução realizado na Austrália, com monitoramento semelhante ao utilizado no presente estudo, no qual a ave reintroduzida

possui porte pequeno dificultando o rastreamento por rádio, apresentou dificuldades parecidas às encontradas aqui: indivíduos translocados dispersaram amplamente pela área de soltura; possível dispersão para habitats inadequados além da área monitorada; predação não detectada pode ter contribuído para um desempenho fraco da população reintroduzida; além do monitoramento através de transectos ter sido árduo e dispendioso (Pickett 2010).

Alguns trabalhos de reintrodução de aves têm documentado movimentos significativos dos indivíduos para longe dos locais de soltura (e. g. Clarke & Schedvin 1997, Fancy *et al.* 1997, Bernardo *et al.* 2011) e o fato dos indivíduos serem propensos à tal dispersão pode, eventualmente, prejudicar os objetivos de estabelecimento à longo prazo de uma população (Van Heezik *et al.* 2009). A propensão para dispersão parece ser uma condição dependente e desencadeada por questões como a disponibilidade de recursos, densidade populacional, interações sociais com a população já existente, bem como com outros membros do grupo de soltura, e também por interações interespecíficas, como predação, competição e parasitismo (Skjelseth *et al.* 2007).

Esses movimentos de distanciamento dos locais de soltura podem não se enquadrar com as definições de dispersão natal ou juvenil, em vez disso, o que parece ocorrer é que os indivíduos são forçados a se orientar para uma nova área enquanto se recuperam do transporte e fazem a transição para uma existência selvagem (Van Heezik *et al.* 2009).

De acordo com Van Heezik *et al.* (2009), as causas da movimentação pós-soltura devem ser consideradas, como também os impactos dos movimentos na dinâmica populacional e na genética da população, pois tais questões podem influenciar o estabelecimento de populações viáveis na área de soltura. Portanto, torna-se importante a compreensão de quais indivíduos afastam-se do local de soltura (machos, fêmeas ou

ambos), o porquê deles se movimentarem, se vão para habitats adequados e como este conhecimento pode ser efetivamente incorporado nas estratégias de reintrodução (Van Heezik *et al.* 2009).

Translocações normalmente ocorrem quando os tamanhos das populações são muito pequenos e há pouca ou nenhuma competição por recursos ou parceiros (Van Heezik *et al.* 2009). Segundo os mesmos autores, a presença de membros selvagens da mesma espécie pode promover maior fidelidade ao local de soltura pelos indivíduos reintroduzidos, com aves residentes proporcionando as interações sociais necessárias para estimulá-los a permanecerem na área e obter companheiros. Entretanto, a liberação de um grupo de soltura com maior número de indivíduos pode resultar numa maior competição por alimentos, e possivelmente mais interações agressivas nos locais de alimentação, o que poderia motivar algumas aves a deixar a área de soltura (Van Heezik *et al.* 2009).

Neste trabalho, o número de visualizações de indivíduos reintroduzidos foi baixo, e em muitos casos, nenhum indivíduo foi visualizado durante o monitoramento.

A metodologia de acompanhamento utilizada nesse trabalho gerou um baixo número de registros de visualização dos indivíduos reintroduzidos nos grids, mesmo tendo-se percorrido por grid o total de 3,5 km numa área de 45 ha. No entanto, avistamentos adicionais de espécimes soltos foram registrados em áreas fora dos grids. Portanto, propomos que em monitoramento de Passeriformes marcados a metodologia compreenda uma área maior a ser monitorada.

Aliado a isso, torna-se necessário a busca de informações junto aos moradores da região, para que uma maior quantidade de dados seja obtida. Tais resultados reforçam a necessidade de mais pesquisas sobre reintrodução de Passeriformes, para que metodologias de monitoramento sejam cada vez mais aprimoradas, já que o uso de

equipamentos de telemetria é muitas vezes inviável, devido à falta de recursos financeiros disponíveis, principalmente quando as espécies trabalhadas não se encontram em listas de espécies ameaçadas de extinção.

De acordo com Caughley (1994), pequenos grupos de soltura podem falhar no estabelecimento da população devido a fatores como o acaso (estocasticidade demográfica), ou baixas taxas de reprodução ou sobrevivência em baixas densidades (efeitos Allee).

Estudos têm mostrado que o número de animais liberados foi mais importante na determinação da probabilidade de sucesso do que o número de eventos de soltura (Wolf et al. 1996), e que o número total de indivíduos soltos foi um fator determinante para o sucesso das reintroduções, independente da técnica de soltura utilizada (Griffith et al. 1989, Wolf et al. 1996). Alguns autores apontam que pelo menos 100 indivíduos devem ser soltos numa mesma etapa para que as chances de sucesso sejam maiores (e.g. Fischer & Lindenmayer 2000). O número de indivíduos reintroduzidos por soltura em cada grid no presente estudo foi abaixo de 100, pois correspondeu ao estoque de espécimes presentes no CETAS/PB durante o período estudado. Embora tal número possa ter influenciado a taxa de registros visuais obtida durante o monitoramento pós-soltura, a correlação positiva observada entre o nº de indivíduos soltos e o número de avistamentos nos permite corroborar a importância da soltura de grande quantidade de indivíduos em vez de várias solturas (Wolf et al. 1996).

Armstrong & Seddon (2007) afirmam que manipulações experimentais do número de indivíduos por soltura, bem como da quantidade de eventos de soltura que favoreçam o estabelecimento da população, são importantes para responder como o manejo pré-soltura pode afetar taxas de sobrevivência e dispersão dos indivíduos reintroduzidos. Deste modo, é interessante que novos estudos sobre o tema sejam realizados a fim de

esclarecer tais questionamentos e poder subsidiar estratégias adequadas de reintrodução de espécies com problemas populacionais.

Espécies do gênero *Sporophila* são conhecidas por realizarem movimentos sazonais de longa distância em busca de alimentos (Sick 1997, Silva 1999). O fato de se alimentarem principalmente de sementes de gramíneas ainda presas aos talos das plantas favorece essa movimentação, pois quando a área não produz sementes adequadas, tais indivíduos saem em busca de novas áreas de alimentação, resultando em mudanças sazonais de sua distribuição (Silva 1999). Estes deslocamentos são em geral pouco documentados e mal compreendidos, e a evidência desses movimentos consiste de registros indicando que determinada espécie desaparece de determinada região ou localidade durante parte do ano (Silva 1999, Olmos et al. 2005). De acordo com Silva (1999) tanto *S. albogularis* como *S. nigricollis* realizam movimentos sazonais de longa distância (> 1000 km). O comportamento de dispersão apresentado por estas espécies também pode ter influenciado no baixo número de registros visuais obtidos no monitoramento de espécimes reintroduzidos destas duas espécies, tornando-se necessário um tempo e uma área maior de monitoramento a fim de se verificar se indivíduos reintroduzidos que por ventura tenham realizados movimentos de dispersão retornarão à área de soltura, ou se serão registrados em outras regiões.

É importante destacar que o número de avistamentos das espécies de *Sporophila* na área controle, onde não foram soltos indivíduos, também foi baixo. O que pode reforçar que movimentos naturais da espécie pode ter influenciado o número de avistamentos nas áreas de acompanhamento pós-soltura.

O fato de não ter sido observada diferença significativa entre o número de avistamentos de indivíduos de *S. albogularis* antes e após a reintrodução, e da maioria dos indivíduos avistados nos monitoramentos posteriores à soltura ter sido de espécimes

nativos, pode sugerir que não houve substituição da população nativa na área de soltura pela população reintroduzida. Desta forma, é possível afirmar que embora não se tenha observado sucesso no estabelecimento dos espécimes reintroduzidos até o momento, tal procedimento aparentemente não apresentou efeitos negativos na população nativa desta espécie na área de soltura.

Neste estudo, foi possível observar a formação de casais entre indivíduos reintroduzidos de *Sicalis flaveola*, com ninhos e filhotes, já no primeiro mês de monitoramento pós-soltura do período de chuvas. Neste sentido, é possível afirmar que a reintrodução dessa espécie atingiu pelo menos dois dos objetivos atribuídos por Seddon (1999): sobrevivência dos indivíduos reintroduzidos e reprodução dos mesmos.

Indivíduos reintroduzidos desta espécie se reproduziram durante o período reprodutivo das aves na caatinga (Araújo 2009), demonstrando não apresentarem muitas dificuldades para se estabelecer na área de soltura, mesmo após terem sido soltos em um ambiente não familiar. Todos os três ninhos de *S. flaveola* observados neste estudo encontravam-se em orifícios, dois sobre telhas de casas e outro em um oco presente numa estaca de madeira. A utilização de ocos como locais para a construção de ninhos confere ao canário-da-terra proteção contra predadores, diminuindo a predação de espécies que se utilizam deste tipo de local (Marcondes-Machado 1988). Segundo Marcondes-Machado (1988), a reintrodução do canário-da-terra é facilitada pelo fato do material utilizado para a construção do ninho ser facilmente encontrado, denotando a plasticidade dessa espécie, que não requer um ambiente pouco perturbado e pode não somente conviver facilmente com plantações e animais domésticos, mas também tirar proveito disto.

Estratégias de soltura que geralmente destinam-se a facilitar a aclimação são geralmente chamadas de soltura branda, ou “soft release” (Scott & Carpenter 1987), e

são amplamente utilizadas em trabalhos de reintrodução de aves (e. g. Seixas & Mourão 2000, Carter & Newbery 2004, Bernardo *et al.* 2011). Entretanto, alguns trabalhos têm discutido se esta abordagem realmente trás benefícios ao estabelecimento inicial dos indivíduos reintroduzidos, pois não se pode assumir que a estratégia usada venha a ter o efeito desejado (Armstrong & Seddon 2007). Embora os resultados do presente estudo sejam iniciais, e o número de visualizações dos animais reintroduzidos terem sido baixos, não foi observada diferença significativa no estabelecimento dos indivíduos soltos através da soltura branda ou abrupta, o que corrobora com a afirmativa de que apesar de ser esperado que a dispersão e/ou mortalidade possam ser reduzidos através da manutenção dos animais em recintos de aclimatação, em geral, os experimentos conduzidos não tem suportado esta tendência (Fancy *et al.* 1997, Hardman & Moro 2006).

O furto de duas gaiolas com indivíduos a serem reintroduzidos e a chegada no CETAS-PB de um indivíduo de *S. flaveola* reintroduzido durante o período de chuvas, mais de um ano após a soltura, demonstram que a captura e o tráfico de animais silvestre continuam presentes na região. Estes fatos demonstram a necessidade de atividades de fiscalização na área e também de trabalhos de educação ambiental. Uma pesquisa objetivando a identificação das motivações que levam à retirada irregular, e/ou aquisição de animais silvestres oriundos da natureza, já está sendo realizada com populações rurais na área de estudo.

Pesquisas com espécies que não se encontram sob algum risco de ameaça são importantes por promover o desenvolvimento de metodologias de reintrodução, as quais poderão ser utilizadas de forma mais eficiente quando necessário para conservação de espécies ameaçadas. Os CETAS possuem estoques maiores de espécies não ameaçadas do que os das ameaçadas, permitindo a utilização destes indivíduos no aprimoramento

de tais metodologias. Seddon (1999) comenta que experimentos que testem o número ideal de indivíduos e a quantidade de eventos de soltura são inviáveis com espécies ameaçadas, e normalmente não existem grandes estoques disponíveis de indivíduos.

Os resultados discutidos aqui demonstram que ainda há muitas questões a serem respondidas sobre translocação das espécies trabalhadas e de Passeriformes de maneira geral. Portanto, o desenvolvimento de pesquisas, como no presente estudo, é de grande relevância para o estabelecimento de protocolos de soltura de Passeriformes, desde os procedimentos realizados previamente à soltura (tratamento clínico e alimentação adequada dos espécimes, determinação do número de indivíduos por soltura e número de eventos de soltura; necessidade de recintos de soltura branda; dinâmica populacional; territórios; capacidade de suporte; etc.), até o aprimoramento das técnicas utilizadas no monitoramento pós-soltura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, A. 1980. The effects of age and wear on color bands. *Journal of Field Ornithology* **51**:213-219.
- Araujo, H. F. P. 2009. Amostragem, estimativa de riqueza de espécies e variação temporal na diversidade, dieta e reprodução de aves em área de caatinga, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Paraíba.
- Armstrong, D. P., T. Soderquist, & R. Southgate. 1994. Designing experimental reintroductions as experiments. Páginas 27-29 em M. Serena, editor. *Reintroduction biology of Australian and New Zealand Fauna*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, New South Wales.
- Armstrong, D. P., & I. G. McLean. 1995. New Zealand translocations: theory and practice. *Pacific Conservation Biology* **2**:39-54.
- Armstrong, D. P., R. S. Davidson, W. J. Dimond, J. K. Perrott, I. Castro, J. G. Ewen, R. Griffiths, & J. Taylor. 2002. Population dynamics of reintroduced forest birds on New Zealand islands. *Journal of Biogeography* **29**:609-621.
- Armstrong, D. P., & J. G. Ewen. 2002. Dynamics and Viability of a New Zealand Robin Population Reintroduced to Regenerating Fragmented Habitat. *Conservation Biology* **16**:1074-1085.
- Armstrong, D. P., E. H. Raeburn, R. M. Lewis, & D. Ravine. 2006. Estimating the viability of a reintroduced New Zealand Robin population as a function of predator control. *Journal of Wildlife Management* **70**:1020–1027.
- Armstrong, D.P., & P. J. Seddon. 2007. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:20-25.

- Banks, P.B., K. Norrdahl, & E. Korpimaki. 2002. Mobility decisions and the predation risks of reintroduction. *Biological Conservation* **103**:133–138.
- Beck, B. B., L. G. Rapaport, M. R. Stanley Price, & A. C. Wilson. 1994. Reintroduction of captive-born animals. Páginas 265-286 em P. J. S. Olney, G. M. Mace, & A. T. C. Feistner, editors. *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall, London.
- Bernardo, C. S.S., H. Lloyd, F. Olmos, L. F. Cancian, & M. Galetti. 2011. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Animal Conservation* DOI: 10.1111/j.1469-1795.2011.00473.x
- Candia-Gallardo, C. E., M. Awade, D. Boscolo, & L. Bugoni. 2010. Rastreamento de aves através de telemetria por rádio e satélite. Páginas 255-279 em S. Von Matter, F. Straube, I. Accordi, V. Piacentini, J. F. Cândido-Jr, editores. *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*. Technical Books. Rio de Janeiro.
- Carter, I., & P. Newbery. 2004. Reintroduction as a tool for population recovery of farmland birds. *Ibis* **146**:221-229.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* **63**: 215–244.
- Clarke, M. F., & N. Schedvin. 1997. An experimental study of the translocation of noisy miners, *Manorina melanocephala* and difficulties associated with dispersal. *Biological Conservation* **80**:161–167.
- Comer, S., A. Danks, A. H. Burbidge, & C. Tiller. 2010. The history and success of noisy scrub-bird reintroductions in Western Australia: 1983-2005. Páginas 187-192 em P. S. Soorae, editor. *Global Re-introduction Perspectives: 2010 - Additional case-studies from around the globe*. IUCN Species Survival Commission - Re-

introduction Specialist Group (RSG). Disponível em data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2010-076.pdf (acessado em junho 2011).

Costa, R. G. A. 2005. Comércio ilegal de aves silvestres em Fortaleza, Ceará. *Revista Atualidades Ornitológicas* **125**:3.

Efe, M. A., C. Martins-Ferreira, F. Olmos, L. V. Mohr, & L. F. Silveira. 2006. Diretrizes da Sociedade Brasileira de Ornitologia para a destinação de aves silvestres provenientes do tráfico e cativo. *Revista Brasileira de Ornitologia* **14**: 67-72.

Ewen, J. G., & D. P. Armstrong. 2007. Strategic monitoring of reintroductions in ecological restoration programmes. *Ecoscience* **14**:401-409.

Fancy, S. G., T. J. Snetsinger, & J. D. Jacobi. 1997. Translocation of the palila, an endangered Hawaiian honeycreeper. *Pacific Conservation Biology* **3**:39-46.

Ferreira, C. M., & L. Glock. 2004. Diagnóstico preliminar sobre a avifauna traficada no Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* **12**: 21-30.

Fischer, J., & D. B. Lindenmayer. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* **96**:1-11.

Gama, T. P. 2003. Aspectos do comércio ilegal de pássaros silvestres na cidade de João Pessoa, Paraíba, Brasil. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 55p.

Griffith, B. J., M. Scott, J. W. Carpenter, & C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* **245**:477-80.

Hardman, B., & D. Moro. 2006. Optimising reintroduction success by delayed dispersal: is the release protocol important for hare-wallabies? *Biological Conservation* **128**:403-411.

Hean, E. W. 1997. Improving translocation programmes. *Biological Conservation* **11**:1270-1274.

International Union for Conservation of Nature (IUCN). 1987. IUCN Position Statement on the Translocation of Living Organisms: Introductions, Re-introductions, and Re-stocking. IUCN Species Survival Commission - Commission on Ecology and the Commission on Environmental Policy, Law and Administration. Disponível em <http://www.iucnsscrg.org/> (acessado em setembro de 2010).

International Union for Conservation of Nature (IUCN). 1998. Guidelines for Re-introductions. IUCN Species Survival Commission - Re-introduction Specialist Group. Disponível em <http://www.iucnsscrg.org> (acessado em setembro de 2010).

Kleiman, D. G., M. R. Stanley Price, & B. B. Beck. 1994. Criteria for reintroductions. Páginas 287-337 em P. J. S. Olney, G. M. Mace, & A. T. C. Feistner, editors. *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall, London.

Lima, P. C., & S. S. Santos. 2005. Reprodução de uma população reintroduzida de *Aratinga auricapilla* (Kuhl, 1820) Aves: Psittacidae, em área de Cerrado no Leste da Bahia, Brasil. *Ornithologia* **1**:13-18.

Marcondes-Machado, L. O. 1988. Experiência de repovoamento com *Sicalis flaveola brasiliensis* (Gmelin, 1789) (Passeriformes, Emberezidae) em área destinada à pecuária leiteira. *Revista Brasileira de Zoologia* **5**:193-200.

Marini, M. A., & J. S. Marinho Filho. 2006. Translocação de aves e mamíferos: teoria e prática no Brasil. Páginas 505-536 em C. F. D. Rocha, H. G. Bergalo, M. V. Sluys & M. S. A. Alves, editores. *Biologia da conservação: essências*. Rima. São Carlos.

- Maunder, M. 1992. Plant reintroduction: an overview. *Biodiversity and Conservation* **1**: 51-61.
- Morgan, K., N. McArthur, R. Johnston, Y. Richard, & D. P. Armstrong. 2008. Using translocation of North Island robins to counter effects of forest fragmentation in the central North Island of New Zealand. Páginas 116-120 em P. S. Soorae, editor. *Global Re-introduction Perspectives - Re-introduction case-studies from around the globe*. IUCN Species Survival Commission - Re-introduction Specialist Group (RSG). Disponível em <http://www.iucnsscrg.org/> (acessado em setembro de 2010).
- Olmos, F., W. A. G. Silva, & C. J. Albano. 2005. Aves em oito áreas de Caatinga no sul do Ceará e oeste de Pernambuco, Nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. *Papéis Avulsos de Zoologia* **45**: 179-199.
- Pagano, I. S. A., A. E. B. A. Souza, P. G. C. Wagner, & R. T. C. Ramos. 2009. Aves depositadas no Centro de Triagem de Animais Silvestres do IBAMA na Paraíba: uma amostra do tráfico de aves silvestres no estado. *Ornithologia* **3**:132-144.
- Paraíba. 1985. Atlas geográfico do estado da Paraíba. Ed. Grafset, João Pessoa-PB, 100p.
- Parish, D. M. B., & N. W. Sotherton. 2007. The fate of released captive-reared Grey Partridges *Perdix perdix*: implications for reintroductions programmes. *Wildlife Biology* **13**: 140-149
- Pickett, M. 2010. Re-introduction of the Mount Lofty Ranges southern emu-wren to Cox Scrub Conservation Park, South Australia. Páginas 176-181 em P. S. Soorae, editor. *Global Re-introduction Perspectives: 2010 - Additional case-studies from around the globe*. IUCN Species Survival Commission - Re-introduction Specialist Group (RSG). Disponível em data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2010-076.pdf (acessado em junho 2011).

- Rantanen, E. M., F. Buner, P. Riordan, N. Sotherton, & D. W. Macdonald. 2010. Habitat preferences and survival in wildlife reintroductions: an ecological trap in reintroduced grey partridges. *Journal of Applied Ecology* **47**:1357-1364.
- RENCTAS. 2001. 1º relatório nacional sobre o tráfico de fauna silvestre. Rede Nacional de Combate ao Tráfico de Animais Silvestres. Brasília.
- Ridgely, R. S. & G. Tudor. 2009. *Field Guide to the songbirds of South America: The Passerines*. University of Texas Press.
- Rocamora, G., & E. Henriette-Payet. 2008. Conservation introductions of the Seychelles white-eye on predator-free rehabilitated islands of the Seychelles archipelago, Indian Ocean. Páginas 121-129 em P. S. Soorae, editor. *Global Re-introduction Perspectives - Re-introduction case-studies from around the globe*. IUCN Species Survival Commission - Re-introduction Specialist Group (RSG). Disponível em <http://www.iucnsscrg.org/> (acessado em setembro de 2010).
- Rocha, M. S. P., P. C. M. Cavalcanti, R. L. Souza, & R. R. N. Alves. 2006. Aspectos da comercialização ilegal de aves nas feiras livres de Campina Grande, Paraíba, Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* **6**:204-221.
- Sarrazin, F., & R. Barbault. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution* **11**:474-478.
- Sarrazin, F., & S. Legendre. 2000. Demographic approach to releasing adults versus young in reintroductions. *Conservation Biology* **14**:488-500.
- Scott, J. M., & J. W. Carpenter. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what we need to know. *Auk* **104**:544- 545.
- Seddon, P. J. 1999. Persistence without intervention: assessing success in wildlife interventions. *Trends in Ecology & Evolution* **12**:503.

- Seddon, P. J., D. P. Armstrong, & R. F. Maloney. 2007. Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology* **21**:303–312.
- Seixas, S. G. H. F., & G. M. Mourão. 2000. Assessment of restocking blue-fronted Amazon (*Amazona aestiva*) in the Pantanal of Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **8**:73-78.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- Sigrist, T. 2006. *Aves do Brasil: uma visão artística*. Avis Brasilis. São Paulo.
- Skjelseth, S., T. H. Ringsby, J. Tufto, H. Jensen, & B. E. Saether. 2007. Dispersal of introduced house sparrows *Passer domesticus*: an experiment. *Proceedings of the Royal Society* **274**:1763-1771.
- Silva, J. M. C. 1999. Seasonal movements and conservation of seedeaters of the genus *Sporophila* in South America. *Studies in Avian Biology* **19**:272-280.
- Silveira, L. F., & A. C. Méndez. 1999. Caracterização das formas brasileiras do gênero *Sicalis* (Passeriformes, Emberizidae). *Atualidades Ornitológicas* **90**:6-8.
- Souza, D. 1987. *Aves do Brasil*. Itatiaia, Rio de Janeiro.
- Van Heezik, Y., R. Maloney, & P. J. Seddon. 2009. Movements of translocated captive-bred and released kaki (Black Stilts) and the value of long-term post-release monitoring. *Oryx* **43**:639–647.
- Veloso, A. L., E. V. S. B. Sampaio, & F. G. C. Pareyn. 2002. *Ecorregiões propostas para o Bioma Caatinga*. Associação Plantas do Nordeste. Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil.
- Wanjtal, A., & L. F. Silveira. 2000. A soltura de aves contribui para a sua conservação? *Atualidades Ornitológicas* **98**:7-9.

Wolf, C. M., B. Griffith, C. Reed, & S. A. Temple. 1996. Avian and mammalian translocations: Update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology* **10**: 1142–1154.