

DENSIDADE E TAMANHO POPULACIONAL DE ROEDORES ESTOCADORES EM UM FRAGMENTO FLORESTAL URBANO, MANAUS, AM

André Luis Sousa GONÇALVES¹; Wilson Roberto SPIRONELLO²

¹Bolsista PIBIC/CNPq/INPA; ²Orientador CPST /INPA

1. Introdução

A expansão antrópica desordenada destrói e isola fragmentos florestais, os quais muitas das vezes ainda podem suportar algumas populações de animais silvestres que se mantêm em tamanho reduzido ou permanecem isoladas nestas áreas (Laurance & Bierregaard, 1997).

O isolamento e a redução de populações, por sua vez, aumentam a probabilidade de extinção através dos efeitos de estocasticidade demográfica, ambiental e genética (Burkey & Reed, 2006). Algumas espécies, por outro lado, podem ter suas densidades aumentadas em fragmentos, devido a um ou mais fatores do ambiente que se inter-relacionam como os fatores abióticos relacionados ao próprio fragmento e bióticos relacionados aos atributos ecológicos das espécies (Gehring & Swihart, 2003).

Isto não significa que essas espécies estejam livres do risco de extinção em pequenos fragmentos, uma vez que o tamanho das populações pode ainda não ser suficiente para garantir sua manutenção em longo prazo (Chiarello, 2000b).

Estimativas populacionais empregando-se a metodologia de transecção linear com amostragem das distâncias (*sensu* BUCKLAND *et al.*, 2001) tem sido utilizadas como procedimento padrão tanto para inventários como para o monitoramento e avaliação da viabilidade de populações em áreas fragmentadas, para se entender como as espécies respondem à fragmentação de habitats (Chiarello, 2000b), conhecimento este essencial para o manejo e conservação das mesmas (Soulé, 1986).

Dentre os animais que persistem em áreas fragmentadas existe um pequeno grupo de mamíferos pertencente à Ordem Rodentia, os chamados roedores estocadores (scatterhoarders), (*Cutia Dasyprocta* sp; *Cutiarias Myoprocta* sp. e Esquilos *Sciurus* sp.), animais que apresentam relevante importância para estas áreas por prestarem importantes serviços ecológicos como a predação e dispersão de diversas espécies de plantas (Smythe, 1978). Apesar de persistirem em áreas fragmentadas suas populações podem se tornar inviáveis a longo prazo, fator este que pode vir a alterar potencialmente a distribuição, abundância e composição de muitas destas espécies a que estão ligados (Silva & Tabarelli, 2000).

Alguns trabalhos realizados tanto na Amazônia como na Mata Atlântica tem demonstrando os efeitos da fragmentação sobre estes roedores, no entanto são poucos os trabalhos que estimam a densidade e tamanho populacional destes animais, pois para que estas estimativas sejam confiáveis é necessário um grande número de avistamentos (Peres, 1999).

Deste modo, estudar áreas fragmentadas se torna essencial, para avaliar tanto o estado de conservação destas espécies, como para obter parâmetros de comparação da abundância destes animais em áreas fragmentadas e não fragmentadas e também através dos resultados subsidiar novos estudos que poderão auxiliar no manejo e conservação destas espécies e na manutenção do remanescente florestal em que se encontram.

Este estudo teve como objetivo estimar a densidade e o tamanho populacional dos roedores estocadores (*Cutia Dasyprocta* sp; *Cutiarias Myoprocta* sp. e Esquilos, *Sciurus* sp.) presentes no fragmento florestal urbano da UFAM.

2. Material e Métodos

Área de Estudo- Os censos populacionais foram realizados na área de floresta do Campus da Universidade Federal do Amazonas - UFAM (59° 57' 30" W e 03° 04' 34" S), uma área que corresponde a cerca de 25% das áreas verdes da cidade de Manaus, sendo considerado um fragmento florestal urbano de médio porte (590ha), o qual apresenta o clima classificado como Afi de Köpen, com temperatura média anual, a qual oscila em torno de 26°C, e precipitação anual sempre superior a 2000 mm.

Delineamento amostral e coleta de dados- Foram selecionadas 6 trilhas pré-existentes que variavam de 500m a 1,3Km, totalizando 5,35Km. Algumas premissas foram utilizadas para a escolha das trilhas, como: evitar as trilhas com trânsito constante de pessoas e animais domésticos e trilhas com largura acima de 2 m. Os censos populacionais, baseados na metodologia de

transecção linear (Buckland *et al.*, 2001; Peres, 1999), foram realizados por dois recenseadores previamente treinados. O estudo seguiu um protocolo de coletas semanais – sendo cada trilha percorrida não mais que duas vezes por semana, com um espaço temporal de pelo menos um dia entre uma coleta e outra, retorno pelas trilhas durante os censos não eram considerados e o início do censo foi intercalado entre os extremos opostos da trilha evitando assim superestimativas. Os censos foram realizados durante cinco meses (agosto a outubro de 2009) e (abril a maio de 2010), em dois períodos: manhã (7:00-11:30) e tarde (14:00-17:30).

Os transectos foram percorridos a uma velocidade constante de 1-1,5 km/h, com paradas regulares a cada 50 m para a varredura do ambiente, facilitando assim a identificação de vocalizações, barulhos na serrapilheira e odores. Os registros de animais/gupo foram feitos através de visualização direta, quando necessário foi utilizado binóculos (8.5 x 44) para visualizações a longas distâncias. Cada vez que um animal era encontrado, media-se com uma fita métrica a distância do animal – observador (distância de avistamento) e/ou do animal em relação à trilha (distância perpendicular), quando a espécie se apresentava em agrupamentos, registrava-se o primeiro animal detectado. Além de informações complementares, como: a data; o início e término do censo; horário de visualização; tipo de hábitat onde o animal se encontrava; espécie; número de indivíduos; modo de detecção (visualização, vocalização, ou movimento); altura (no caso dos esquilos); tempo total de observação e localização do animal na trilha (Peres, 1999). Quando os animais estavam utilizando algum tipo de recurso alimentar, este era registrado e, quando possível, coletado para posterior identificação.

Ao adotar este método, foram respeitadas as quatro suposições básicas em ordem decrescente de importância, a fim de que as estimativas se tornassem confiáveis, utilizadas e alcançadas neste estudo: detectar todos os animais que estivessem na transecção; os animais deviam ser detectados na sua posição inicial, antes de qualquer movimento em resposta ao observador; as distâncias perpendiculares deviam ser medidas acuradamente e não contar o mesmo animal mais de uma vez em uma mesma transecção (Peres, 1999; Cullen Jr & Rudran, 2004).

Análise de dados – Para avaliar se houve diferenças estatisticamente significativas tanto entre os períodos do dia (manhã e tarde) como entre as estações (seca e chuvosa) foi aplicado o Teste de Mann-Whitney, se positivo foi considerado apenas o período mais eficiente, para o cálculo da densidade, quando não ocorressem diferenças os dados foram unidos. Diferenças significativas foram consideradas com 95% de confiabilidade ($p < 0,05$).

A densidade para as três espécies de roedores foi calculada com o auxílio do programa DISTANCE 5.0 (Thomas *et al.*, 2005). As análises foram feitas individualmente utilizando todas as combinações disponíveis, ou seja, em cada modelo todos os ajustes foram testados. O modelo com menor valor de AIC (Akaike's Information Criterion) foi escolhido como de melhor ajuste aos dados, de acordo com Buckland *et al.* (2001).

A densidade foi calculada para cada espécie através da fórmula $D = N / (2 \times ESW \times L)$, onde D = densidade (indivíduos/ Km^2); N = número total de encontros; ESW = largura efetiva da área amostrada em quilômetros, calculada pelo programa DISTANCE 5.0; L = quilometragem total percorrida. O tamanho populacional foi calculado multiplicando-se a densidade pelo tamanho da área do fragmento. A biomassa (kg/km^2) foi calculada, utilizando a proporção de 75% do peso médio dos adultos (Eisenberg & Thorington, 1997).

3. Resultados e Discussão

Ao longo dos cinco meses de censo (agosto a outubro de 2009) período de seca e (abril a maio de 2010) período chuvoso foram percorridos 183,05 km, dos quais foi obtido um total de 334 avistamentos totalizando 373 indivíduos, distribuídos entre as três espécies de roedores: esquilo (*Guerliguetus aestuans*); cutiara (*Myoprocta acouchy*); e cutia (*Dasyprocta leporina*).

No caso das cutias (*D. leporina*) houve uma diferença significativa no número de avistamentos entre os períodos do dia ($U = 4,500$; $p = 0,007$), portanto, sendo considerado apenas o período mais eficiente (manhã), sendo que entre as estações na ocorreu diferença então os dados foram agrupados, já para a cutiara (*M. acouchy*) e o esquilo (*G. aestuans*) foram considerados os dois períodos tanto do dia quanto das estações por não haver diferenças entre eles.

Dentre os roedores a cutiara foi a espécie mais abundante (36,8 ind./ km^2), seguidas pelos esquilos (22,7 ind./ km^2) e cutias (20,9 ind./ km^2) (Tabela 1).

Tabela 1. Número de registros, distância efetiva de detecção (ESW) em metros, (CV%) coeficiente de variação, densidade populacional (nº indivíduos/km²) calculados pelo DISTANCE 5.0) e estimativa populacional. O erro padrão da estimativa de densidade é mostrado em parênteses.

Espécie	Nº	ESW (m)	CV%	Densidade (ind./km²)	Estimativa populacional na área de estudo
<i>Myoprocta acouchy</i>	191	13,87	20,23%	36,83(7,45)	217
<i>Dasyprocta leporina</i>	66	12,93	12,94%	20,94(2,70)	124
<i>Sciurus aestuans</i>	77	9,12	24,32%	22,75(5,53)	134
TOTAL	334			80,52	475

A estimativa populacional encontrada para cutia (20,9 ind./Km²) corrobora com os resultados apresentados por Jorge (2008) em floresta contínua (16 ind./Km²). Segundo Emmons & Ferr (1997), o que demonstra a adaptabilidade destes animais a áreas de florestas secundárias e degradadas.

No entanto, para cutiara houve uma diferença em relação aos valores encontrados pela autora em fragmentos de 10 e 100 ha (52 ind./Km² e 69 ind./Km² respectivamente.) e floresta contínua (64 ind./Km²), onde na área da UFAM estas obtiveram densidade de (36,8 ind./km²), indicando um efeito negativo de fragmentação na área em questão para estes animais.

Para esquilos, trabalhos envolvendo efeitos de fragmentação sobre suas populações existem apenas para espécies de regiões temperadas (Verboom & van Apeldoorn 1990). No entanto Chiarello (1999), cita que estes animais geralmente obtêm relativo sucesso em ambientes perturbados em geral, associado a fatores como alta plasticidade, hábitos alimentares, e/ou requerimentos de área reduzidos.

4. Conclusão

Para espécies como cutia (*Dasyprocta leporina*) e esquilo (*Sciurus aestuans*) estes parecem persistir no fragmento com uma densidade populacional proporcional a encontrada em ambientes não perturbados. Por outro lado, a cutiara (*Myoprocta acouchy*) parece ter demonstrado uma resposta negativa ao processo de fragmentação. Entretanto, mesmo para as espécies que apresentaram índices populacionais similares ou acima do encontrado em floresta contínua, não é garantido suas sobrevivências a longo prazo, visto que suas populações estão abaixo do mínimo indicado para mantê-las geneticamente viáveis ao longo prazo e pela área se apresentar isolada.

4. Recomendações

Diante do exposto recomenda-se investir em: 1) Programas de manejo e monitoramento das espécies supracitadas; 2) Programas de reconstituição vegetal, visto que a área vem sofrendo com a constante pressão urbana 3) Maior policiamento no local evitando a maior degradação da área e 4) Projetos de Educação Ambiental que visem os moradores dos arredores do fragmento.

5. Referências

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford. UK, USA. 351pp.

Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*. 14(6): 1649-1657

Cullen Jr., L. & Rudran, R. 2004. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora da Universidade Federal do Paraná, UFPR, Curitiba.

Eisenberg, J.F; Thorington, R.W. 1973. A preliminary analysis of a Neotropical mammal fauna. *Biotropica*, 5: 150-161.

Emmons, L. H. F., Feer, 1997. *Neotropical Rainforest Mammals, A Field Guide*. University of Chicago Press, Chicago, USA. 114pp.

- Gehring, T. M. & Swihart, R. K. 2003. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in a agricultural landscape. *Biological Conservation* 109 (2003) 283–295
- Jorge; M. L. S. P. 2008. Effects of Forest Fragmentation on Two Sister Genera Amazonian rodents (*Myoprocta acouchy* and *Dasyprocta leporina*). *Biological Conservation*, Chicago, 141: 617-623.
- Laurance, W.F. & Bierregaard Jr, R.O. 1997. *Tropical Forest Remnant. Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, USA. 616pp.
- BURKEY, T. V., REED, D. H., 2006, "The effects of habitat fragmentation on extinction risk: mechanisms and synthesis". *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, v. 28, pp. 9-37.
- Peres, C. A., 1999, General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates*, 7: 11-16.
- Silva, J. M. C. & Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*. 404: 72-74.
- Smythe, N. 1978. The natural history of the Central American agouti (*Dasyprocta punctata*). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 257: 1-52.
- Soulé, M.E. 1986. The science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer Associates. *Conservation biology*. 584p.
- Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H., Bishop, J. R. B. and Marques, T. A. 2005. *Distance 5.0, beta 4. Research Unit for Wildlife Population Assessment*, University of St Andrews, UK. USA.
- Verboom, B. & R. van Apeldoorn. 1990. Effects of habitat fragmentation on the red squirrel, *Sciurus vulgaris* L. *Landscape Ecol.* 4(2-3): 171-176.