



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE ENGENHARIA FLORESTAL

EFEITOS DE TRILHAS SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODES NO PARQUE  
NACIONAL DA TIJUCA/RJ

FELIPE DE DRUMMOND ALVES

Orientador: André Felipe Nunes-Freitas

Seropédica, RJ  
Março de 2007

FELIPE DE DRUMMOND ALVES

EFEITOS DE TRILHAS SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODES NO PARQUE  
NACIONAL DA TIJUCA/RJ

Monografia apresentada ao  
Curso de Engenharia Florestal, como  
requisito parcial para a obtenção do  
Título de Engenheiro Florestal, Instituto  
de Florestas da Universidade Federal  
Rural do Rio de Janeiro.

Seropédica, RJ  
Março de 2007

## BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. ANDRÉ FELIPPE NUNES-FREITAS  
ORIENTADOR  
DCA/IF/UFRRJ

---

Prof. Dr. JARBAS MARÇAL DE QUEIROZ  
MEMBRO TITULAR  
DCA/IF/UFRRJ

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> MARA CINTIA KIEFER  
MEMBRO TITULAR  
DEcol/IBRAG/UERJ

---

Prof. MSc. THEREZA CHRISTINA DA ROCHA-PESSÔA  
SUPLENTE  
DEcol/IBRAG/UERJ

---

Prof. MSc. HENRIQUE TREVISAN  
SUPLENTE  
PGCAF/IF/UFRRJ

**EFEITOS DE TRILHAS SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODOS NO PARQUE  
NACIONAL DA TIJUCA/RJ**

**RESUMO**

O objetivo deste estudo foi analisar o impacto gerado pelo uso das trilhas do Bico do Papagaio e do Pico da Tijuca sobre a comunidade de macroartrópodes de serrapilheira na Floresta da Tijuca, RJ. Durante o período de chuvas, foram feitas coletas de serrapilheira nas trilhas em duas cotas altitudinais (650 e 850 m. a.n.m.) e, em cada uma dessas cotas, em três classes de distância distintas (0, 5 e 10 m). O material coletado foi triado em Funil de Berleser e posteriormente feita a identificação dos artrópodes ao nível de ordem. Foi amostrado um total de 3380 indivíduos de 19 táxons diferentes, sendo a ordem Orthoptera a mais frequente (N = 2447; 72,40%). Foram encontradas diferenças significativas na abundância entre trilhas e no número de táxons entre altitudes. Possivelmente, essas diferenças sejam uma resposta a um efeito causal da estrutura e da composição florística das trilhas e das cotas. No entanto, é possível que maiores diferenças possam ser encontradas com o refinamento da identificação dos artrópodes coletados.

**Palavras-chave:** Floresta da Tijuca, Artrópodes, Funil de Berleser.

**EFEITOS DE TRILHAS SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODOS NO PARQUE  
NACIONAL DA TIJUCA/RJ**

**ABSTRACT**

The aim of this study was to analyze the impact caused by the use of the tracks located in Bico do Papagaio and Pico da Tijuca over the community of litter fall macroarthropods in Tijuca Forest, RJ. During the rain period, we did collect of litter fall in the tracks in three different classes (0, 5 e 10m) of two altitudinal high (650 e 850 m. a.n.m.). The collected material was selected on a Berleser's funnel and, later, an identification of the arthropods by the order level. It was sampled an amount of 3380 individuals of 19 different taxons, with the orthoptera order the most frequent (n= 2447, 72,40%). There were significant differences in the abundance between tracks and in the number of taxons between altitudes. Possibly, these differences are an effect of the structure and floristical composition of the tracks and high. Nevertheless, it is possible that bigger differences can be found with the refinement of the collected arthropods identification.

**Key words:** Tijuca Forest, Artropds, Berleser's Funnel.

Esta monografia é dedicada à Memória de minha tia e madrinha Célia, que adoraria ver esse momento, mas que teve que nos deixar muito cedo.

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por toda a paciência que tiveram comigo nesses anos de universidade;

Aos professores do Instituto de Florestas, que contribuíram para a minha formação ética;

Ao amigo e orientador André Freitas, por apostar e apoiar o projeto;

A minha amiga Aline Fernandes, por dizer a palavra certa na hora certa;

Aos amigos João César e Marcello Deschamps, pelo auxílio no trabalho de campo;

Ao grande amigo Raphael Alves, que me ajudou a projetar e construir o primeiro funil de Berlezer;

A amiga Simone Manhago, pela brava ajuda na triagem da Macrofauna de Serrapilheira;

A Luciana Carvalho, amiga e companheira nesses momentos finais, por tornar tranqüila essa árdua caminhada;

Aos meus amigos, representados nas pessoas de Rodrigo Latine, Eduardo Regis, Rodrigo Montero, Alex Faia, Marcus Dellamico, Daniela Graciosa, Leandro Alves, amigos que sempre estiveram ao meu lado apoiando durante a realização do projeto;

Aos macroartrópodes de serrapilheira, por garantir que a vida nas florestas continue existindo.

**SUMÁRIO**

	<b>PÁGINA</b>
<b>Resumo</b>	Iv
<b>Abstract</b>	V
<b>Dedicatória</b>	Vi
<b>Agradecimentos</b>	Vii
<b>Sumário</b>	Viii
<b>Lista de Tabelas</b>	Ix
<b>Lista de Figuras</b>	X
1. Introdução	1
1.1 A Floresta Atlântica	1
1.2 Floresta da Tijuca e o papel das unidades de conservação	4
1.3 Impacto do ecoturismo sobre a biota	5
1.4 Edafofauna como bioindicadora de ação antrópica	8
2. Objetivos	10
3. Material e métodos	12
3.1 Área de estudo	12
3.2 Metodologia	15
4. Resultados	17
5. Discussão	29
6. Conclusões	33
7. Referências Bibliográficas	35



**LISTA DE TABELAS**

	<b>PÁGINA</b>
<b>Tabela 1</b> - Abundância (N) e frequência (%) dos táxons amostrados nas trilhas do Parque Nacional da Tijuca, RJ	18
<b>Tabela 2</b> - composição da comunidade de macroartrópodes edáficos, entre as trilhas, cotas altitudinais e distâncias no Parque Nacional da Tijuca, RJ.	19

## LISTA DE FIGURAS

	<b>PÁGINA</b>
<b>Figura 1:</b> Foto de parte do Estado do Rio de Janeiro com o Parque Nacional da Tijuca em destaque.	14
<b>Figura 2:</b> Diferença na abundância total de macroartrópodes de serrapilheira entre as trilhas do Bico do Papagaio e do Pico da Tijuca, no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.	21
<b>Figura 3:</b> Diferença na abundância total de macroartrópodes de serrapilheira entre as classes de altitude no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.	22
<b>Figura 4:</b> Diferença na abundância de macroartrópodes de serrapilheira entre as classes de distância das trilhas no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. 1 = 0 m; 2 = 5 m; 3 = 10 m.	23
<b>Figura 5:</b> Abundância de macroartrópodes de serrapilheira por classes de distância nas duas cotas altitudinais das duas trilhas analisadas do Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.	24
<b>Figura 6:</b> Diferença na riqueza de táxons de macroartrópodes de serrapilheira entre as trilhas do Bico do Papagaio e do Pico da Tijuca, no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.	25
<b>Figura 7:</b> Diferença na riqueza de táxons de macroartrópodes de serrapilheira entre as classes de altitude no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.	26
<b>Figura 8:</b> Diferença na riqueza de táxons de macroartrópodes de serrapilheira entre as classes de distância das trilhas no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. 1 = 0 m; 2 = 5 m; 3 = 10 m.	26
<b>Figura 9:</b> Diferença na riqueza de táxons total de macroartrópodes de serrapilheira na análise conjunta entre trilhas, cota altitudinal e entre as classes de distância no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.	28

## **1. INTRODUÇÃO**

### **1.1. A Floresta Atlântica**

A Floresta Atlântica ocorre tanto na região litorânea como nos planaltos e serras do interior, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, sendo considerada a segunda maior formação de florestas neotropicais (Morelato, 2000; Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Ao longo de sua distribuição a sua abrangência varia desde pequenas faixas até grandes extensões, atingindo em média 200 km do mar para o interior do continente (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).

A Floresta Atlântica apresenta uma grande variedade de formações, englobando um diversificado conjunto de ecossistemas florestais com estruturas e composições florísticas bastante diferenciadas (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Em geral, essa mudança na estrutura e na composição florística está relacionada com as variações climáticas entre as suas regiões de ocorrência, tendo como elemento comum a exposição aos ventos úmidos que sopram do oceano (Oliveira-Filho & Fontes, 2000; SOS Mata Atlântica, 2006).

A Floresta Atlântica é a formação vegetal que sofre maior impacto da ação antrópica no Brasil. Atualmente, está reduzida à cerca de 7,5% da sua área original, estando os seus remanescentes, em grande parte, representados por um elevado

número de fragmentos em diferentes graus de degradação, especialmente devido às diferentes atividades e pressões urbanas ligadas a essas áreas (INPE e IBAMA, 1990; Ranta *et al.*, 1998; Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Fundação SOS Mata Atlântica/ INPE, 2001; Rocha *et al.*, 2003). A sua degradação causa um impacto imediato ao ambiente, transformando áreas florestadas em campos e pastagens (Morellato, 2000), resultando em uma elevada perda de espécies animais e vegetais, com uma conseqüente redução da biodiversidade (Pimm & Askins, 1995; Pimm *et al.*, 1995).

Mesmo estando reduzida a uma pequena parte da sua extensão original, a Floresta Atlântica foi incluída entre os 24 *hotspots* mundiais, que são áreas com extraordinária diversidade e elevada concentração de espécies endêmicas, e que vem sofrendo elevada e rápida perda de habitat (Myers *et al.*, 2000). A maioria desses *hotspots* tem sido alvo de vários estudos, de forma a produzir o maior número de informações que levem a ações prioritárias para a conservação e preservação destes ecossistemas (Myers *et al.*, 2000; Rocha *et al.*, 2003).

O Estado do Rio de Janeiro, segundo projeções históricas, apresentava cerca de 97% da sua área recoberta por Floresta Atlântica, o equivalente a aproximadamente 44.000 km<sup>2</sup> de florestas (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 1992/1993; Rocha *et al.*, 2003). No entanto, desde o início da colonização, a Floresta Atlântica do Rio de Janeiro vem sofrendo um intenso

processo de desmatamento, uma vez que, ao longo de 400 anos, ela foi a principal fonte de recursos madeireiros e de utilização do solo para os diferentes ciclos que se instalaram ao longo desse período (Friedman, 1999).

Atualmente, a ampla área de floresta que cobria o Estado se resume a numerosas manchas florestais, encontradas principalmente nas vertentes das cadeias montanhosas acima de 500 m a.n.m. (Tanizaki-Fonseca & Moulton 2000; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2001; Rocha *et al.*, 2003). Esses fragmentos somam cerca de 8.000 km<sup>2</sup>, o equivalente a 17% da área original (Tanizaki-Fonseca & Moulton 2000). Dessa área remanescente, cerca de 50% está protegida em unidades de conservação de diferentes tipos (Tanizaki-Fonseca & Moulton 2000; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2001), enquanto parte da outra metade encontra-se nas mãos de latifundiários, estando cercada por uma matriz alterada utilizada para cultivo ou diferentes criações.

Apesar disso, segundo Rocha *et al.* (2003), o estado do Rio de Janeiro tem uma fundamental importância na conservação da Floresta Atlântica por apresentar grandes blocos de vegetação contínua, que apresentam um elevado grau de conectividade.

## 1.2. Floresta da Tijuca e o papel das Unidades de Conservação

No Brasil, as unidades de conservação (UC's) têm um papel crucial na conservação da natureza. Porém, a criação destas áreas não é garantia de conservação ambiental (Denes, 2000).

De acordo com o IBAMA, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) reconhece dois tipos de áreas protegidas:

- Unidades de Conservação de Uso Direto ou Uso Sustentável, "destinadas à conservação da biodiversidade, onde se permite utilizar os recursos naturais de forma sustentável, estabelecendo modelos de desenvolvimento, observando criteriosamente os planos de manejo ou por meio de atividades econômicas selecionadas de modo a conservar ou melhorar as condições ecológicas" e
- Unidades de Conservação de Uso Indireto ou de Proteção Integral, "destinadas à conservação da biodiversidade, pela não utilização direta desses recursos, mas obtendo benefícios indiretos, na forma de pesquisa científica, educação ambiental e recreação, observando-se sempre os planos de gestão e de zoneamento ambiental". A comunidade participa, indiretamente, na preservação da natureza.

Entre as áreas de uso indireto, podemos citar os Parques Nacionais que, segundo o SNUC (Brasil, 2000), em seu 11º artigo, "têm como objetivo básico a preservação de

ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico" (BRASIL, 2000).

### **1.3. Impacto do ecoturismo sobre a biota**

O ecoturismo é um segmento da atividade turística que utiliza, de forma sustentável, o patrimônio natural e cultural, incentiva sua conservação e busca a formação de uma consciência ambientalista através da interpretação do ambiente, promovendo o bem estar das populações envolvidas (praticantes, funcionários e moradores dos arredores da área utilizada) (Zacchi, 2004). No entanto, para que o ecoturismo possa efetivamente solidificar a sua estrutura, é preciso que ele esteja dentro de diretrizes condizentes com o mercado e que sua atividade seja discutida de maneira aberta para que, com isso, consiga ser eficiente e sustentável aos mais variados tipos de ecossistema e de cultura popular (Brasil, 1995).

Dentre as atividades do ecoturismo, podemos citar os esportes da natureza, também chamados de esportes radicais, como caminhadas, campismo, canoagem, turismo contemplativo, viagens a pé, cavalgadas e banhos de mar e de cachoeira. Estes

esportes são os grandes beneficiários das áreas das Unidades de Conservação, tendo em vista as suas potencialidades para a prática desse tipo de atividade (BNDS, 2000). Segundo Alves Junior & Dias (2005), os praticantes desse tipo de atividade possuem uma preocupação ecológica diferente dos praticantes de outras atividades esportivas, pois podem comportar uma forte sinergia entre a prática esportiva e a natureza. No entanto, a prática desses esportes pode causar um intenso impacto sobre o ambiente dentro das unidades de conservação, uma vez que, em geral, estes tendem a utilizar com maior intensidade as diferentes áreas dentro da mesma.

Para o CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), impacto ambiental pode ser definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante de atividades antrópicas que possam afetar de maneira direta ou indireta a saúde, a segurança e o bem estar social, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA, 1986).

O turismo ecológico no Brasil ainda se mostra como um segmento desordenado, que se preocupa mais com as oportunidades do mercado do que com a geração de benefícios sócio-econômicos e ambientais (Brasil, 1995). Essa constatação é preocupante, uma vez que os princípios do ecoturismo giram



em torno da possibilidade de promover suporte à conservação e à proteção ambiental, além de aumentar a responsabilidade do operador com a utilização sustentada dos recursos e desenvolver atividades de baixo impacto ambiental (Zacchi, 2004).

Moretti (2000), em um estudo sobre a atividade do ecoturismo na região do pantanal, ressalta que este tem se preocupado apenas com as melhorias das condições e com o bem-estar do turista, esquecendo-se das populações locais. O autor diz ainda que o ecoturismo é "uma produção voltada para produzir mercadorias e, portanto, uma produção destrutiva, que destrói o ambiente natural para produzir um ambiente propício à atividade turística e destrói o modo de vida da população local por meio da alteração do seu trabalho, da sua cultura e da sua produção de espaço".

Existem vários exemplos sobre os impactos gerados pelo segmento do turismo ecológico. No Balneário Municipal de Bonito em (MS), as atividades turísticas têm provocado obesidade em piratungas (peixe frugívoro) devido a mudança na dieta dos peixes, provocado pelo comportamento inadequado dos visitantes do balneário (Sabino, Medina Júnior & Andrade, 2005). Algumas práticas equivocadas são feitas por algumas pessoas do setor, como as que vêm acontecendo em alguns hotéis-fazenda no interior do pantanal onde, com o intuito de fornecer ao turista um contato direto com a fauna local,

jacarés e aves são alimentados de maneira artificial, em horário e local fixos (Moretti, 2000).

Vários estudos têm utilizado as comunidades de artrópodes de serrapilheira como indicadores de diferentes ações antrópicas (Garay & Natafi, 1982; Hafidi, Garay & Cancela da Fonseca, 1998; Pellens & Garay, 1999a; Pellens & Garay, 1999b). No entanto, raros são os trabalhos que utilizam grupos de organismos como indicadores dos impactos do ecoturismo (Garay & Nataf, 1982). Por exemplo, Garay & Nataf (1982) indicaram que em florestas públicas de Paris, na França, o impacto do pisoteio humano tem um efeito direto sobre a comunidade de microartrópodes de serrapilheira, indicando o desaparecimento de algumas ordens com o aumento no grau de perturbação (Garay & Nataf, 1982).

#### **1.4. Edafofauna como bioindicadora da ação antrópica**

O interesse no conhecimento das comunidades edáficas surge, hoje em dia, a partir da necessidade de utilização sustentada dos solos, devido à importância destes organismos tanto na ciclagem de nutrientes quanto na estruturação do solo (Swift *et al.* 1979; Garay & Nataf, 1982; Seastedt & Crossley 1984; Hendrix *et al.* 1990; Pellens & Garay, 1999; Correia & Oliveira, 2000).

Diferentes estudos têm demonstrado que as comunidades edáficas sofrem uma ação rápida e direta de perturbações, modificando as abundâncias, a riqueza e a composição de grupos indicadores que dependem de certos recursos do sistema para manter populações estáveis (Garay & Nataf, 1982; Silveira Neto et al., 1995; Pellens & Garay, 1999). Tipicamente, alguns componentes especialistas, com baixa amplitude ecológica, tornam-se mais escassos, enquanto outros generalistas tendem a aumentar as suas densidades em resposta a abertura e a desestruturação do ambiente (Brown, 1977; Silva, 2000).

Dessa forma, as comunidades edáficas podem ser consideradas um dos mais importantes bioindicadores de perturbação (McGeoch, 1998; Freitas et al., 2006), tanto por ser o grupo mais diverso em número de espécies, bem como pela facilidade de amostragem (Wink et al., 2005).

Os artrópodes edáficos são considerados excelente bioindicadores da ação antrópica degradadora, pois suas populações e, conseqüentemente, as comunidades das quais fazem parte têm sua estrutura e dinâmica rapidamente alteradas pelos impactos causados pelo homem (Correia & Oliveira, 2000). Como as respostas destas comunidades aos diferentes tipos de ação antrópica são rápidas, qualquer tipo de alteração do habitat leva a modificações relacionadas a perda e a alteração da riqueza, da composição e da diversidade (Correia & Oliveira, 2000). No entanto, o maior problema para a compreensão da ação

antrópica sobre a comunidade de artrópodes edáficos é o reduzido número de estudos. A maioria dos estudos busca entender as modificações dessas comunidades com base na alteração da comunidade vegetal na qual elas estão inseridas. Poucos estudos buscam analisar o efeito direto do pisoteio em trilhas de visitação sobre estes organismos.

Dessa forma, estudos que visem compreender a extensão do impacto da ação antrópica sobre estas comunidades são importantes, pois geram informações que, em uma maior instância, visam o estabelecimento de ações preventivas ou mitigadoras da ação antrópica, especialmente em áreas de proteção, auxiliando no manejo dessas áreas. Com base nesta premissa, esse estudo visa compreender os efeitos da ação antrópica causada pela visitação a trilhas do Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, entendendo os efeitos do pisoteio sobre a estrutura e a diversidade da comunidade de macroartrópodes de serrapilheira.

## **2. OBJETIVOS**

Objetivo geral:

- Avaliar o efeito do pisoteio em trilhas do Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, sobre a comunidade de macroartrópodes de serrapilheira.

Objetivos específicos:

- Identificar a diversidade e a abundância das comunidades de macroartrópodes de serrapilheira em trilhas com taxas de visitação e, conseqüentemente, graus de impactos distintos;
- Verificar se existem diferenças na composição das comunidades de macroartrópodes de serrapilheira em diferentes altitudes.
- Relacionar as possíveis diferenças na composição das comunidades com o grau de visitação das trilhas.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em diferentes trilhas do Parque Nacional da Tijuca (PNT) (22°55' e 23°01' S 43°12' e 43°19' W) (Figura 1), um dos principais remanescentes florestais da Floresta Atlântica do Estado do Rio de Janeiro (Rocha *et al.* 2003).

O PNT apresenta uma área total de 3200 ha e um perímetro de 60 km, sendo composto por três grandes fragmentos de matas separados por eixos rodoviários que permitem acesso fácil e rápido a partir de 11 bairros com os quais faz fronteira. O clima na região do PNT é considerado tropical quente e úmido, apresentando um ou dois meses secos ao longo do ano. A temperatura anual média varia entre 22 e 24°C, apresentando máxima absoluta de 38 a 40°C nos meses de dezembro a fevereiro, e mínimas de 4 a 8°C nos meses de junho e julho. A pluviosidade anual varia de 1250 a 1500 mm (Matos *et al.*, 2002).

Considerada a maior floresta urbana do mundo (Matos *et al.*, 2002), além de realizar a manutenção de uma elevada biodiversidade ameaçada de extinção (Rocha *et al.*, 2003), o PNT tem um papel importante para o turismo. Devido a sua localização dentro de uma capital de quase 9 milhões de habitantes, os eixos rodoviários que o recortam permitem um

fácil e rápido acesso, mantendo uma elevada taxa de visitação, tanto pelos moradores da cidade do Rio de Janeiro quanto por um grande número de turistas nacionais e internacionais, que o visitam para os mais diferentes tipos de turismo.

Primitivamente, todo o PNT esteve coberto por densa cobertura florestal do tipo Floresta Tropical Pluvial Atlântica (Rocha *et al.*, 2003). Devido aos diferentes ciclos agrícolas, a cobertura vegetal do parque foi quase totalmente substituída em razão da retirada de madeira para construções, produção de lenha e carvão para consumo em engenhos de cana de açúcar, olarias e para fins domésticos, bem como da expansão da lavoura cafeeira em quase todas a sua área (Friedman, 1999).

No entanto, a redução da cobertura vegetal da região do PNT trouxe para a cidade do Rio de Janeiro o problema da redução da disponibilidade de água, fazendo com que os governantes avistassem a necessidade da manutenção da vegetação como forma de manter a disponibilidade de água para a cidade (Friedman, 1999). Baseado nessa necessidade foram plantadas milhares e milhares de mudas de árvores, trazidas das áreas vizinhas (Pedra Branca, Guaratiba etc.). A partir do século XIX, com o replantio das áreas suprimidas, as matas do PNT vêm passando por um processo natural de regeneração, retomando a área original.

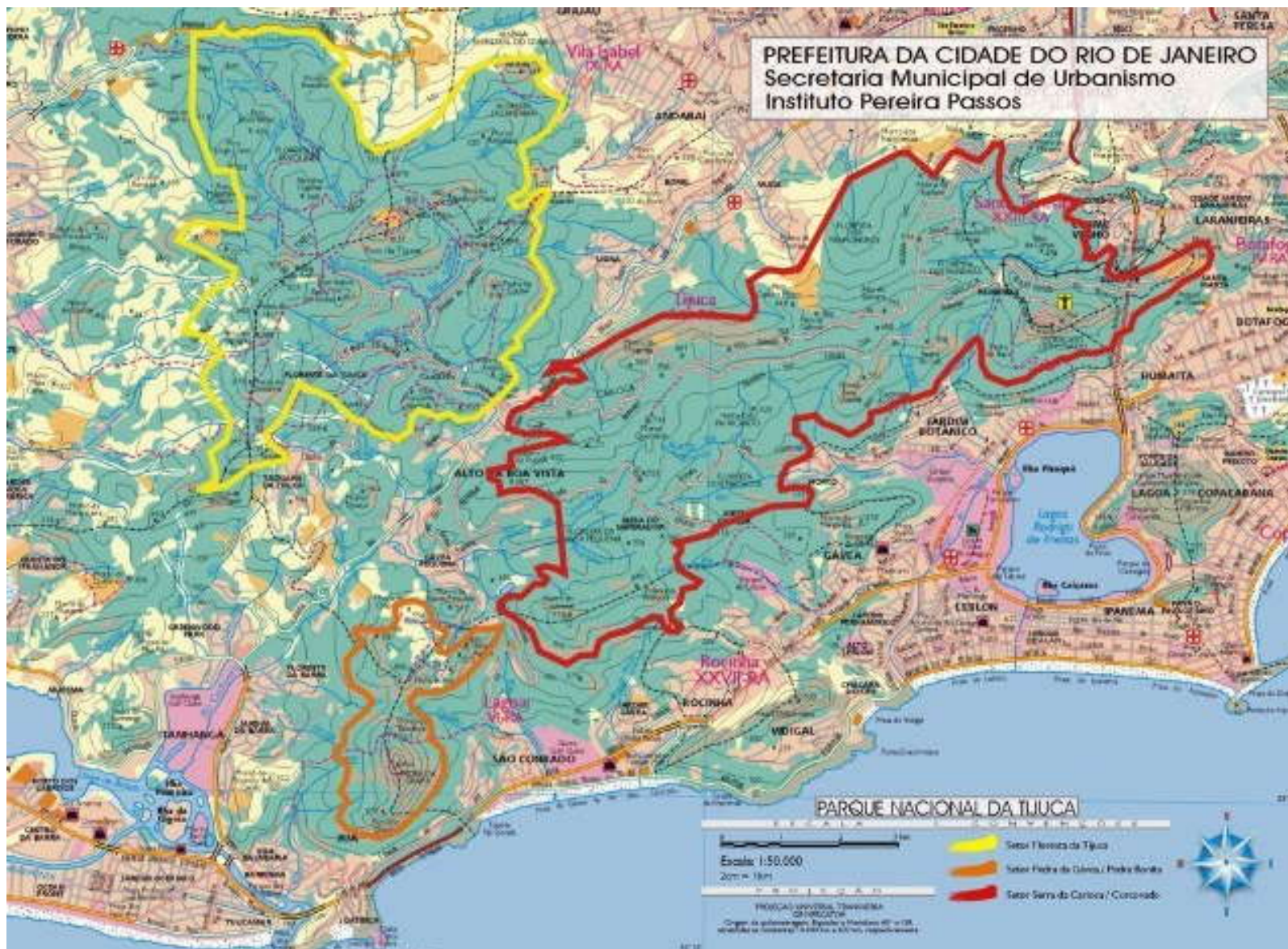


Figura 1: Foto de parte do Estado do Rio de Janeiro com o Parque Nacional da Tijuca em destaque . Em amarelo a Floresta da Tijuca.



### 3.2. Metodologia

Para testar se existe um efeito da visitação sobre as comunidades de macroartrópodes de serrapilheira, artrópodes de 2mm a 20mm de comprimento (Correia & Oliveira, 2000), foi realizada amostragem da comunidade de artrópodes de serrapilheira através do método de parcelas de 625 cm<sup>2</sup> (25 x 25 cm) (Hafidi, Garay & Cancela da Fonseca, 1998; Pellens & Garay, 1999a; Pellens & Garay, 1999b).

As coletas foram realizadas durante o período chuvoso, nos meses de dezembro de 2006 a fevereiro de 2007, durante a primeira metade do dia. Em cada visita, foram recolhidas seis amostras de uma única trilha, totalizando 24 (vinte e quatro) coletas por classe de altitude, sendo 12 (doze) em cada trilha ao final do experimento.

As parcelas foram alocadas à distâncias de 0, 5 e 10 m da borda das trilhas do Pico da Tijuca e do Bico do Papagaio, que apresentam taxas distintas de visitação, sendo a trilha do Pico da Tijuca mais visitada do que a do Bico do Papagaio (observação pessoal e entrevista com guardas do parque). De forma a reduzir a dependência entre as amostras, a alocação das parcelas foi sorteada tanto para a distância quanto para o lado da trilha (esquerda ou direita). Após o sorteio e a demarcação, toda a serrapilheira presente dentro da parcela foi rapidamente coletada, acondicionada e lacrada em sacos

plásticos de 20 l, de forma a evitar a perda de indivíduos e para posterior triagem no laboratório.

Em laboratório, toda a serrapilheira coletada foi colocada em funis de Berlese (Hafidi, Garay & Cancela da Fonseca, 1998; Pellens & Garay, 1999a; Pellens & Garay, 1999b), permanecendo nestes por cinco dias. Após este período, todo o material coletado nos frascos foi triado e morfoespeciado ao nível de Ordem.

A composição de cada amostra, baseada no número de morfoespécies, foi listada e, posteriormente, foram calculadas a riqueza (S), a abundância e a frequência de cada ordem e das comunidades de cada uma das distâncias de amostragem e para cada uma das trilhas amostradas (Magurran, 1988).

A normalidade dos dados de riqueza e de abundância foi testada através do teste de normalidade de Lilliefors (Zar, 1999) e, para os dados que não apresentaram uma distribuição tendendo à normal foi feita a transformação para o logaritmo do valor ( $\log x + 1$ ) (Zar, 1999). Para testar possíveis diferenças na abundância de indivíduos entre as altitudes e entre as trilhas foi utilizado o teste T de Student, enquanto para testar as diferenças na abundância entre as distâncias da trilha foi utilizada a análise de variância (ANOVA) (Zar, 1999). Já para testar possíveis diferenças na riqueza entre as altitudes e trilhas foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis,

enquanto para as distâncias foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1999).

#### **4. Resultados**

Foi amostrado um total de 3380 indivíduos de 20 táxons diferentes da fauna de macroartrópodes de serrapilheira (Tabela 1). Dentre estes, os mais abundantes foram os táxons Orthoptera (N = 2447; 72,40%) e Formicidae (N = 353; 10,44%), enquanto os menos representativos foram Diplopoda (N = 1; 0,03%), Neuroptera (N = 1; 0,03%) e Dermaptera (N = 1; 0,03%) (Tabela 1).

**Tabela 1 - Abundância (N) e frequência (%) dos táxons amostrados nas trilhas do Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.**

<b>Táxon</b>	<b>N</b>	<b>%</b>
Arachnida	27	0,80
Isopode	11	0,33
Diplopoda	1	0,03
Chilopoda	9	0,27
Collembola	3	0,09
Diplura	2	0,06
Odonata	6	0,18
Orthoptera	2447	72,40
Phasmatodea	5	0,15
Blattodea	17	0,50
Dermaptera	1	0,03
Isoptera	3	0,09
Hemiptera	6	0,18
Homoptera	9	0,27
Neuroptera	1	0,03
Coleoptera	164	4,85
Diptera	35	1,04
Hymenoptera	279	8,25
Formicidae	353	10,44
<b>Total</b>	<b>3380</b>	<b>100</b>

A composição da comunidade de macroartrópodes edáficos variou entre as trilhas, cotas altitudinais e distâncias (Tabela 2).

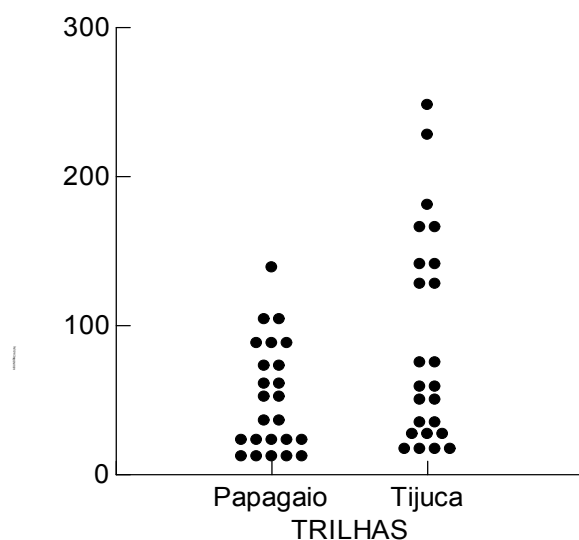
**Tabela 2 - composição (abundância) da comunidade de macroartrópodes edáficos entre as trilhas, cotas altitudinais e distâncias no Parque Nacional da Tijuca, RJ.**

Táxon	Trilha do Bico do Papagaio						Trilha do Pico da Tijuca					
	650 m a.n.m.			850 m a.n.m.			650 m a.n.m.			850 m a.n.m.		
	Distâncias						Distâncias					
	0 m	5 m	10 m	0 m	5 m	10 m	0 m	5 m	10 m	0 m	5 m	10 m
Collembola	0	0	0	0	0	0	1 (0,50%)	1 (0,4%)	0	1 (0,25%)	0	0
Diplura	0	0	0	1 (0,75%)	0	1 (0,63%)	0	0	0	0	0	0
Odonata	0	2 (1,02%)	2 (0,61%)	0	0	1 (0,63%)	0	1 (0,4%)	0	0	0	0
Orthoptera	125 (38,11%)	115 (58,67%)	170 (51,99%)	86 (64,18%)	73 (71,57%)	119 (75,32%)	96 (47,77%)	175 (70%)	269 (82,26%)	345 (85,40%)	476 (93,52%)	398 (89,64%)
Phasmatodea	1 (0,30%)	0	1 (0,31%)	1 (0,75%)	0	0	1 (0,50%)	0	1 (0,31%)	0	0	0
Blattodea	2 (0,61%)	4 (2,04%)	2 (0,61%)	0	1 (0,98%)	1 (0,63%)	1 (0,50%)	0	4 (1,22%)	0	1 (0,20%)	1 (0,23%)
Dermaptera	0	1 (0,51%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Isoptera	0	0	0	1 (0,75%)	0	0	0	0	0	2 (0,50%)	0	0
Hemíptera	3 (0,91%)	0	0	0	0	0	1 (0,50%)	0	1 (0,31%)	1 (0,25%)	0	0
Homoptera	1 (0,30%)	0	4 (1,22%)	2 (1,49%)	0	0	0	0	0	0	1 (0,20%)	1 (0,23%)
Coleoptera	31 (9,45%)	15 (7,65%)	30 (9,17%)	10 (7,46%)	3 (2,94%)	4 (2,53%)	14 (6,97%)	17 (6,8%)	7 (2,14%)	16 (3,96%)	8 (1,57%)	9 (2,03%)
Neuroptera	0	0	0	0	1 (0,98%)	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 2 - continuação -

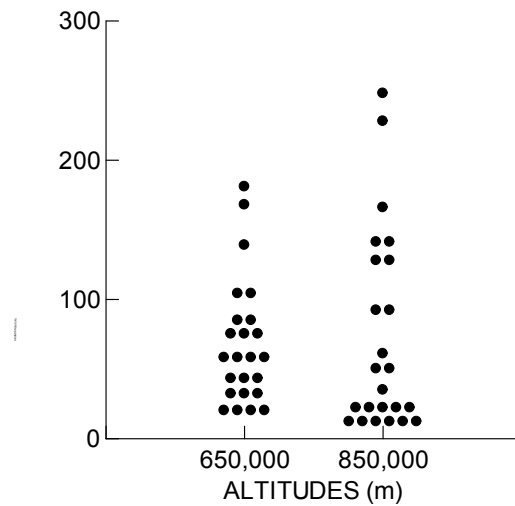
Táxon	Trilha do Bico do Papagaio						Trilha do Pico da Tijuca					
	650 m a.n.m.			850 m a.n.m.			650 m a.n.m.			850 m a.n.m.		
	Distâncias						Distâncias					
	0 m	5 m	10 m	0 m	5 m	10 m	0 m	5 m	10 m	0 m	5 m	10 m
Diptera	9 (2,74%)	4 (2,04%)	4 (1,22%)	1 (0,75%)	5 (4,90)	2 (1,27%)	1 (0,50%)	5 (2%)	3 (0,92%)	1 (0,25%)	0	0
Hymenoptera	55 (16,77%)	21 (10,71%)	54 (16,51%)	11 (8,21%)	5 (4,90)	2 (1,27%)	21 (10,45%)	16 (6,4%)	31 (9,48%)	32 (7,92%)	11 (2,16)	20 (0,50%)
Formicidae	89 (27,13%)	30 (15,31%)	53 (16,21%)	19 (14,18%)	14 (13,72%)	26 (16,46%)	62 (30,85%)	22 (8,8%)	11 (3,36%)	5 (1,24%)	11 (2,16)	11 (2,48%)
Arachnida	7 (2,13%)	1 (0,51%)	5 (1,53%)	2 (1,49%)	0	2 (1,27%)	1 (0,50%)	3 (1,2%)	0	1 (0,25%)	1 (0,20%)	4 (0,91%)
Chilopoda	1 (0,30%)	0	0	0	0	0	1 (0,50%)	7 (2,8%)	0	0	0	0
Isópode	4 (1,22%)	1 (0,51%)	2 (0,61%)	0	0	0	1 (0,50%)	3 (1,2%)	0	0	0	0
Diplopoda	0	1 (0,51%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	328 (100%)	196 (100%)	327 (100%)	134 (100%)	102 (100%)	158 (100%)	201 (100%)	250 (100%)	327 (100%)	404 (100%)	509 (100%)	444 (100%)

Dentre as trilhas, a que apresentou a maior abundância de indivíduos foi a trilha do Pico da Tijuca ( $N = 2135$ ), enquanto a trilha do Bico do Papagaio apresentou 1245 indivíduos. Houve diferença significativa na abundância das trilhas analisadas ( $t = -1,973$ ;  $gl = 46$ ;  $p = 0,05$ ) (Figura 2).



**Figura 2:** Diferença na abundância total de macroartrópodes de serrapilheira entre as trilhas do Bico do Papagaio e do Pico da Tijuca, no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.

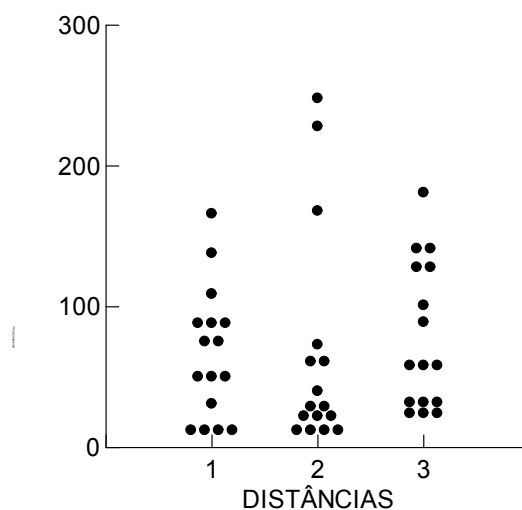
Em termos de cota altitudinal, a cota 850 m foi a que apresentou o maior valor de abundância ( $N = 1751$ ), enquanto a cota 650 m apresentou 1629 indivíduos. Não houve diferença significativa entre as cotas altitudinais ( $t = -0,921$ ;  $gl = 46$ ;  $p = 0,362$ ) (Figura 3).



**Figura 3: Diferença na abundância total de macroartrópodes de serrapilheira entre as classes de altitude no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.**

Quando analisadas as abundâncias das classes de distância da trilha, a que apresentou o maior número de indivíduos foi a distância de 10 m ( $N = 1256$ ), enquanto a que apresentou menor abundância foi a classe de distância de 5 m ( $N = 1057$ ). No entanto, a ANOVA não indicou diferenças significativas entre as classes de distância (ANOVA:  $F_{3-48} = 1,103$ ;  $r^2 = 0,047$ ;  $p = 0,341$ ) (Figura 4).





**Figura 4:** Diferença na abundância de macroartrópodes de serrapilheira entre as classes de distância das trilhas no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. 1 = 0 m; 2 = 5 m; 3 = 10 m.

Quando analisadas conjuntamente as categorias trilha, cota altitudinal e classe de distância, a que apresentou os maiores valores de abundância foi a distância de 5 m da cota altitudinal 850 m da trilha Pico da Tijuca. Já a que apresentou os menores valores de abundância foi a distância de 5 m da cota 850 m da trilha Bico do Papagaio (Figura 5).

Já em termos de número de táxons, a trilha que apresentou os maiores valores de riqueza foi a trilha do Bico do Papagaio, enquanto os menores valores foram encontrados na trilha do Pico da Tijuca (Figura 6). Não houve diferença significativa na riqueza de táxons entre as trilhas analisadas ( $U = 371,5$ ;  $p = 0,08$ ).

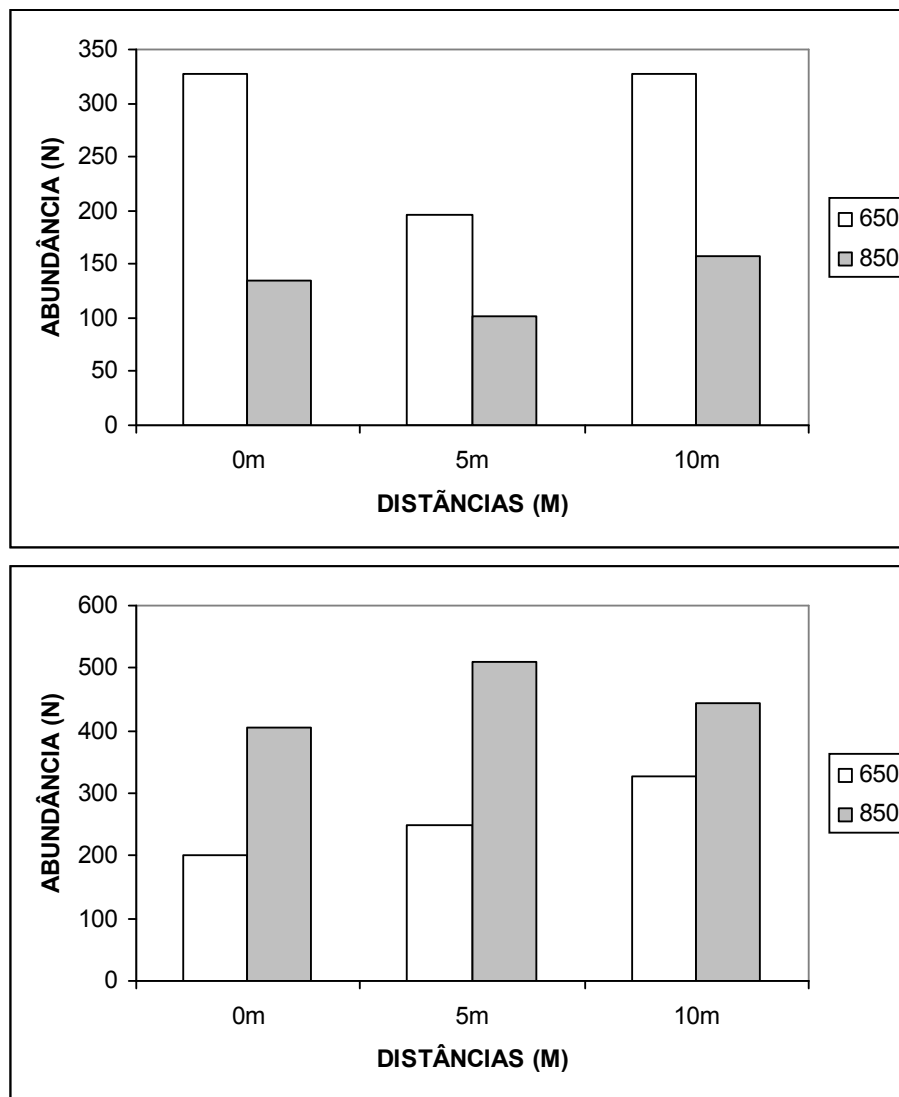
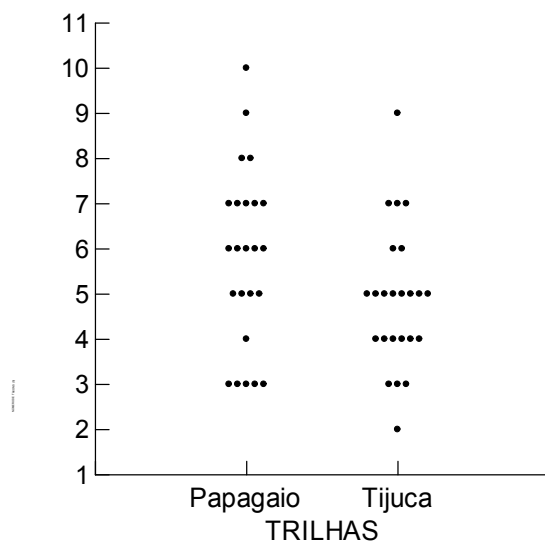


Figura 5: Abundância de macroartrópodes de serrapilheira por classes de distância nas duas cotas altitudinais das duas trilhas analisadas do Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro (Bico do Papagaio na primeira figura e Pico da Tijuca na segunda) .



**Figura 6: Diferença na riqueza de táxons de macroartrópodes de serrapilheira entre as trilhas do Bico do Papagaio e do Pico da Tijuca, no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.**

Quando avaliada a riqueza de táxons com relação a altitude, a cota altitudinal que apresentou os maiores valores de riqueza foi a cota de 650 m, enquanto a cota altitudinal 850 m apresentou os menores valores (Figura 7). Houve diferença significativa na riqueza de táxons entre as trilhas analisadas ( $U = 476,0$ ;  $p = 0,000$ ).

Se observar a riqueza de táxons com relação as classes de distância da trilha, a que apresentou a maior riqueza foi a distância de 5 m, enquanto a que apresentou os menores valores foi a classe de distância de 10 m (Figura 8). Não há diferença significativa na riqueza de táxons entre as classes de distâncias analisadas ( $p > 0,05$ ).

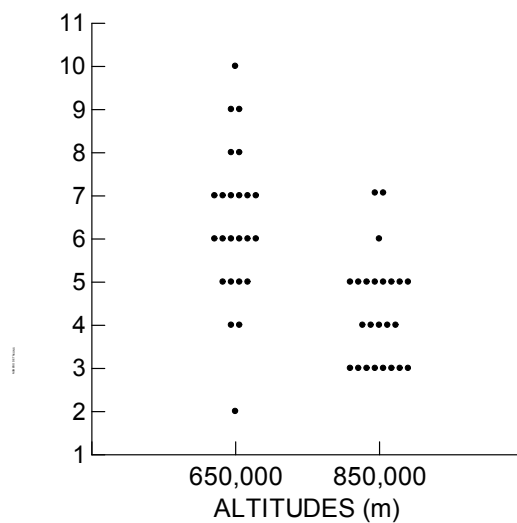


Figura 7: Diferença na riqueza de táxons de macroartrópodes de serrapilheira entre as classes de altitude no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro.

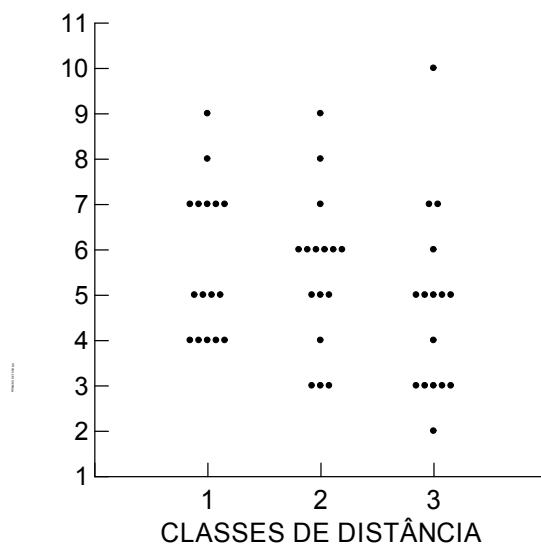


Figura 8: Diferença na riqueza de táxons de macroartrópodes de serrapilheira entre as classes de distância das trilhas no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. 1 = 0 m; 2 = 5 m; 3 = 10 m.

Quando analisadas conjuntamente as categorias trilha, cota altitudinal e classe de distância, a que apresentou os maiores valores de riqueza foram as distâncias de 0 m e 5 m da cota altitudinal 650 m da trilha Bico do papagaio e a distância de 0 m da cota altitudinal 650 m da trilha Pico da Tijuca (N = 12). Já as que apresentaram os menores valores foram as distâncias de 5 m da cota 850 m do Bico do Papagaio e as de 5 m e 10 m da cota 850 m da Pico da Tijuca (N = 7) (Figura 9).

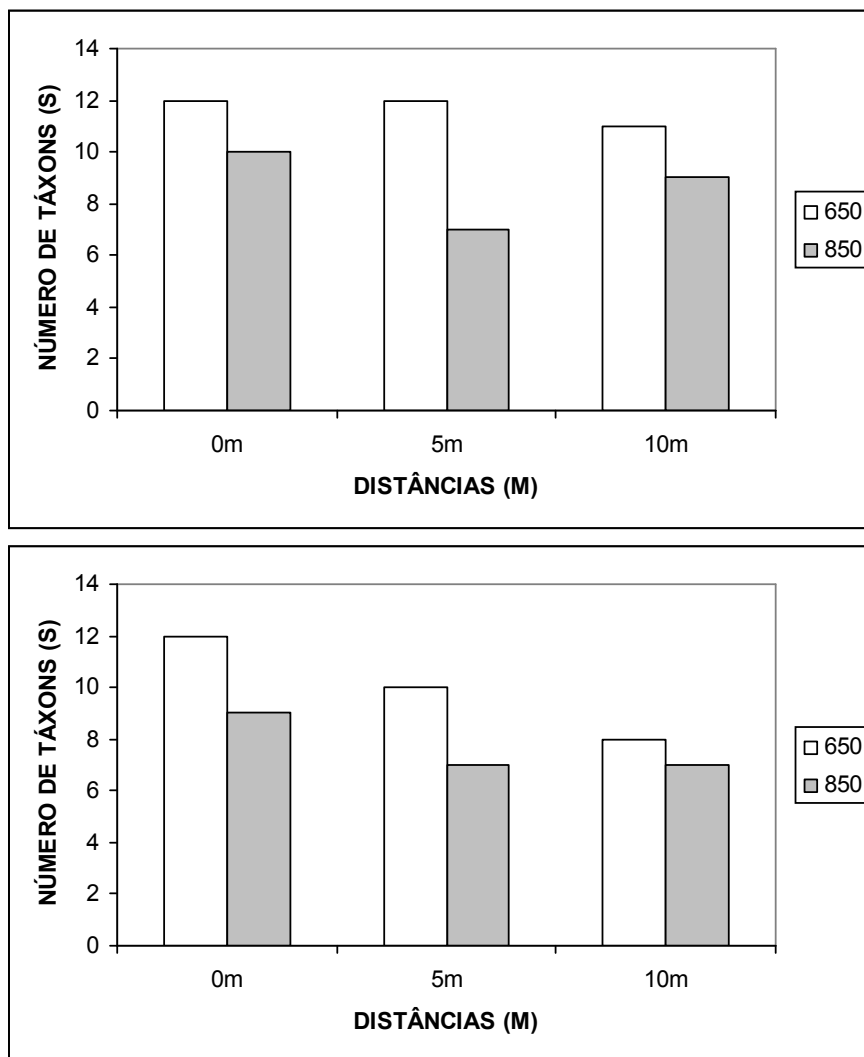


Figura 9: Diferença na riqueza de táxons total de macroartrópodes de serrapilheira na análise conjunta entre trilhas, cota altitudinal e entre as classes de distância no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro (Bico do Papagaio na primeira figura e Pico da Tijuca na segunda) .

## 5. DISCUSSÃO

Os dados sobre a composição da comunidade demonstraram que os dois táxons mais abundantes foram as ordens Orthoptera e a família Formicidae (ordem Hymenoptera), com 72,40 e 10,44% respectivamente. No entanto, estudos indicam que a ordem Orthoptera normalmente é considerada como rara na composição da comunidade de macroartrópodes de serrapilheira (Pellens & Garay, 1999).

Esse elevado número de ortóptero poderia ser explicado por um conjunto de fatores relacionados especialmente à dinâmica das populações desse grupo, que em geral apresentam uma reprodução explosiva, especialmente nos períodos de maior pluviosidade. Como o estudo foi realizado na estação chuvosa, na qual sugere-se que haja maior produtividade de artrópodes devido às condições climáticas mais favoráveis e a maior disponibilidade de recursos (Janzen, 1973; Wolda, 1977, 1978; Denlinger, 1980; Wolda & Fisk, 1981), é possível que a elevada abundância esteja relacionada a elevada disponibilidade de recursos. Como esses organismos apresentam um hábito alimentar generalista, podendo consumir desde outros animais até plantas (Buzzi, 2002).

O segundo grupo mais abundante foi a família Formicidae. Embora as formicidae não sejam o grupo mais abundante entre os artrópodes, elas constituem 15% de toda a biomassa total de

insetos nas florestas tropicais (Freitas *et al.*, 2006). Segundo estudo de Pelens & Garay (1999), a ordem Hymenoptera, especialmente a família Formicidae, pode ser o grupo mais abundante, especialmente pela forma de vida colonial. Estudos têm demonstrado que tanto a riqueza, quanto a abundância e a biomassa de espécies de formigas podem ser alteradas por um conjunto de fatores, especialmente aqueles associados às alterações na estrutura da vegetação (Freitas *et al.*, 2006). Dessa forma, é possível que os valores encontrados para este grupo sejam um efeito causal secundário do pisoteio nas trilhas, já que este alteraria a estrutura da vegetação e, conseqüentemente, as densidades e biomassas de Formicidae.

Quando analisados separadamente os dados de número de táxons por trilhas, cotas altitudinais e classes de distância, observamos que os padrões de abundância e frequência são mantidos, com algumas alterações na composição especialmente em termos dos táxons mais raros. Apesar dessa mudança na composição de espécies ser um padrão esperado, especialmente em termos altitudinais (Janzen, 1973; Rosenzweig, 2000), a pouca variação pode ser um artefato da identificação, que chegou apenas até o nível de ordem na maioria dos grupos. Possivelmente, se as identificações fossem feitas ao nível de gênero ou espécie, as alterações na composição da comunidade poderiam ficar mais claras.



Os dados demonstraram que houve diferença significativa nas abundâncias entre as trilhas estudadas. Essas diferenças podem ser uma resposta às diferenças na taxa de visitação observadas entre as trilhas do Pico da Tijuca e do Bico do Papagaio, com a primeira apresentando um maior número de visitantes (observação pessoal). É possível que o impacto causado pela maior taxa de visitação favoreça a presença de alguns táxons, especialmente aqueles mais generalistas, como os da ordem Orthoptera, que aumentariam a sua abundância, elevando o número de indivíduos na trilha do Pico da Tijuca.

No entanto, quando comparadas as cotas altitudinais, não houve diferença significativa nas abundâncias, o que também pode estar associado a maior prevalência de alguns grupos, como Orthoptera e Formicidae. A presença destes grupos em elevadas abundâncias nas duas cotas altitudinais amostradas faria com que estas apresentassem diferenças significativas. No entanto, é possível que ao amostrarmos um maior número de cotas, as diferenças possam ser evidenciadas.

Também não foram observadas diferenças nas abundâncias e no número de táxons entre as classes de distâncias da trilha. Esse resultado pode ser um efeito da pequena distância entre as amostras (5 m), que não seria suficiente para identificar possíveis diferenças nas abundâncias. Por exemplo, Garay & Nataf (1982), encontraram mudanças nas abundâncias de microartrópodes de serrapilheira conforme o aumento da

distancia da fonte de impacto utilizando distâncias superiores a 15 m a partir da fonte, identificando ao nível específico os microartrópodes encontrados. Dessa forma, é possível que ao aumentarmos as distâncias entre as amostras, as alterações geradas pelo pisoteio possam ser evidenciadas.

Em termos de riqueza (número) de táxons, encontramos diferenças significativas entre as cotas altitudinais, com a menor cota (650 m a.n.m) apresentando um maior número de táxons em relação à cota mais alta. Essa resposta pode ser também um efeito do impacto, pois a cota mais baixa apresenta maior facilidade de acesso aos visitantes do que a cota mais elevada. Além disso, a estrutura da vegetação na cota de 650 m é mais complexa que na cota altitudinal 850 m, com a primeira apresentando uma vegetação mais heterogênea do que a segunda (observação pessoal). Essa maior heterogeneidade da vegetação poderia causar também uma maior heterogeneidade na serrapilheira, fazendo com que um maior número de espécies pudesse ser encontradas nas amostras (Kumssa *et al.*, 2004; Apigian *et al.*, 2006).

O fato de não termos encontrado diferenças significativas no número de táxons entre trilhas pode também ser um efeito do nível de identificação, como já foi sugerido acima. Assim, é possível que, com o refinamento da identificação, possíveis diferenças possam ser evidenciadas.

Os dados indicaram que as diferenças encontradas podem estar relacionadas tanto com o grau de perturbação, quanto com o nível de identificação dos táxons amostrados. Dessa forma, é possível que, ao ampliarmos o número de amostras, as distâncias a partir da trilha e o número de cotas altitudinais ao longo das trilhas, as diferenças tanto na abundância quanto no número de táxons possam ser evidenciadas. Somado a isso, uma maior nível de refinamento na identificação dos grupos torne mais claras as respostas da comunidade de macroartrópodes de serrapilheira.

## **6. CONCLUSÕES**

- A comunidade de macroartrópodes de serrapilheira apresentou uma elevada abundância de indivíduos, especialmente da ordem Orthoptera.
- Em geral, com exceção da ordem Orthoptera, a abundância e a composição de táxons foi similar a encontrada em outros estudos.
- A ausência de diferenças significativas nas abundâncias entre cotas pode ser um efeito da maior abundância de indivíduos da ordem Orthoptera.
- A ausência de diferença no número de táxons entre trilhas pode ser um efeito do nível de identificação.

- A ausência de diferenças significativas entre classes de distâncias da trilha, tanto na abundância quanto na riqueza de táxons, pode ser um efeito da pequena distância entre as mesmas.

- É possível o impacto causado pelas trilhas possa ser efeito causal, já que estas podem afetar primariamente a composição e a estrutura da vegetação e, secundariamente, a heterogeneidade da serrapilheira, modificando-a e alterando a abundância, o número e a composição de táxons de macroartrópodes.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES JÚNIOR, E.D. & DIAS, C.A.G. 2005. A cidade do Rio de Janeiro como equipamento de lazer: Os esportes da natureza. in: congresso internacional juego, recreacion y tiempo libre. Montevideu, UFMG/CELAR.
- APIGIAN, K.O., DAHLSTEN, D.L. & STEPHENS, S.L. 2006. Fire and fire surrogate treatment effects on leaf litter arthropods in a western Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Forest Ecology and Management* 221: 110-122.
- BNDES. 2000. Turismo ecológico: uma atividade sustentável.
- BRASIL. 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)
- BRASIL. 1995. Ministério da Indústria, Comércio e Turismo; Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídrico da Amazônia Legal. Diretrizes para uma política nacional de ecoturismo. Brasília: MICT/MMA.
- BUZZI, Z. J., 2002, Entomologia Didática, 4ª edição, Curitiba, ed.UFPR, 348pp.
- CONAMA. 1986. Resolução CONAMA nº001.
- CORREIA, M.E.F. & OLIVEIRA, L.C.M. 2000. Fauna de solo: aspectos gerais e metodológicos. Seropédica, Embrapa Agrobiologia, 46pp.

- DENLINGER, D.L. 1980. Seasonal and annual evaluation of insect abundance in the Nairobi National Park, Kenya. *Biotropica* 12: 100-106.
- FREITAS, A.V.L., LEAL, I.R., UEHARA-PRADO, M., & IANUZZI, L. 2006. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In *Biologia da Conservação - Essências* (Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Van Sluys, M. Alves, M.A.S., orgs.). Editora RiMa, São Carlos, SP. p. 357-384
- FRIEDMAN, F. 1999. *Donos do Rio em nome do Rei - Uma história fundiária da Cidade do Rio de Janeiro*. Jorge Zaar (Ed.), Garamond.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE. 1992/1993. *Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do Domínio da Mata Atlântica no período 1985-1990*. São Paulo.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE. 2001. *Atlas dos remanescentes florestais do Rio de Janeiro*.
- GARAY, I. NATAF, L. 1982. Microarthropods as indicators of human trampling in suburban forests In *Urban Ecology* (Bornikamm, R., Lee, J.A. & Seaward, M.R.D., Orgs.), Oxford. London: Blackwell Scientific Publication, p.201-208.
- HAFIDI, N., GARAY, I. & CANCELA DA FONSECA, J.P. 1998. Colonization of Brown and bleached litter of a beech forest by edaphic macroarthropods. *Pedobiologia*, 23-32.
- INPE & IBAMA. 1990. *Atlas dos Remanescentes Florestais do*

Domínio da Mata Atlântica.

- JANZEN, D.H. 1973. Sweep samples of tropical foliage insects: effects of seasons, vegetation types, elevation, time of day and insularity. *Ecology* 54: 687-708.
- KUMSSA, D.B., VAN AARDE, R.J. & WASSENAAR, T.D. 2004. The regeneration of soil micro-arthropod assemblages in a rehabilitating coastal dune forest at Richards Bay, South Africa. *African Journal of Ecology* 42: 346-354.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. University Press, Cambridge. 179pp.
- MATOS, D.M.S., SANTOS, C.J.F. & CHEVALIER, D.R. 2002. Fire and restoration of the largest urban forest of the world in Rio de Janeiro City, Brazil. *Urban Ecosystems* 6(3): 151-161.
- MCGEOCH, M.A.B. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181-201.
- MMA. 2002. *Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira*. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.
- MORELATTO, L.P.C. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b): 786-792.

- MORETTI, E.C. 2000. Ecoturismo: uma proposta (in)sustentável de produção e consumo do espaço pantaneiro. UFMS
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENTS, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-845.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b): 793-809.
- PELLENS, R. GARAY, I. 1999a. A comunidade de macroartropodos edáficos em uma plantação de *Coffea robusta* Linden (Rubiaceae) e em uma floresta primária em Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 16 (1): 245-258.
- PELLENS, R. GARAY, I. 1999b. Edaphic macroarthropod communities in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* Wild (Leguminosae) in Brazil. *Europe Journal Soil Biology*.
- PIMM, S.L. & ASKINS, R.A. 1995. Forest losses predict bird extinctions in eastern North America. *Ecology* 92: 9343-9347.
- PIMM, S.L., RUSSEL, G.J., GITTLEMAN, J.L. & BROOKS, T.M. 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269: 347-350.



- SOS MATA ATLANTICA. PORTAL SOS MATA ATLANTICA disponível em:  
<[www.SOSMATAATLANTICA.org.br](http://www.SOSMATAATLANTICA.org.br)>, acessado em junho de 2006.
- ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., ALVES, M.A.S. & VAN SLUYS, M.  
2003. A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais  
do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata  
Atlântica. RiMa Editora, São Carlos.
- ROSENZWEIG, M.L. 2000. Species diversity in space and time.  
Cambridge University Press, Cambridge.
- SABINO, J., MEDINA JÚNIOR, P.B., ANDRADE, L.P. 2005.  
Visitantes mal-comportados e piratungas obesas: a pressão  
da visitação pública sobre *Brycon Hilarii* no balneário  
municipal de Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil. In: III  
Encontro Nacional de Pesquisa e Iniciação Científica, Campo  
Grande. Campo Grande Editora UNIDERP. v.1: 321-332
- SILVA, C.A.M. 2000. Diversidade de Scolytidae (coleóptera) em  
fragmentos florestais da região de Mogi Guaçu, SP.  
Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural do Rio  
de Janeiro, Seropédica.
- SILVEIRA NETO, S., MONTEIRO, R.C., ZUCCHI, R.A. & DE MORAES,  
R.C.B. 1995. Uso da análise faunística de insetos na  
avaliação de impacto ambiental. Scientia Agrícola, v.52
- TANIZAKI-FONSECA, K. & MOULTON, T.P. 2000. A fragmentação da  
Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e a perda da  
biodiversidade. In A Fauna ameaçada de extinção do Estado

- do Rio de Janeiro (Bergallo, H.G.; Rocha, C.F.D.; Alves, M.A.S. & Van Sluys, M., orgs.). EDUERJ, Rio de Janeiro. 23-36.
- WINK, C., GUEDES, J.V.C., FAGUNDES, C.K. & ROVEDDER, A.P. 2005. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de ciências Agroveterinárias*, Lages, V.4: 60-71
- WOLDA, H. 1977. Fluctuation in abundance of some Homoptera in a neotropical forest. *Geo-Eco-Trop* 3: 229-257.
- WOLDA, H. 1978. Fluctuation in abundance of tropical insects. *American Naturalist* 112: 1017-1045.
- WOLDA, H. & FISK, F.W. 1981. Seasonality of tropical insects II. Blattaria in Panama. *Journal of Animal Ecology* 50: 827-838.
- ZACCHI, G.P. 2004. Turismo ecológico e ecoturismo: diferenças e princípios éticos. *Revista diálogos & ciência*. Ano II, n.4.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th. Ed. Prentice-Hall, New Jersey, 663 pp.