



PRINCIPAIS AMEAÇAS E MEDIDAS DE SALVAGUARDA AOS ANIMAIS SILVESTRES

Daniel Ambrózio da Rocha Vilela
Cecília Barreto
Diêgo Maximiano Pereira de Oliveira

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas florestais, embora correspondam a menos de 10% da superfície da terra, são os mais ricos em espécies, a ponto de abranger 90% da biodiversidade do planeta. Atualmente se tem notícia de cerca de 1 milhão e 800 mil espécies; no entanto, a estimativa é de que existam mais de 14 milhões de espécies no mundo (IUCN, 2011).

O Brasil é um dos países com maior biodiversidade. Das mais de 103 mil espécies animais e 43 mil espécies de plantas descritas no planeta, estima-se que entre 15% e 20% ocorram no país. Além disso, aqui se encontra a maior cobertura de floresta tropical do mundo (LEWINSOHN; PRADO, 2002; BRANDON *et al.*, 2005). De todas as espécies do planeta, são conhecidas atualmente no Brasil cerca de 10% (658) das espécies de mamíferos, 18% (1.800) das aves, 46% (680) dos répteis, 13% (800) dos anfíbios e 21% (3.000) dos peixes. Soma-se a esses uma riqueza não contabilizada de invertebrados. Em média são reconhecidas 1.500 novas espécies animais por ano no Brasil e, ainda assim, acredita-se que menos de 10% de nossa biodiversidade está descrita (LEWINSOHN & PRADO, 2002; MMA, 2010).

Apesar da megadiversidade biológica da fauna silvestre brasileira, o número de espécies ameaçadas de extinção no Brasil aumentou consideravelmente, de 218 espécies em 1989 (IBAMA, 1989; IBAMA, 1992; IBAMA, 1997) para 1.173 em 2014 (MMA, 2014; MMA, 2014a). Além de uma maior pressão sobre os táxons,

esse fato deve ser analisado à luz do avanço do conhecimento científico sobre a fauna do país, que permitiu ampliar a base de estudo, sua qualidade, e incluir grupos taxonômicos que não haviam sido avaliados na lista anterior, como é o caso dos peixes e invertebrados aquáticos (MMA, 2008; MMA, 2014a).

DEFAUNAÇÃO

Redford (1992) estareceu a comunidade científica mundial com o artigo “A Floresta Vazia”, no qual demonstra que o aparente equilíbrio ecológico manifestado pela vegetação natural intacta poderia encobrir o desaparecimento de milhões de animais silvestres por causa das ações humanas. Utilizando estatísticas oficiais do comércio de animais silvestres, Redford estimou que aproximadamente 60 milhões de mamíferos silvestres eram mortos por ano na Amazônia brasileira na década de 1980, em virtude da caça de subsistência. Foram oficialmente contabilizados outros 2 milhões de peles de suídeos silvestres (cateto e queixada), 500 mil peles de capivaras e 12 milhões de peles de jacarés, que saíram da floresta amazônica para o mercado internacional.

O termo “defaunação” tem sido empregado atualmente para caracterizar a extinção ou a redução populacional de espécies animais em seu *habitat* (DIRZO, 2001). A defaunação pode ser causada de maneira direta ou indireta. A defaunação direta ocorre quando o objetivo da atividade é o próprio animal ou seus subprodutos, como a caça de subsistência ou esportiva, o tráfico ou

captura de animais silvestres. A defaunação indireta ocorre quando um distúrbio ambiental qualquer, que não vise às espécies animais, promove a remoção ou morte desses animais de determinado ambiente. As causas mais comuns de defaunação indireta são a perda e degradação dos *habitats*, geralmente causadas por intervenções ambientais necessárias à sobrevivência humana, como as aglomerações urbanas, os empreendimentos agropecuários, as rodovias, as usinas hidrelétricas, a mineração, entre outras.

A defaunação não é um evento novo. Com efeito, na história da Terra sempre ocorreu a perda de espécies, causada por vulcões, glaciação ou outras catástrofes naturais. O problema é que a taxa de extinção atual, decorrente das ações humanas, é centenas ou milhares de vezes maior que a taxa observada nos processos naturais de extinção dos longos períodos geológicos (PIMM *et al.*, 1995). De 1970 até 2000 foram extintas 58 espécies de peixes, 9 de aves e 1 de mamífero (LEWINSOHN; PRADO, 2002). No entanto, estimativas baseadas em fósseis sugerem que anteriormente a taxa de extinção de mamíferos e pássaros era a de uma espécie a cada prazo de 500 a 1.000 anos (MAY *et al.*, 1995).

A fauna nativa tem uma importância essencial na manutenção do equilíbrio ecológico, razão por que a defaunação é considerada um problema tão grave quanto o desflorestamento: das baleias ao menor invertebrado, o desaparecimento de espécies influenciará a forma e a função dos ecossistemas naturais dos quais toda a humanidade depende. Neste contexto, nas últimas três décadas, a redução populacional e a extinção de espécies animais tornaram-se questões de extrema importância.

IMPORTÂNCIA DA FAUNA SILVESTRE

A perda da fauna silvestre é, quase sempre, um evento silencioso. Ao passo que imagens de satélite conseguem captar as alterações causadas pelo desmatamento e por outras formas tradicionais de conversão do solo, as perdas de espécies da fauna podem demorar décadas para serem detectadas, e algumas vezes o diagnóstico é realizado somente quando não há tempo suficiente para reversão do quadro. É emblemático exemplo a extinção, no início do século passado, do tilacino (*Thylacinus cynocephalus*), o maior marsupial dos tempos modernos, que vivia no continente australiano. Sua caça era recompensada como forma de proteger de ataques desse predador os rebanhos de animais domésticos, principalmente ovinos e aves, pertencentes aos colonizadores. Outros fatores como a competição com cães domésticos, perda de *habitat* e doenças introduzidas ao ambiente também podem ter contribuído para o declínio populacional dessa espécie, de tal forma que na década de 1920 os cientistas perceberam que esses animais poderiam desaparecer e iniciaram os esforços para a conservação deles, mas já não havia tempo. O último exemplar de tilacino foi capturado em 1933 e morreu em um zoológico australiano em 1936 (IUCN, 2015).

São questionamentos comuns por parte da sociedade: Qual o risco da ausência de uma espécie no ambiente? Em que interfere na minha vida a extinção de animais? Que aconteceu com o equilíbrio ambiental na Austrália após a extinção do tilacino? As respostas são complexas e não raro imprecisas, pois as consequências diretas ou indiretas das reduções populacionais ou perdas de espécies animais em determinada área são muitas vezes difíceis de estimar em curto prazo. O conjunto de ações que desencadeia e causa a extinção dos animais, como a destruição do *habitat*, também

costuma interferir negativamente em outros componentes do complexo e delicado equilíbrio ecossistêmico, impossibilitando que se definam claramente as consequências diretas da ausência das espécies animais e as decorrentes dos outros distúrbios.

Sabe-se que os organismos vivos contribuem para uma grande diversidade de funções ambientais, como a regulação da composição gasosa da atmosfera, proteção de zonas costeiras, equilíbrio de ciclos hidrológicos e do clima, geração e conservação de solos férteis, dispersão e predação de sementes, herbivoria, decomposição de resíduos, polinização de várias plantas e a absorção de poluentes. Quando as populações humanas tiram proveito, direta ou indiretamente, das funções ecossistêmicas, incluindo a fauna silvestre, esses benefícios são denominados serviços ambientais, ou serviços ecossistêmicos. Muitos desses serviços não foram avaliados adequadamente em termos econômicos. Estima-se, porém, que o valor dos serviços prestados pelos ecossistemas varie entre 16 e 54 trilhões de dólares por ano (COSTANZA *et al.*, 1997).

Tem-se evidenciado, gradativamente, que a fauna silvestre desempenha um papel muito mais relevante e essencial para a sociedade do que se imaginava até então. Em um estudo brilhante, publicado em uma das principais revistas científicas do mundo, Dirzo *et al.* (2014) demonstraram a contribuição fundamental desses seres para o nosso bem-estar. Por exemplo, estima-se que 75% da produção de alimentos no mundo dependam diretamente dos insetos polinizadores, e o declínio global da população de abelhas, possivelmente relacionado ao uso inadequado de defensivos agrícolas, coloca em risco a segurança alimentar mundial. Somente o valor dos serviços da polinização por abelhas e por outros invertebrados silvestres na América do Sul é de 11 bilhões e 600 milhões de euros por ano (POTTS *et al.*, 2010).

Além dos benefícios diretos da polinização, verifica-se que a presença de fauna silvestre equilibrada pode permitir uma redução de 37% para 8% nos prejuízos causados por ataque de pragas aos empreendimentos agrícolas (OERKE, 2006), melhorar a qualidade da água (WHILES *et al.*, 2013) e reduzir o risco de doenças em humanos (JOHNSON *et al.*, 2013).

Por outro lado, as alterações na composição da fauna, mesmo que localmente, podem proporcionar mudanças evolutivas muito rapidamente. Mauro Galetti e seus colaboradores (2013) observaram que a ausência de aves dispersoras com capacidade de se alimentar de frutos grandes, como os tucanos, ararações e arapongas, causou uma significativa alteração no tamanho dos frutos do palmito-juçara. A extinção desse grupo de aves, provavelmente por causa da caça e da captura por traficantes de animais, fez com que os frutos de palmito de menor tamanho fossem predominantemente ingeridos e dispersados por aves menores, que não conseguiam se alimentar de frutos grandes. O tamanho do fruto e da semente estão correlacionados positivamente com as reservas nutricionais e com o sucesso de germinação da nova planta. Os autores sugerem fortemente que a defaunação foi responsável pela produção de sementes menores, as quais podem ser mais vulneráveis às secas e aos outros desafios do ambiente, e que a composição da vegetação pode ser alterada de forma definitiva pela extinção local de algumas espécies.

Considerada a importância da fauna silvestre para nossa própria sobrevivência e para o equilíbrio ecossistêmico,

propõe-se discutir neste artigo alguns fatores que influenciam negativamente a fauna silvestre, como a perda de *habitat*, o tráfico de animais, o impacto das rodovias e a introdução das espécies exóticas, bem como tecer algumas recomendações de ações mitigadoras ou de coibição desses impactos.

PERDA DE HABITAT

Para atender as demandas, cada vez maiores, da sociedade moderna de alto consumo, faz-se necessária a conversão dos *habitats* naturais em empreendimentos agropecuários, hidrelétricos, minerários e urbanos. Estima-se que o crescimento da população mundial entre 2000 e 2050 será de 50% e que a economia global quadruplicará (SLINGENBERG *et al*, 2009). A necessidade por alimentos, energia, forragem e madeira aumentará a demanda por recursos naturais e, conseqüentemente, o impacto na biodiversidade. Entretanto, existe o consenso de que a maior ameaça à biodiversidade é a perda e a fragmentação de *habitats*, o que provoca a remoção imediata da flora e da fauna nativas e, assim, o desaparecimento de populações inteiras ou de parte delas, a redução da distribuição geográfica das espécies e a perda de diversidade genética (DIRZO; RAVEN, 2003).

A retirada da cobertura vegetal do território brasileiro alcançou índices alarmantes. Os dois principais biomas e de maior concentração populacional, a Mata Atlântica e os Pampas, contam, respectivamente, com menos de 8% e 37% de sua vegetação original. A floresta atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo e ainda apresenta o agravante de que a escassa vegetação existente está acentuadamente fragmentada. No Cerrado, o segundo maior bioma brasileiro, a vegetação nativa tem sido removida para dar espaço principalmente à agricultura e à pecuária de grande escala, a tal ponto que somente 50% dessa vegetação ainda resistem. Situação parecida é observada na Caatinga, bioma exclusivo do Brasil, onde apenas 54% da vegetação natural ainda estão presentes. Já na Amazônia e no Pantanal, a área total desflorestada ainda não atingiu 20% da cobertura vegetal natural, mas os índices de conversão do solo são crescentes e preocupantes nessas regiões. A alteração ou degradação do *habitat* afeta diretamente a fauna silvestre, sendo responsável pela inclusão de 85% das espécies animais listadas como ameaçadas de extinção no mundo (HILTON-TAYLOR, 2000; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000).

A reversão da tendência atual de perda e fragmentação de *habitat* exige melhorias nas ações de fiscalização e controle, além de mecanismos inovadores de incentivo à conservação da biodiversidade, que incluem aqueles direcionados à redução da pobreza e promoção do desenvolvimento social nas regiões impactadas. Um instrumento promissor é a compensação

fiscal, baseada na área sob proteção declarada pelos estados e municípios (ICMS ecológico). Após a implantação desse programa, o número de áreas protegidas no estado do Paraná aumentou em 165% (ALGER; LIMA, 2003).

O estabelecimento de áreas protegidas privadas também representa grande passo para a manutenção das espécies, principalmente em ecossistemas fragmentados, como a Mata Atlântica. As Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) pertencem a uma categoria oficial de unidade de conservação criada pela iniciativa de proprietários rurais, que têm como principal motivo a conservação perpétua da diversidade biológica, sem perder titularidade do imóvel. O Brasil conta atualmente com centenas de RPPNs, que juntas somam quase 500 mil hectares e complementam o sistema de áreas protegidas pelo poder público.



Além da proteção de áreas estratégicas, merecem atenção algumas iniciativas focadas na proteção de espécies ameaçadas e de espécies bandeiras, que quase desapareceram principalmente por causa da perda do *habitat*. Entre as mais conhecidas e bem-sucedidas estão os programas de conservação para os quatro micos-leões (*Leontopithecus*), os muriquis (*Brachyteles*) e a arara-azul-de-lear. Essas iniciativas surgiram no início dos anos 1980, com um enfoque no salvamento da extinção das espécies-alvo, e amadureceram, tornando-se programas multidisciplinares de conservação, que produziram importantes aprendizados e avanços no delineamento de estratégias de conservação, com inclusão das comunidades humanas (TABARELLI *et al.*, 2005).

Particularmente importante para a conservação da fauna silvestre é a implementação do Código Florestal, que prevê a proteção e/ou restauração das reservas legais e das áreas de proteção permanente

em todas as propriedades, incrementando de maneira expressiva os *habitats* e garantindo que as propriedades rurais cumpram os objetivos sociais e ambientais estabelecidos pela Constituição Federal (ALGER; LIMA, 2003).

Empreendimentos de grande porte, como as minerações e as hidrelétricas, que causam significativos impactos socioambientais diretos e indiretos e deslocamento de populações humanas e de vida silvestre de grandes áreas, devem receber atenção especial durante o licenciamento ambiental. Entre as medidas básicas previstas na legislação para alguns casos, e que podem minimizar os impactos negativos, encontra-se a aquisição e proteção perpétua, pelo empreendedor, de área de tamanho proporcional ao impacto e de mesma relevância ecológica. Os programas de monitoramento ambiental com ações prévias à implantação e de monitoramento dos efeitos da instalação e operação do empreendimento sobre as espécies também devem ser obrigatórios.

O TRÁFICO DE ANIMAIS SILVESTRES

O comércio ilegal de animais silvestres e de seus subprodutos ameaça aproximadamente um terço dos mamíferos e aves em todo o mundo (BAILLIE *et al.*, 2004). No entanto, apesar da forte pressão que exerce sobre a biodiversidade, existem poucos dados confiáveis sobre o tráfico de animais no planeta, principalmente porque o comércio clandestino de fauna silvestre, por sua própria natureza, é obscuro. Theile *et al.* (2004) registraram que, apenas entre os anos de 2000 e 2002, foram apreendidos mais de 120 mil animais silvestres em aeroportos de nove países membros da União Europeia. A Organização Internacional de Polícia Criminal (Interpol) estima que o contrabando de vida selvagem movimentou cerca de US\$ 10 bilhões por ano em todo o mundo, sendo dominado por redes bem organizadas de caçadores, atacadistas, distribuidores e varejistas (CEC, 2005). Segundo Moyle (1998), os animais e seus subprodutos entram nessa cadeia pelas mãos dos caçadores, e seus preços vão se elevando a cada etapa. O fluxo desse comércio parte quase sempre das nações em desenvolvimento, ricas em biodiversidade, para a Europa e Estados Unidos.

Herrera e Maillard (2011), por meio de investigações em feiras de comércio ilegal de animais silvestres na Bolívia, estimaram que aproximadamente 22 mil psitacídeos, principalmente das espécies *Amazona aestiva*, *Myopsitta monachus* e *Forpus xanthopterygius*, são comercializados anualmente naquele país. Esses autores identificaram ainda algumas espécies exclusivamente brasileiras e sugeriram que a Bolívia talvez represente uma escala para o tráfico internacional de animais silvestres procedentes do Brasil.

Fortes evidências sugerem que a maioria dos animais silvestres comercializados ilegalmente no Brasil é destinada ao mercado interno, para atender a demanda da sociedade em manter animais silvestres em residências, como animais de estimação, ou para ornamentação de residências. O perfil das espécies mais apreendidas, geralmente de baixo valor comercial, e o pequeno percentual de animais confiscados nas fronteiras, portos e aeroportos, corroboram essa informação. Acredita-se que o tráfico internacional priorize poucas espécies raras ou ameaçadas de extinção, que provavelmente alcancem altos valores e justifiquem o maior risco (RENTAS, 2002; GODOY, 2006).

Não existem muitas investigações abrangentes e recentes sobre o comércio ilegal de animais silvestres no Brasil. No entanto, pelos relatos mais recentes de apreensões locais ou regionais, pode-se estimar que dezenas ou centenas de milhares de animais são retirados por ano ilegalmente do ambiente natural para atender ao mercado nacional (Ferreira, Glock, 2004; Vidolin *et al.*, 2004; Souza e Filho, 2005; Borges *et al.*, 2006; Rocha *et al.*, 2006; Bastos *et al.*, 2008; Hernandez e Carvalho, 2006; Pagano *et al.*, 2009; Barbosa *et al.*, 2010; Gogliath *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2011; Souza e Vilela, 2013; Souza e Vilela, 2014; Souza *et al.*, 2014; Freitas *et al.*, 2005). Os impactos a longo prazo são imprevisíveis, mas a extinção recente, tanto em escala regional quanto nacional, de várias espécies de animais, como a ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) e a arara-azul-pequena (*Anodorhynchus glaucus*), indica bem o que poderá ocorrer com outras espécies, caso essa pressão não seja controlada.

Um estudo em caráter nacional foi elaborado pela RENTAS (2002), que avaliou os dados de animais apreendidos pelo IBAMA durante os anos de 1992 a 2000. Nesse estudo, no qual

foram contados cerca de 264 mil animais apreendidos em nove anos, sugere-se que pessoas humildes, que vivem nas zonas rurais, capturam os animais a fim de complementar a baixa renda familiar para a sobrevivência. Ainda segundo a RENTAS (2002), o transporte clandestino de fauna silvestre é realizado por motoristas de ônibus, ambulantes, barqueiros ou pessoas que transitam entre os ambientes urbanos e rurais, e o principal destino desses animais são as residências das pessoas que os mantêm como *pet*, além de alguns criadouros e zoológicos.

Vilela (2012), após análise dos registros de animais silvestres encaminhados para todos os centros de triagem (CETAS) do Brasil durante os anos de 2008 a 2010, verificou que as aves são as principais vítimas do tráfico, representando 86% dos 235 mil animais contabilizados, em seguida os répteis com 9% e os mamíferos com 5%. As famílias Passeriformes (sabiás, tico-tico, canário, entre outros), com 80%, e Psitacíformes (papagaios, araras, periquitos e outros), com 10%, foram as mais apreendidas, sendo o canário-da-terra (*Sicalis f. brasiliensis*) e o trinca-ferro (*Saltator similis*) as duas espécies mais capturadas ilegalmente. Muitas dessas espécies de Passeriformes, como o bicudo (*Sporophila maximiliani*) e o curió (*Sporophila angolensis*), comumente encaminhadas aos CETAS, estão entre aquelas ameaçadas de extinção, sobretudo em virtude de capturas clandestinas (SOUZA; VILELA, 2013).

Esses dados referem-se apenas ao volume de animais apreendidos e encaminhados aos CETAS do Brasil. Certamente o quantitativo de animais retirados da natureza é muito superior, uma vez que parte significativa dos animais silvestres morre no trajeto ou não é confiscada pelos agentes públicos. Neste contexto, a realização de projetos de pesquisa que avaliem os procedimentos relativos à recuperação, reabilitação e devolução à natureza desses espécimes é fundamental, pois existe a obrigatoriedade de destinação dos animais apreendidos, e a soltura tem sido considerada forma prioritária, tanto legal quanto tecnicamente, de disposição da fauna nativa, além de importante instrumento de conservação de espécies silvestres (Seddon *et al.*, 2014).

Vilela (2012) observa que o grande número de aves, mamíferos e répteis apreendidos e recolhidos em apenas três anos expõe a necessidade de novas políticas públicas específicas para o combate ao tráfico e a guarda doméstica ilegal de animais silvestres, já que as atuais têm sido ineficientes para coibir tal atividade, conforme demonstrado também por Silva e Bernard (2015).

É importante a adoção de estratégias mais inteligentes de fiscalização, que priorizem evitar a retirada dos animais do ambiente, e a necessidade de implantação de novos CETAS e de melhoria dos já existentes para receber, cuidar, recuperar e destinar adequadamente os animais apreendidos, recolhidos ou entregues voluntariamente pela população. De maneira geral, verifica-se que a educação ambiental, com foco no esclarecimento sobre como estabelecer um convívio ético entre a fauna nativa e a sociedade é fundamental para os avanços na conservação das espécies, incluindo-se a humana, pois está demonstrado que o analfabetismo ambiental está intimamente associado à retirada de animais da natureza para comércio ilegal (LATORRE; MIYAZAKI, 2005).

IMPACTOS DAS ESTRADAS SOBRE A FAUNA SILVESTRE

Os estudos sobre impactos das rodovias sobre a fauna silvestre surgiram na década de 1920, quando foram publicados os primeiros artigos científicos sobre o tema. Stoner, em 1925, fez o registro de 225 espécimes de 29 espécies de animais mortos durante sua viagem de automóvel de 632 milhas pelos Estados Unidos (STONE, 1925; van der REE, 2011). No Brasil, os pioneiros foram Novelli e colaboradores (1988), que estudaram a morte de aves por atropelamento na BR-471 no Rio Grande do Sul. Até muito recentemente, os estudos sobre ecologia de estradas no país ainda tinham um perfil estritamente descritivo, limitando-se a apresentar listas de animais atropelados e seus respectivos percentuais, sendo poucos os autores que discutiam os aspectos sazonais e as relações entre atropelamentos e paisagem de entorno (BAGER *et al.*, 2007). Atualmente, com o uso de novas abordagens e ferramentas tecnológicas, principalmente pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), por meio do Núcleo de Ecologia de Rodovia e Ferrovias (NERF), e pela Universidade Federal de Lavras (UFLA), por meio do Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas (CBEE), grandes avanços estão sendo observados na produção de conhecimentos sobre os impactos das estradas para a fauna.

O que se observa, de fato, é que a construção de estradas, rodovias e o fluxo de veículos são responsáveis por diversos impactos diretos e indiretos sobre a fauna silvestre mundial, sendo os principais os relacionados à perda de *habitat*, já apresentados neste artigo, ao efeito de barreira e à morte por atropelamento (TEIXEIRA; KINDEL, 2012).

O efeito de barreira faz com que animais evitem atravessar as estradas e rodovias. São vários os relatos a respeito de estradas que limitam o uso dos espaços aos animais silvestres. Paula e colaboradores (2013), monitorando um exemplar de onça-parda (*Puma concolor*), capturado em situação de conflito com humanos, reabilitado e solto novamente portando rádio colar, verificaram que a BR-262 e a BR-116 atuaram como barreiras aos deslocamentos desse animal em Minas Gerais, restringindo-lhe a troca genética e impedindo-o até de acessar o Parque Nacional do Caparaó, onde existem registros dessa espécie. Essa onça-parda teve uma conduta adequada, pois geralmente quando esses animais se arriscam a atravessar as rodovias não conseguem atingir o objetivo.

A colisão de veículos com animais silvestres em rodovias é considerada o maior fator antrópico de mortalidade de vertebrados terrestres no mundo, superando a própria caça (FORMAN; ALEXANDER, 1998). Assim, existe uma enorme preocupação com relação aos efeitos gerados pelas estradas, rodovias e ferrovias sobre a fauna silvestre brasileira e mundial. Além disso, os animais que atravessam as estradas e rodovias do país oferecem sérios riscos aos condutores de veículos, pois os atropelamentos podem causar a morte de pessoas, além de prejuízos financeiros (TEIXEIRA; KINDEL, 2012).

A tabela 1 mostra que os mamíferos são as maiores vítimas animais dos acidentes nas estradas e rodovias no país. Entretanto, é necessário cuidado nas conclusões, visto que grupos como o dos anfíbios, de menor tamanho, podem ser subestimados pela dificuldade de serem vistos depois de mortos, e outros de maior massa, como os mamíferos, são mais facilmente identificados entre os animais atropelados. Dessa forma, uma investigação deficiente e de baixa qualidade pode

fazer com que sejam adotados instrumentos inadequados para a redução de impactos e, por conseguinte, desperdiçar recursos financeiros, o que provocaria a contestação de empreendedores, gestores e da população em geral sobre a necessidade de implantar tais medidas (TEIXEIRA; KINDEL, 2012).

Tabela 1. Fauna atropelada no Brasil, de acordo com Gumier-Costa e Sperber (2009), Pinheiro e Turci (2013), Hengemühle e Cademartori (2008), Santos, Rosa e Bager (2012) e Weiss e Viana (2012).

Classe	Pará	Acre	RS	MG	Paraná	Total
Anfíbios	0	61	24	3	1	89
Répteis	34	84	58	11	196	383
Aves	16	81	14	18	125	254
Mamíferos	80	18	42	14	3507	3661
Não identificados	25	0	5	0	2	32
Total	155	244	143	46	3831	4419

Para tentar reduzir os impactos das estradas e rodovias sobre a fauna silvestre, vários autores recomendam que medidas mitigadoras podem e devem ser implantadas pelo poder público ou pelas concessionárias, tais como: a) construção de passagens para a fauna não apenas por sobre as estradas e ferrovias (viadutos, pontes, pontilhões, bueiros, túneis), como também sob elas, e passagens sobre o dossel para espécies arborícolas; b) uso de telas, muros ou cercamentos para bloquear os lugares de maior risco e conduzir os animais para os locais adequados de travessia; c) medidas de redução de velocidade como lombadas, redutores eletrônicos, radares e sinalização educativa horizontal e vertical; d) manejo da vegetação na borda da via, e e) educação ambiental no trânsito e campanhas informativas (FORMAN *et al.*, 2003; SEILER, HELLDIN, 2006; GLISTA *et al.*, 2009). Essas medidas preventivas devem ser adotadas somente mediante a realização de estudos técnicos sobre as principais espécies-alvo, a metodologia, os períodos e locais prioritários para implantação. A colocação de um túnel sob uma rodovia não implica necessariamente a redução dos riscos para os animais.

Além de estudos de melhor qualidade, que abordem a distribuição espaço-temporal da comunidade faunística no entorno das rodovias, é necessária a tomada de decisão sobre quais espécies devem ser protegidas, pois seria equivocada a pretensão de proteger todas as espécies de um local, tornando as diversas medidas mitigadoras ineficazes. Os responsáveis pelos sistemas de proteção da fauna contra atropelamentos devem considerar que o uso de tela e a construção de túnel nem sempre constituem uma solução. Por exemplo, em um local cujas espécies mais afetadas são répteis, a colocação de barreiras físicas como parapeitos de concreto não vazado surtiria mais efeito do que o telamento (BAGER *et al.*, 2007).

A ecologia de estradas é uma ciência recente, em franco crescimento, que vai proporcionar grandes avanços no conhecimento e na proposição de soluções técnicas para esse grave problema ambiental. No entanto, a educação ambiental é ação fundamental para a redução das mortes de animais, e por isso campanhas educativas deveriam ser realizadas no ensino formal, nas rodovias, nas estradas e nos centros de formação de condutores de todo país.

INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

A invasão de *habitats* por espécies não nativas é um fenômeno global com sérias consequências para a economia, para a saúde da sociedade e para a conservação da biodiversidade. As espécies exóticas invasoras promovem o deslocamento de espécies nativas, competem por recursos e por *habitat*, e podem ser predadoras dos habitantes naturais, promovendo assim a modificação do funcionamento dos ecossistemas (ENSERINK, 1999).

Algumas espécies vegetais e animais estão sendo introduzidas, deliberada ou acidentalmente, fora de sua ocorrência natural. Muitos autores consideram tal introdução a segunda maior causa de extinção de organismos no planeta (CLAVERO, GARCÍA-BERTHOU, 2005; DAVIS, 2009; SOULÉ, 1990; WILSON, 1992), em virtude do vasto histórico de eventos catastróficos e prejuízos ambientais e socioeconômicos decorrentes dessa ação (CLAVERO, GARCÍA-BERTHOU, 2005; PIMENTEL, ZUNIGA, MORRISON, 2005; LOCKWOOD *et al.*, 2007; VITULE *et al.* 2009; SIMBERLOFF, 2010; SIMBERLOFF, REJMÁNEK, 2011).

São notórios casos como o da lebre (*Lepus europaeus*), uma espécie invasora, originalmente distribuída ao Sul da África na região do Cabo, e que foi trazida ao continente americano pelos uruguaio para a prática de caça desportiva. Atualmente a lebre se encontra estabelecida em ambientes naturais na região Sul do Brasil e vem ampliando seus limites geográficos para a região Sudeste, com a ajuda da expansão agrícola, que substitui áreas de floresta por campos cultivados ou pastagens, ambientes mais propícios a essa espécie. Outro grave problema de introdução no Brasil é o javali (*Sus scrofa*), espécie de grande porte, que já se encontra disseminada por todo o país, e que pode competir por *habitat* com as espécies nativas de porcos-do-mato, em especial com o cateto (*Pecari tajacu*), e eventualmente preda outras espécies de plantas e até de animais.



tigre-d'água

O tigre-d'água (*Trachemys scripta elegans*) é também uma espécie exótica comum no Brasil. Originária da América do Norte, trazida ao país pelo tráfico internacional de animais e por meio de solturas indevidas e liberações espontâneas por parte de pessoas que mantinham seus exemplares em cativeiro, a espécie tem se transformado em invasora em vários biomas.

Muitas outras espécies de plantas e animais já estão introduzidas no Brasil. As consequências ecológicas, econômicas e sociais são imprevisíveis. Magalhães (2007), estudando apenas a bacia do rio Paraíba do Sul, em Minas Gerais, encontrou 44 espécies de peixes exóticos introduzidos por fugas de tanques de piscicultura ornamental.

Em virtude da relevância do tema, o Ministério do Meio Ambiente elaborou documento denominado “Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras” para prevenir e mitigar os impactos negativos desses animais sobre a população humana, os setores produtivos, o meio ambiente e a biodiversidade, por meio do planejamento e execução de ações de prevenção, erradicação, contenção ou controle de espécies exóticas invasoras com a articulação entre os órgãos dos Governos Federal, Estadual e Municipal e a sociedade civil, incluindo a cooperação internacional (MMA, 2009). Verifica-se que, de maneira geral, é extremamente necessário investir na prevenção, a fim de evitar que outras espécies com potencial invasor sejam introduzidas no Brasil, e na produção de pesquisa científica com foco no controle e erradicação das espécies invasoras que já se encontram estabelecidas em ambiente natural.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de silenciosa, a atual crise da biodiversidade é evidente pelo declínio de espécies, em nível regional e global, e, principalmente, pela perda acelerada de *habitats*, ameaçando a manutenção de biomas inteiros. Conservar a diversidade biológica é uma necessidade, tendo-se em vista os benefícios dos serviços ecossistêmicos para o desenvolvimento econômico, social e cultural da humanidade. Trata-se também de um imperativo ético cada vez mais reconhecido. Uma estratégia interessante de conservação *in situ* da fauna em escala regional pode ser feita com a criação de áreas protegidas das ações humanas, destinadas exclusivamente à preservação das espécies, e de áreas parcialmente protegidas, que permitam o manejo sustentável da biodiversidade, onde populações humanas e outras possam coexistir. Para a conservação *ex situ*, faz-se necessário criar e manter estruturas e instalações para a pesquisa e conservação dos animais e de seu material genético, que tenham condições de recuperar as espécies e viabilizar, quando adequado tecnicamente, a reintrodução deles no ambiente natural. A eficácia dessas medidas não depende apenas da atuação do poder público, mas também da iniciativa privada, visto que a conservação deve ocorrer tanto em esferas públicas quanto privadas. Nas terras particulares, a observância da legislação florestal e a adoção de tecnologias agropecuárias poupadoras de recursos, ambientalmente mais corretas, além da criação de reservas particulares, complementam iniciativas públicas. O Brasil, como campeão mundial de biodiversidade, tem grande responsabilidade em utilizar seus recursos naturais de modo sustentável e tomar medidas de controle da degradação ambiental, a fim de que as futuras gerações não sejam prejudicadas e condenadas a vivenciar um processo de homogeneização biótica sem precedentes.

REFERÊNCIAS

- ALGER, K.; LIMA, A. Políticas Públicas e fragmentação de ecossistemas. In: RAMBALDI, Denise M.; OLIVEIRA, Daniela A. S. (Org.) **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 392-420.
- BAGER, A. *et al.* Fauna Selvagem e Atropelamento. Diagnóstico do conhecimento brasileiro. In: BAGER, A. **Áreas Protegidas – Repensando as escalas de atuação**. Porto Alegre: Armazém Digital. 2007. p. 49-62.
- BAILLIE, J. E. M.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, SN (ed). 2004 IUCN **Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas. A Avaliação Global de Espécies**. IUCN, Gland, Suíça e Cambridge, Reino Unido. (2004). Disponível em: <<http://data.iucn.org/dbtw-wpd/html/Red%20List%202004/completed/cover.html>>. Acesso em: 19 jan. 2015.
- BARBOSA, J. A. A.; NOBREGA, V. A.; ALVES, R. R. N. Aspectos da caça e comércio ilegal da avifauna silvestre por populações tradicionais do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 10, n. 2, p. 39 - 49, 2010.
- BASTOS, L. F.; LUZ, V. L. F.; REIS, I. J. *et al.* Apreensão de espécimes da fauna silvestre em Goiás – situação e destinação. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 5, n. 2, p. 51-63, 2008.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. Aves do mundo ameaçado. Barcelona e Cambridge, UK: Lynx Edicions e BirdLife International, 2000.
- BORGES, R. C.; OLIVEIRA, A.; BERNARDO, N. *et al.* Diagnóstico da fauna silvestre apreendida e recolhida pela Polícia Militar de Meio Ambiente de Juiz de Fora, MG (1998 e 1999). **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 8, p. 23-33, 2006.
- BRANDON, K.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; SILVA, J. M. C. **Conservação Brasileira: desafios e oportunidades**. Megadiversidade, v. 1, p. 7-13, 2005.
- CEC. **Commission for Environmental Cooperation** (Ed.) Montreal: Canadá, p. 25, 2005. Disponível em: <<http://www.cec.org/Page.asp?PageID=30101&ContentID=17247&SiteNodeID=504>>. Acesso em: 12 dez. 2011.
- CLAVERO, M.; GARCÍA-BERTHO, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 3, mar. 2005.
- CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R.; FARBERK, S., *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260, may. 1997.
- DAVIS, M. A. **Invasion biology**. Oxford: Oxford University Press, 2009.
- DIRZO, R.; CHAPIN, F. S.; SALA, O. E.; HUBER-SANNWALD, E. **Global Biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century**. Ed. Springer: New York, 2001. p. 251-276.
- DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, p. 137-167, jul. 2003.
- DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC, N. J. B.; COLLEN, B. Defaunation in the anthropocene. **Science**, v. 345, p. 401-406, jul. 2014.
- ENSERINK, M. **Predicting invasions: Biological invaders sweep**. In: Science, v. 285, n. 5.435, p. 1.834-1.836, 1999.
- FERREIRA, C. M.; GLOCK, L. Diagnóstico preliminar sobre a avifauna traficada no Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, v. 12, n. 1, p. 21-30, 2004.
- FORMAN, R. T., *et al.* **Road Ecology: Science and Solutions**. Island Press: Washington, DC. 2003. 481 p.
- FREITAS, A. C. P.; OVIEDO-PASTRANA, M. E.; VILELA, *et al.* Diagnóstico de animais ilegais recebidos no centro de triagem de animais silvestres de Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais, no ano de 2011. **Ciência Rural**, v. 45, n. 1, p. 163-170, 2015.
- GALETTI, M. *et al.* Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, n. 6.136, p. 1086-1090, 2013.
- GLISTA, D. J.; De VAULT, T. L.; De WOODY, J. A. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. **Landscape and Urban Planning**, v. 91, n.1, p. 1-7, 2009.
- GODOY, S. N. Patologia comparada de passeriformes oriundos do tráfico – implicações na soltura. 2006. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- GOGLIATH, M.; BISAGGIO, E. L.; RIBEIRO, L. B.; RESGALLA, A. E.; BORGES, R. C. Avifauna apreendida e entregue voluntariamente ao Centro de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) do IBAMA de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Atualidades Ornitológicas**, v. 154, p. 55-59, 2010.
- GUMIER-COSTA, F.; SPERBER, C. F. Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 2, p. 459-466, 2009.
- HENGEMÜHLE, A.; CADEMARTORI, C. V. Levantamento de mortes de vertebrados silvestres devido a atropelamento em um trecho da estrada do mar (RS-389). **Biodiversidade Pampeana**. PUCRS, Uruguiana, v. 6, n. 2, p. 4-10, 2008.
- HERNANDEZ, E. F. T.; CARVALHO, M. S. O tráfico de animais silvestres no Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**. Human and Social Sciences, v. 28, n. 2, p. 257-266, 2006.
- HERRERA, M.; MAILLARD, O. Z. **El tráfico de aves silvestres, una de las principales causas de su declinación poblacional en Bolivia**. 2011. Disponível em: <<http://www.armonia-bo.org/spanish/recursos/boletines/>>. Acesso em: 09 dez. 2011.
- HILTON-TAYLOR, C. (Org.). **2000 IUCN Red List of Threatened Species**. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 2000.
- IBAMA. Portaria nº 062/97, de 17 de junho de 1997. Inclui morcegos na Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1997.
- _____. Portaria nº 1.522, de 19 de dezembro de 1989. Dispõe sobre a Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1989.
- _____. Portaria nº 45-N, de 27 de abril de 1992. Incluir no item 1.0 Mammalia, subitem 1. 2 Primates, da Portaria 1.522, de 19 de dezembro de 1989. 1992.
- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2015. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 29 jan. 2015.
- IUCN; WWF-BRASIL; IPÊ. **Biodiversidade Brasileira: análise de situação e oportunidades**, documento-base. Brasília, DF: UICN, WWF-BRASIL e IPÊ, 2011.
- JOHNSON, P. T. J.; PRESTON, D. L.; HOVERMAN, J. T.; RICHGELS, K. L. D. Biodiversity decreases disease through predictable changes in host community competence. **Nature**, v. 494, p. 230-234, 2013.
- LATORRE, D. C. P.; MIYAZAKI, S. L. O analfabetismo ambiental como agravante para o tráfico de animais silvestres. **Integração**, v. 43, p. 319-323, 2005.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. São Paulo: Contexto, 2002.
- LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion ecology**. Oxford: Blackwell, 2007.
- MAGALHÃES, A. L. B. Novos registros de peixes exóticos para o Estado de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 1. p. 250-252, 2007.
- MAY, E. C.; SPOTTISWOODE, S. J. P.; UTTS, J. M.; JAMES, C. L. Applications of decision augmentation theory. **Journal of Parapsychology**, v. 59, p. 221-250, 1995.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Lista de espécies ameaçadas de extinção – Peixes e invertebrados aquáticos, 2014.
- _____. Listas Nacionais de espécies ameaçadas de extinção, Lista de espécies ameaçadas de extinção – Fauna, 2014.
- _____. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (Ed.) Machado, A. B. M., Drummond, G. M.; Paglia, A. P. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2008. 1420 p.
- _____. Resolução CONABIO n. 5, de 21 de outubro de 2009. Dispõe sobre a estratégia nacional sobre espécies exóticas invasoras, 2009.

_____. 4º Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica. Série áreas protegidas do Brasil, n. 7, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, 2010.

MOYLE, B. **The bioeconomics of illegal wildlife harvesting**: An outline of the issues. *J. Int. Wildl. Law Pol.*, v. 1, n. 1, p. 95–111, 1998.

NOVELLI, R.; TAKASE, E.; CASTRO, V. Study of birds killed by collision with vehicles in a stretch of highway BR-471, between Quinta and Taim, Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 5, n. 3, p. 441-454, 1988.

OERKE, E. C. Crop losses to pests. **Journal of Agricultural Science**, v. 144, p. 31-43, 2006.

PAGANO, I. S. A.; SOUSA, A. E. B. A.; WAGNER, P. G. C. *et al.* Aves depositadas no Centro de Triagem de Animais Silvestres do IBAMA na Paraíba: uma amostra do tráfico de aves silvestres no estado. **Ornithologia**, v. 3, n. 2, p. 132-144, 2009.

PAULA, T. A. R.; ARAUJO, G. R.; DECO-SOUSA, T.; BERGO, L. C. F.; SILVA, L. C.; GARAY, R. M. Projeto Suçuarana, Minas Gerais, exemplo para educação ambiental. Projeto Suçuarana, Minas Gerais, exemplo para educação ambiental. **Revista CFMV**, v. 59, p.19 – 21, 2013.

PIMENTEL, D.; R. ZUNIGA; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, v. 52, p. 273-288, 2005.

PIMM, S. L.; RUSSEL, G. J.; GITTLEMAN, J. L.; Brooks, T. M. The future of biodiversity. **Science**, v. 269, p. 347–50, 1995.

PINHEIRO, B. R.; TURCI, L. C. B. Vertebrados atropelados na estrada da Variante (BR-307), Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil. **Natureza on line**, v. 11, n. 2, p. 68-78, 2013. Disponível em: <<http://www.naturezaonline.com.br>>. Acesso em: 19 jan. 2015.

POTTS, S. G.; BIESMEIJER, J. C.; KREMEN, C.; NEUMANN, P.; SCHWEIGER, O.; KUNIN, W. E. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Cell Press**, v. 25, n. 6, p. 345-353, 2010.

REDE NACIONAL DE COMBATE AO TRÁFICO DE ANIMAIS SILVESTRES (RENTAS). 1º Relatório Nacional sobre o Tráfico de Fauna Silvestre. Brasília: Rentas, 2002. 108 p.

REDFORD, K. H. The empty forest. **Bio Science**, v. 42, n. 6, p. 412-422, 1992.

ROCHA, M. S. P.; SOUTO, J. S.; CAVALCANTI, P. C. M. *et al.* Aspectos da comercialização ilegal de aves nas feiras livres de Campina Grande, Paraíba, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, n. 2, p. 204-221, 2006.

SANTOS, A. L. P. G.; ROSA, C. A.; BAGER, A. Variação sazonal da fauna selvagem atropelada na rodovia MG 354, Sul de Minas Gerais – Brasil. **Biotemas**, v. 25, n. 1, p. 73-79, 2012.

SANTOS, E. A. M.; BUENO, M.; ARAUJO, A. S.; BARROS, I. F. A.; PAES, N. N. G.; RODRIGUES, S. R. W.; CAMPOS, C. E. C. Aves do Centro de Triagem de Animais Silvestres do Estado do Amapá. **Ornithologia**, v. 4, n. 2, 86-90, 2011.

SEDDON, P. J.; GRIFFITHS, C. J.; SOORAE, P. S.; ARMSTRONG, D. P. Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. **Science**, v. 345, p. 406-412, 2014.

SEILER, A.; HELLDIN, J. O. Mortality in wildlife due to transportation. In: DAVENPORT, J.; DAVENPORT, J. L. (Eds.): *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*. **Kluwer**, 2006, p. 392.

SILVA, E. M.; BERNARD, E. Inefficiency in the fight against wildlife crime in Brazil. **Fauna & Flora International**, Oryx, p. 1-6, jan. 2015.

SIMBERLOFF, D. Invasive species. In: SODHI, N. S.; EHRLICH, P. R. (Ed.). **Conservation biology for all**. Oxford: Oxford University Press, 2010.

SIMBERLOFF, D.; REJMÁNEK, M. **Encyclopedia of biological invasions**. California: University of California Press, 2011.

SLINGENBERG, A.; BRAAT, L.; van der WINDT, H.; RADEMAEKERS, K.; EICHLER, L.; TURNER, K. **Study on understanding the causes of biodiversity loss and the policy assessment framework**: final report. 2009. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/enveco/biodiversity/pdf/causes_biodiv_loss>. Acesso em: 24 jan. 2011.

SOULÉ, M. E. The onslaught of alien species, and other challenges in the coming decades. **Conservation Biology**, v. 4, n. 3, p. 233-240, 1990.

SOUZA, G. M.; FILHO, A. O. S. O comércio ilegal de aves silvestres na região do Paraguaçu e sudeste da Bahia. **Enciclopédia Biosfera**, v. 1, p.1-11, 2005.

SOUZA, T. O.; VILELA, D. A. R.; GARZON, B.; CÂMARA, B. G. O. Pressões sobre a avifauna brasileira: Aves recebidas pelo CETAS/IBAMA, Belo Horizonte, Minas Gerais. **Ornithologia**, v. 7, n. 1, p. 1-11, 2014.

SOUZA, T. O.; VILELA, D. A. R. Canário-da-terra (*Sicalis flaveola*): a principal espécie vítima do tráfico e criação ilegal de aves silvestres na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais. **Atualidades Ornitológicas**, v. 180, p. 10-13, 2014.

_____. Espécies ameaçadas de extinção vítimas do tráfico e criação ilegal de animais silvestres. **Atualidades Ornitológicas on-line**, n. 176, 2013. Disponível em: <www.ao.com.br>. Acesso em: 19 jan. 2015.

STONER, D. The toll of the automobile. **Science**, v. 61, p. 56-57, 1925.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**. Belo Horizonte, v. 1, n. 1, 2005.

TEIXEIRA, F. Z.; KINDEL, A. Atropelamentos de animais silvestres na rota do sol: como minimizar esse conflito e salvar vidas? In: PRINTES, R. C. (Org.) **Gestão ambiental e negociação de conflitos em unidades de conservação do nordeste do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CORAG, 2012. 165 p.

THEILE, S.; STEINER, A.; KECSE-NAGY, K. **Expanding borders**: New challenges for wildlife trade controls in the European Union. Brussels, Belgium: TRAFFIC Europe, 2004, 40 p.

Van der REE, R.; JAEGER, J.A.G.; Van der GRIFT, E.A.; CLEVINGER, A.P. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving towards larger scales. **Ecology and Society**, v. 16, n. 1, 2011. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>>. Acesso em: 19 jan. 2015.

VIDOLIN, G. P.; MANGINI, P. R.; MOURA-BRITTO, M.; MUCHAILH, M.C. Programa estadual de manejo de fauna silvestre apreendida, Estado do Paraná, Brasil. **Cadernos da Biodiversidade**, v. 4, n. 2, p. 37-49, 2004.

VILELA, D.A.R. Diagnóstico de situação dos animais silvestres recebidos nos CETAS brasileiros e *Chlamydophila psittaci* em papagaios (*Amazona aestiva*) no CETAS de Belo Horizonte, MG. 2012. Tese (Doutorado). Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A.; SIMBERLOFF, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. **Fish and Fisheries**, v.10, n. 1, p. 98-108, 2009.

WEISS, L. P.; VIANNA, V. O. Levantamento do impacto das rodovias BR-376, BR-373 e BR-277, trecho de Apucarana a Curitiba, Paraná, no atropelamento de animais silvestres. **Publicatio UEPG Ciências Biológicas e da Saúde**, Ponta Grossa, v. 18, n. 2, p. 121-133, 2012. Disponível em: <<http://www.revistas2.uepg.br/index.php/biologica>>. Acesso em: 19 jan. 2015.

WHILES, M. *et al.* The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. **Ecosystems**, v. 16, p. 146-157, 2013.

WILSON, E. O. **The diversity of life**. New York: W. W. Norton and Company, 1992.