

Universidade Federal da Paraíba – UFPB
Centro de Ciências Exatas e da Natureza – CCEN
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Área de Concentração - Zoologia

Efeito do reflorestamento de restingas sobre taxocenose de lagartos

Ana Cecília Guedes Pereira Falcão

Orientadora: Dra. Malva Isabel Medina Hernández

Co-orientador: Dr. Antonio José Creão-Duarte

João Pessoa
Janeiro de 2009



Universidade Federal da Paraíba – UFPB
Centro de Ciências Exatas e da Natureza – CCEN
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Área de Concentração - Zoologia

Efeito do reflorestamento de restingas sobre taxocenose de lagartos

Ana Cecília Guedes Pereira Falcão

Dissertação apresentada a Coordenação do programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas Área de Concentração – Zoologia como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientadora: Dra. Malva Isabel Medina Hernández
Co-orientador: Dr. Antonio José Creão-Duarte

João Pessoa, janeiro de 2009

Ana Cecília Guedes Pereira Falcão

Efeito do reflorestamento de restingas sobre taxocenose de lagartos

Banca Examinadora

Dra. Malva Isabel Medina Hernández
Universidade Federal de Santa Catarina/Depto. de Ecologia e Zoologia

Dr. Antonio José Creão-Duarte
Universidade Federal da Paraíba/ Depto. de Sistemática e Ecologia

Prof. Dr Daniel Oliveira Mesquita
Universidade Federal da Paraíba/Depto. de Sistemática e Ecologia

Prof. Dr. Renato Gomes Faria
Universidade Federal de Sergipe /Depto. de Biologia

Prof. Dr. Gustavo Henrique Calazans Vieira
Universidade Federal da Paraíba/Depto. de Sistemática e Ecologia
(Suplente)

“Para quem não tem nada, metade é o dobro”

(Autor desconhecido)

Dedico este trabalho aos meus avós, Aldemo (*in memoriam*), Maria Emília (*in memoriam*), Caetano (*in memoriam*) e Alda, aos meus pais, Caetano e Cecília, ao meu irmão Caetano e a Edmilson por todo o apoio e confiança.

Agradecimentos

À Universidade Federal da Paraíba.

Ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas

À CAPES pela bolsa durante o mestrado.

À Millenium Inorganic Chemical Mineradora LTDA. pelo apoio logístico.

Aos coordenadores do projeto “Sucessão ecológica e regeneração de restingas: reflorestamento de dunas em Mataraca, Paraíba”, financiado pelo CNPq., Dra. Malva Isabel Medina Hernández e Dr. Antonio José Creão-Duarte pela bolsa concedida, pela oportunidade de trabalho nesta área, pelas orientações, pela ajuda nas horas em que mais precisei durante todos estes 3 anos e pela amizade.

À Profa. Malva por toda a dedicação ao meu trabalho e pela orientação em todos os sentidos.

À banca examinadora Profa. Dra. Malva Isabel Medina Hernández, Prof. Dr. Antonio José Creão-Duarte, Prof. Dr. Renato Gomes Faria, Prof. Dr. Daniel Oliveira Mesquita e Prof. Dr. Gustavo Henrique Calazans Vieira pelas contribuições ao trabalho.

Ao Prof. Dr. Alexandre Palma.

Ao Saulo cabeça e Oscar pela ajuda na parte burocrática e pelos momentos de descontração.

Ao Rodrigo Alberto pelas fotos das áreas de coleta, apoio logístico, pela ajuda em todos os momentos que precisei, e pelo conhecimento que me passou durante o trabalho de campo.

Ao Virgílio pela prestatividade e esclarecimentos em todas as áreas.

Ao Helder pela ajuda nas análises e em todas as outras etapas do meu trabalho.

Ao Jorge Flávio Cazé pela ajuda e confecção dos mapas.

À Tacyana pela tradução do resumo.

A todos os pesquisadores que fizeram parte deste subprojeto, especialmente os que tornaram o trabalho de campo mais agradável: Anderson Feijó, Bruno Campos, Edson Andrade, Eliza Garcia, Geraldo Moura, Lúcio Flauzino, Monique Ximenes, Rose, Valderêz da Costa.

Aos funcionários da Millenium Birino, Padre Marcelo, Patrícia, Rodrigo, Rogério, Raimundo que ajudaram no trabalho de campo.

As pessoas que me ajudaram no campo no meu primeiro projeto Dr. Alexandre Palma, Allana, Eliza, Rose, Anderson Feijó.

Aos alunos da Pós-Graduação que me ajudam a seguir em frente mesmo com todas as dificuldades.

A todos que leram e deram sugestões Caetano, Edmilson, Geraldo, Helder, Paulinha e Stephenson.

Aos meus pais, a minha segunda mãe, Ana, e meu irmão pelo apoio, pela minha formação pessoal, pela compreensão em todos os momentos e por suportarem o meu mau humor nos piores momentos que passei.

Aos meus amigos que escolhi como minha família e que me ajudaram a passar por várias fases ruins apenas com a presença e carinho. Agradeço a Adroilzo, Agnes, André Sena, André Willams, Arthur Iaia, Caetano, Cristiano Soares, Edmilson, Fagner, Ítalo, Jorge Cazé, Júnior Fera, Karl, Luciano Rato, Ludmilla, Paulinha, Peron, Petley e Wolgland. Em especial ao meu irmão Petley por estar sempre presente.

Ao meu irmão Caetano pela amizade, por estar ao meu lado em todas as situações e por me passar a segurança que preciso para enfrentar o que for preciso.

E por último, mas não menos importante a Edmilson por tudo. Pelo amor, pela segurança, pelo companheirismo, pela compreensão e dedicação. Você me fez seguir em frente. Obrigada.

Índice

Lista de Figuras.....	i
Lista de Tabelas.....	iv
Resumo.....	v
Abstract.....	vi
Introdução.....	1
Objetivos.....	5
Área de estudo.....	6
Descrição das áreas estudadas.....	11
Materiais e métodos.....	14
Técnicas de coleta e preparação do material.....	14
Análises estatísticas.....	17
Resultados.....	19
Discussão.....	25
Considerações finais.....	31
Referências bibliográficas.....	33

Lista de Figuras

Figura 1 – Localização do município de Mataraca, Paraíba Brasil..... 7

Figura 2 – Mapa da área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА., Município de Mataraca, Paraíba Brasil (Fonte: Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА)..... 8

Figura 3 - Fase de desmatamento. Retirada da vegetação com uso de moto-serra e foices (a esquerda), uma área onde já houve a retirada da matéria orgânica utilizando máquinas pesadas (a direita) (Foto: Rodrigo Alberto)..... 9

Figura 4 - Utilização da matéria orgânica retirada do solo das áreas desmatadas (solo mais escuro) para recobrir a duna que está sendo formada após a mineração (Foto: Rodrigo Alberto)..... 9

Figura 5 – Lago artificial formado para a mineração. Dentro do lago a estrutura que separa o minério da areia (Draga) e a duna sendo formada com o rejeito da mineração (parte superior direita) (Foto: Rodrigo Alberto)..... 10

Figura 6 – Área controle, onde a vegetação não foi retirada. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА., Município de Mataraca, Paraíba Brasil..... 11

Figura 7 – Vegetação da área reflorestada há 3 anos. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА., Município de Mataraca, Paraíba Brasil..... 12

Figura 8 – Vegetação da área reflorestada há 5 anos. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА., Município de Mataraca, Paraíba Brasil..... 12

Figura 9 – Vegetação da área reflorestada há 9 anos. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА., Município de Mataraca, Paraíba Brasil..... 12

Figura 10 – Vegetação da área reflorestada há 17 anos. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА., Município de Mataraca, Paraíba Brasil..... 13

Figura 11 – Precipitação mensal dos anos 2006, 2007 e 2008 na área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LTDA., Mataraca, Paraíba..... 15

Figura 12 – Riqueza de espécies capturadas (Sobs) nas áreas reflorestadas e área controle utilizando número de amostras (baldes), na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА, Mataraca, Paraíba, Brasil..... 21

Figura 13 – Riqueza de espécies capturadas (Sobs) nas áreas reflorestadas e área controle utilizando número de indivíduos, na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА, Mataraca, Paraíba, Brasil..... 22

Figura 14 - Escalonamento multidimensional a partir do índice estimado de similaridade de Jaccard entre as áreas controle e de reflorestamento na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА, Mataraca, Paraíba, Brasil. Valor da similaridade entre áreas dentro do círculo maior que 0,9, e valor médio entre similaridades da área controle com as áreas de reflorestamento igual a 0,44..... 22

Figura 15 - Frequência relativa de capturas de lagartos na área controle e de reflorestamento na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА, Mataraca, Paraíba, Brasil..... 23

Lista de Tabelas

- Tabela I** - Lista sistemática das espécies de répteis Squamata registradas em áreas de reflorestamento de restinga com 3, 5, 9 e 17 anos e área controle durante os anos 2006, 2007 e 2008, na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА., Mataraca, Paraíba, Brasil..... 20
- Tabela II** - Abundância, riqueza observada e estimada e índice estimado de diversidade (intervalo de confiança de 95% entre parênteses) das espécies lagartos nas áreas de reflorestamento e área controle, na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА, Mataraca, Paraíba, Brasil..... 21
- Tabela III** - Similaridade entre as áreas controle e de reflorestamento na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА, Mataraca, Paraíba, Brasil. Índice estimado de similaridade de Jaccard..... 24

Resumo

A perda de habitats pela ocupação urbana e uso da terra vem reduzindo áreas preservadas a pequenos e isolados fragmentos. Para um manejo adequado das populações são necessários estudos da fauna e flora das áreas primárias e em ambientes sucessionais. Nesse trabalho foi avaliado o efeito do reflorestamento sobre uma taxocenose de lagartos que utiliza o solo, em uma área de restinga do nordeste do Brasil em Mataraca, Paraíba, durante dois anos de coleta (10/2006 a 05/2008). As coletas foram realizadas em 4 áreas de reflorestamento de 3, 5, 9 e 17 anos, e em uma área controle, onde não houve retirada da vegetação, com 3 parcelas de amostragem em cada, totalizando 15 pontos de coleta, nos quais foram instaladas linhas com 10 armadilhas de queda com cercas direcionadas. Foi capturado um total de 786 lagartos de 13 espécies classificadas em nove famílias. A riqueza estimada e a diversidade foram maiores na área controle; já a abundância total de indivíduos foi maior nas áreas reflorestadas. A área controle apresentou uma distribuição de abundância mais equitativa entre as espécies, diferente das áreas reflorestadas onde existe a predominância de uma ou duas espécies. A composição das espécies de lagartos difere entre as áreas reflorestadas e a área controle, com diferenças na dominância de espécies e espécies exclusivas de cada área: na área controle foram encontradas 2 espécies exclusivas: *Enyalius bibronii* e *Kentropyx calcarata* e nas áreas de reflorestamento, foram encontradas as espécies *Cnemidophorus ocellifer* e *Mabuya heathi* em todas as áreas de reflorestamento e ambas ausentes na área controle.

Abstract

Habitat loss caused by human occupation and land use has been reducing preserved areas to small and isolated fragments. For a proper management of populations, studies on fauna and flora of primary areas and in successional environment are necessary. In this work, the effect of the reforestation on a soil using lizard assemblage was analyzed in a sandy coastal plain area in northeast of Brazil, during a two year sampling (oct/2006 to may/2008). Samplings were conducted in four reforesting areas 3, 5, 9, and 17 years, and in a control area, in which there was no vegetation removal, with 3 sampling points each, called parcels A, B and C. A line of drift-fences pitfall traps was positioned in each parcel. A total of 768 lizards was collected, representing 13 species of nine families. Richness was similar amongst reforested and control areas, nevertheless, diversity was higher in the latter; on the other hand, individual abundance was higher in the reforested localities. The species composition of lizards differed among reforested and control areas, with differences in dominance and exclusivity of species of each area. The control locality showed higher equitability in the distribution of abundance among species, differently of reforested areas, where there was a predominance of lizards of one or two species. In the control area, two exclusive species were found: *Enyalius bibronii* e *Kentropyx calcarata*. On the other hand, both species *Cnemidophorus ocellifer* e *Mabuya heathi* were recorded in all reforested areas and absent in the control.

Introdução

A Floresta Atlântica é considerada um dos 25 locais de maior diversidade biológica do planeta (Myers et al., 2000; Brooks et al., 2002), ocupa o sexto lugar nos *hotspots* em relação ao número de vertebrados endêmicos e quinto lugar em relação ao número de espécies endêmicas de plantas e porcentagem de vegetação original destruída (Myers et al., 2000). Estes números mostram que existe uma falta de coerência entre a importância biológica e os programas de conservação, já que o principal fator que contribui para a diminuição da diversidade é a perda de habitats (Green et al., 2005; Gardner et al., 2007; Vandermeer and Perfecto, 2007; Luja et al., 2008).

A restinga é um tipo de vegetação da Floresta Atlântica que ocorre na planície costeira, ao longo de cerca de 5.000 km da costa Atlântica (Zamith and Scarano, 2006; Tomas and Barbosa, 2008). As espécies vegetais da restinga apresentam um aumento da plasticidade para ocupação destes ambientes com restrição de nutrientes, menor umidade, maior exposição ao vento, salinidade e altas temperaturas do solo e do ar (Scarano, 2002; Zamith and Scarano, 2006). Dentro do complexo vegetacional da Floresta Atlântica, a restinga apresenta menores valores de diversidade e endemismo quando comparados com as florestas úmidas e estacionais e por isso não são sempre consideradas áreas prioritárias para a conservação (Scarano, 2002). A restinga assim como os outros tipos de vegetações da Floresta Atlântica, vem sendo devastada pela ocupação urbana e uso da terra (Bierregaard et al., 1992; Teixeira, 2001), com áreas preservadas reduzidas a pequenos e isolados fragmentos (Soares and Araújo, 2008).

Uma das atividades desenvolvidas nas restingas que causam grandes perturbações ambientais é a mineração (Twingg and Fox, 1991), que embora seja altamente impactante, utiliza áreas menores do que outras atividades destrutivas, como plantações e retirada de madeira de forma não sustentável (Parrotta and Knowles, 1999). A legislação brasileira determina que a responsabilidade da restauração das áreas utilizadas para a mineração é da empresa mineradora, supondo que a reconstituição do hábitat irá resultar no ressurgimento dos processos ecológicos e reabilitação pela fauna (Litt et al., 2001). Embora haja uma exigência da legislação e uma necessidade urgente da restauração das áreas para a manutenção da diversidade e para evitar extinções locais, atualmente existem fatores limitantes como o conhecimento da fauna e flora das áreas nativas e impactadas, assim como as respostas dos grupos aos impactos e padrões de sucessão das espécies (Taylor and Fox, 2001a).

Estudos mostram que os táxons apresentam diferentes respostas aos impactos ambientais e à restauração dos hábitats (Lawton et al., 1998; Gascon et al., 1999; Fredericksen and Fredericksen, 2002; Nichols and Nichols, 2003; Nichols and Grant, 2007) não permitindo a extrapolação dos resultados de um grupo para os demais, exigindo assim, estudos com táxons específicos para observação precisa das consequências dos impactos e restauração dos hábitats. No Brasil, poucos trabalhos avaliaram a resposta da fauna à restauração dos hábitats após grandes impactos ambientais, como a mineração (Majer 1992, 1996). Com base nos estudos com lagartos autores apontam respostas variadas aos tipos de impactos e à recomposição dos hábitats (Heinen, 1992; Glor et al., 2001; Vonesh, 2001; Fredericksen and Fredericksen, 2002; Nichols and Nichols, 2003; Leynaud and Bucher 2005; Kanowski et al., 2006;

Gardner et al., 2007; Luja et al., 2008), exigindo estudos de cada caso para o manejo adequado e manutenção das características das populações e comunidades locais.

De maneira geral, a modificação do hábitat por qualquer atividade que cause modificação na estrutura da vegetação pode resultar na perda de microhábitats necessários para lagartos (Lieberman, 1986; Vitt and Caldwell, 2001; Luja et al., 2008), diminuição da disponibilidade de alimento, modificações nas relações intra e inter-específicas ou modificação das condições ambientais, podendo tornar este hábitat inadequado para algumas espécies (Taylor and Fox 2001a, b; Kanowski et al., 2006; Nichols and Grant, 2007; Luja et al., 2008). A estrutura da vegetação pode ser afetada pelo tipo de impacto sofrido (Heinen, 1992; Litt et al., 2001), tempo decorrido desde o impacto (Twingg and Fox, 1991; Heinen, 1992) e distância entre áreas potenciais fornecedoras de espécies e as áreas impactadas (Kanowski et al., 2006). Outros fatores podem afetar a composição das espécies de lagartos nas áreas impactadas, como o tamanho dos fragmentos de vegetação nativa (Laurance et al., 2002), e fatores relacionados à dispersão como a distância entre a área conservada, que pode ser doadora das espécies, e áreas em recuperação (Nichols and Nichols, 2003; Kanowski et al., 2006), e a matriz existente entre estes locais (Gascon et al. 1999; Stow et al., 2001; Laurance et al., 2002; Tabarelli and Gascon, 2005).

Os lagartos não apresentam um padrão de respostas para os parâmetros de diversidade, abundância e riqueza quando estes são utilizados para comparar áreas impactadas e áreas nativas, apresentando variadas respostas aos impactos e à regeneração de hábitats (Vonesh, 2001; Fredericksen and Fredericksen, 2002; Leynaud and Bucher, 2005; Gardner et al., 2007; Luja et al., 2008).

Quanto à composição, é observado um padrão geral de sucessão em lagartos. As primeiras espécies a colonizarem as áreas impactadas são as forrageadoras ativas, heliófilas e generalistas e depois colonizam as espécies que requerem habitats particulares mais complexos (Nichols and Nichols, 2003). As espécies forrageadoras ativas, apresentam um modo de fuga que se caracteriza por percorrer longas distâncias com velocidade, o que diminui as chances de predação em ambientes abertos. Este modo de forrageio permite um amplo deslocamento no ambiente, possibilitando o acesso a um maior número de locais produtivos e tornando-os menos susceptíveis às restrições ambientais (Vitt, 1990). Esta característica pode favorecer estas espécies nas áreas reflorestadas onde a vegetação se encontra em recuperação, disponibilizando assim, um menor número de locais de refúgio e talvez uma disponibilidade de recursos alimentares restrita para espécies com outro modo de forrageio. Em ambientes impactados os heliófilos acessam todos os tipos de habitat terrestres e podem ocasionar um efeito dramático sobre outras populações de pequenos vertebrados terrestres pela predação ou competição, que pode resultar em redução ou eliminação destas populações (Vitt et al., 1998). As espécies generalistas adaptam-se rapidamente às modificações na disponibilidade de recursos causadas pelos impactos mostrando, assim como as forrageadoras ativas, maior vantagem em relação a outras espécies que são especialistas no uso de qualquer recurso. Estas melhores características exibidas pelas espécies forrageadoras ativas e generalistas para permanência nas áreas impactadas influenciam na composição da fauna, pois estas se tornam mais abundantes (Vitt et al., 1998; Fredericksen et al., 1999; Fredericksen and Fredericksen, 2002; Nichols and Nichols, 2003). O contrário é observado em ambientes com vegetação nativa presente, onde estas mesmas espécies são menos abundantes ou

ausentes (Vitt et al., 1998; Fredericksen et al., 1999; Fredericksen and Fredericksen, 2002; Nichols and Nichols, 2003; Gardner et al., 2007).

Objetivo geral

O presente trabalho visa analisar a influência do reflorestamento em uma área de restinga sobre a riqueza, abundância, diversidade e composição das assembléias de lagartos que utilizam o solo em áreas onde foi realizada mineração.

Objetivos específicos

Verificar a influência do reflorestamento na composição da fauna de lagartos que utilizam o solo em áreas de vegetação de restinga nativa e áreas de reflorestamentos;

Comparar o efeito do reflorestamento em parâmetros ecológicos de taxocenose de lagartos;

Propor ações de manejo que visem melhorar os programas de recuperação e monitoramento das áreas.

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido na área da empresa Millenium Inorganic Chemical Mineração LTDA. A empresa possui uma área de 1.186,47 ha no município de Mataraca (6°29'S, 34°56'W) (Figura 1), extremo norte do litoral da Paraíba com fragmentos onde ainda não houve retirada da vegetação e fragmentos reflorestados em diferentes anos (Figura 2). O clima da região é tropical e chuvoso, com uma curta estação seca. A temperatura média anual é de 26°C e a precipitação média anual é de 1.754,9 mm e se concentra, principalmente, entre fevereiro e agosto (Santos et al., 2000).

A Millenium Inorganic Chemical Mineração LTDA. realiza mineração de dunas litorâneas, a fim de obter os minerais pesados ilmenita (FeTiO_3), zirconita (ZrSiO_4), rutilo (TiO_2) e cianita (Al_2SiO_5). A mineração é dividida em três partes práticas básicas, o desmatamento, a mineração e a restauração da área minerada. O desmatamento é dividido em duas fases, o pré-desmatamento e o desmatamento propriamente dito. Durante a fase de pré-desmatamento, ocorre um levantamento das espécies da fauna e flora e a relocação dos espécimes da fauna para áreas com o reflorestamento mais desenvolvido ou para outras áreas onde não houve retirada da vegetação. Na fase de desmatamento, todo o material lenhoso é retirado com auxílio de moto-serra e foices, o que possibilita algumas espécies abandonarem o local antes do uso das máquinas pesadas (Figura 3). Todo material orgânico é retirado até 30 cm de profundidade com trator esteira e este material é utilizado para recobrir o solo das dunas que estão sendo formadas após a mineração (Figura 4). Após a mineração, o rejeito, no caso areia, é

bombeado na tentativa de reconstruir a topografia original das dunas (Figura 5). A restauração e o monitoramento das áreas são feitos por 4 anos após o plantio. Para isso, é utilizado o banco de sementes existente na empresa e os resultados dos levantamentos da flora. Mesmo assim, estudos recentes mostram que a vegetação que atualmente ocupa as áreas reflorestadas difere na composição de espécies arbóreas e arbustivas e no número médio de indivíduos e de espécies da vegetação original (Costa et al., 2006).

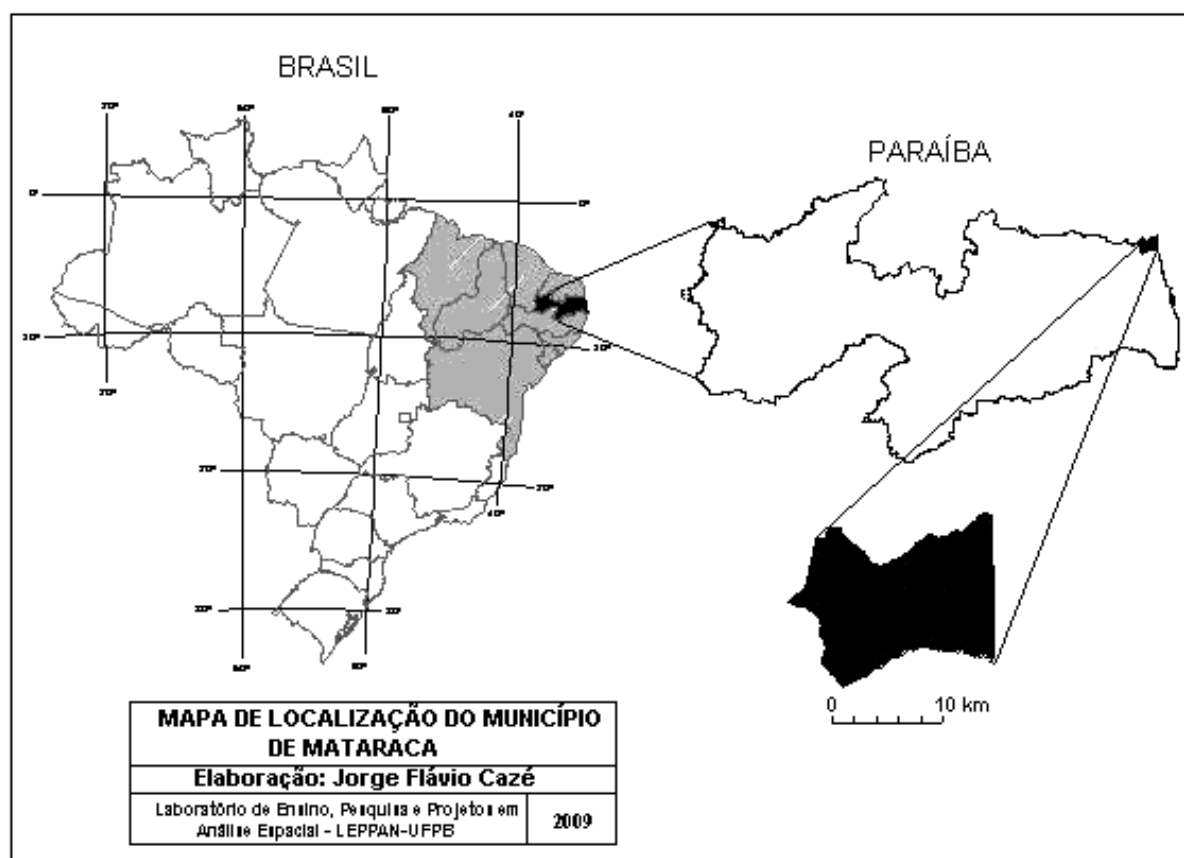


Figura 1 – Localização do município de Mataraca, Paraíba, Brasil.

Figura 2 – Mapa da área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA., Município de Mataraca, Paraíba, Brasil (Fonte: Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA.).

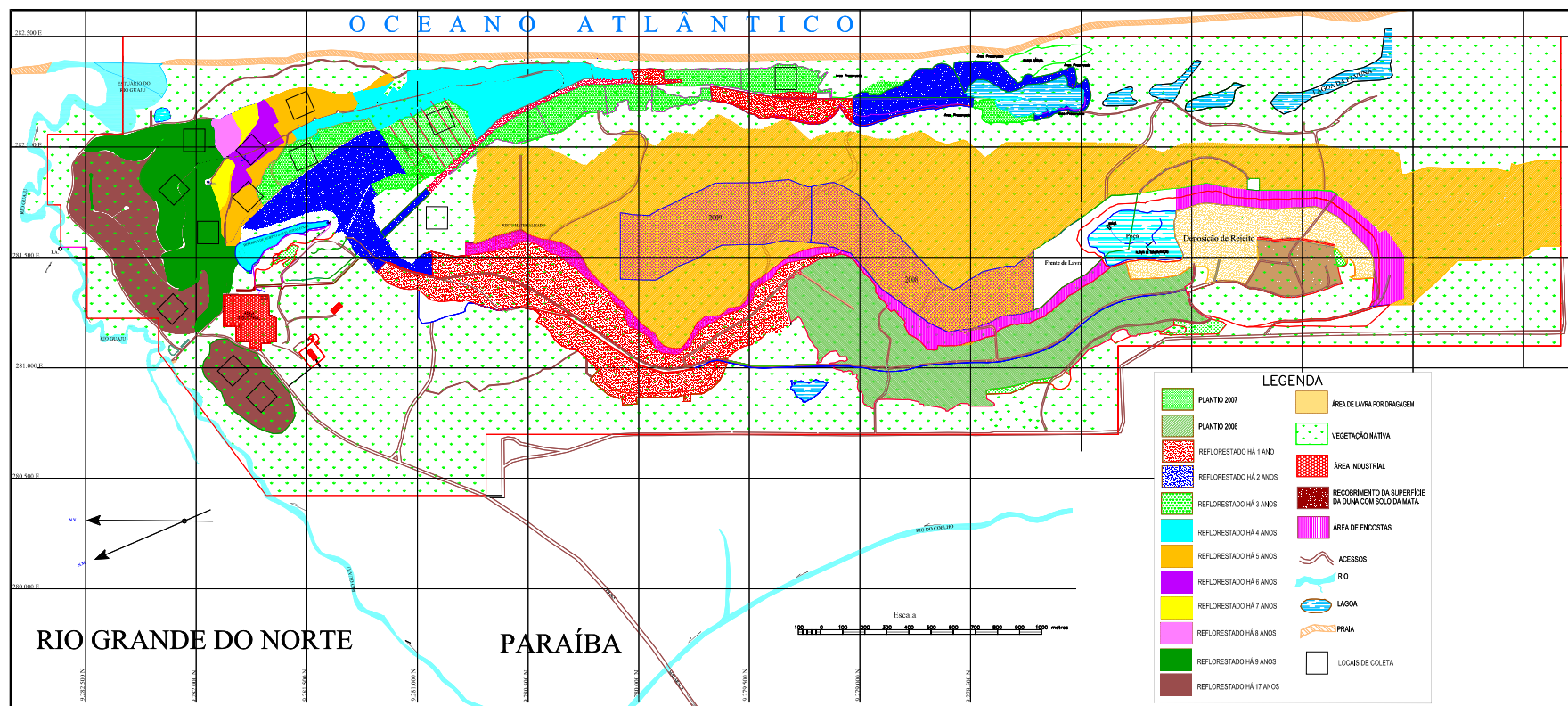




Figura 3 - Fase de desmatamento. Retirada da vegetação com uso de moto-serra e foices (a esquerda), uma área onde já houve a retirada da matéria orgânica utilizando máquinas pesadas (a direita) (Foto: Rodrigo Alberto).



Figura 4 - Utilização da matéria orgânica retirada do solo das áreas desmatadas (solo mais escuro) para recobrir a duna que está sendo formada após a mineração (Foto: Rodrigo Alberto).



Figura 5 – Lago artificial formado para a mineração. Dentro do lago a estrutura que separa o minério da areia (Draga) e a duna sendo formada com o rejeito da mineração (parte superior direita) (Foto: Rodrigo Alberto).

Descrição das áreas estudadas

Foram realizadas coletas de lagartos em cinco áreas, uma área considerada controle, onde não houve desmatamento (Figura 6) e quatro áreas reflorestadas em diferentes anos, que no início do trabalho tinham sido reflorestadas há 3, 5, 9 e 17 anos (Figura 7 - 10). Os levantamentos foram realizados em três locais de cada uma destas áreas (parcelas A, B, C), totalizando 15 pontos de amostragem. A área controle apresenta uma vegetação densa quando comparada com as áreas reflorestadas. A vegetação é predominantemente arbórea, com árvores apresentando altura média de 4,5 metros, o solo apresenta folhiço denso e é sombreado. A composição das áreas reflorestadas difere claramente da área controle, com predomínio de Cajueiro (*Anacardium occidentale*) que é ausente na área controle. Foi observado nas áreas reflorestadas um aumento da densidade, altura das árvores e arbustos, assim como densidade do folhiço das áreas reflorestadas há menos tempo, 3 anos, para as áreas reflorestadas há mais tempo, 17 anos (Costa et al., 2006).



Figura 6 – Área controle, onde a vegetação não foi retirada. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA., Município de Mataraca, Paraíba Brasil.



Figura 7 – Vegetação da área reflorestada há 3 anos. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA., Município de Mataraca, Paraíba Brasil.



Figura 8 – Vegetação da área reflorestada há 5 anos. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA., Município de Mataraca, Paraíba Brasil.



Figura 9 – Vegetação da área reflorestada há 9 anos. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA., Município de Mataraca, Paraíba Brasil.



Figura 10 – Vegetação da área reflorestada há 17 anos. Área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA., Município de Mataraca, Paraíba Brasil.

Material e métodos

Técnicas de coleta e preparação do material

Foram realizadas quatro coletas de lagartos durante dois anos de estudo, duas durante a estação seca (Outubro de 2006 e Setembro e Outubro de 2007) e duas durante a estação chuvosa (Abril de 2007 e Maio de 2008) (Figura 11). As coletas tiveram duração de 4 dias consecutivos por coleta em cada área de reflorestamentos de 3, 5, 9, e 17 anos e área controle. As coletas foram realizadas em cada área de reflorestamento (3, 5, 9 e 17 anos) e na área controle com 3 locais de amostragem em cada, chamadas de parcelas A, B e C. Para facilitar os trabalhos de revisão das armadilhas e registro das informações sobre os espécimes capturados, as coletas foram divididas em duas etapas de 4 dias cada. Na primeira etapa, foram feitas amostragens nas áreas de 5, 9 e 17 anos de reflorestamento, e na segunda etapa, nas áreas de 3 anos de reflorestamento e controle, entre elas houve um intervalo de dois dias. Para a obtenção dos espécimes foi utilizado um método de coleta passiva constituído de armadilhas de queda.

Em cada parcela (A, B e C) foram instaladas uma linha de armadilhas de queda com cercas guia, constituídas de 10 baldes de 60 litros/parcela, resultando em um esforço de 120 baldes/dia por coleta em cada área e 480 baldes/dia por área, totalizando um esforço de 2.400 baldes/dia durante todo o estudo. Os baldes foram enterrados ao nível do solo, separados por uma distância de 5 metros, sendo ligados um ao outro por uma lona plástica com 50 cm de altura. A lona foi fixada ao solo por

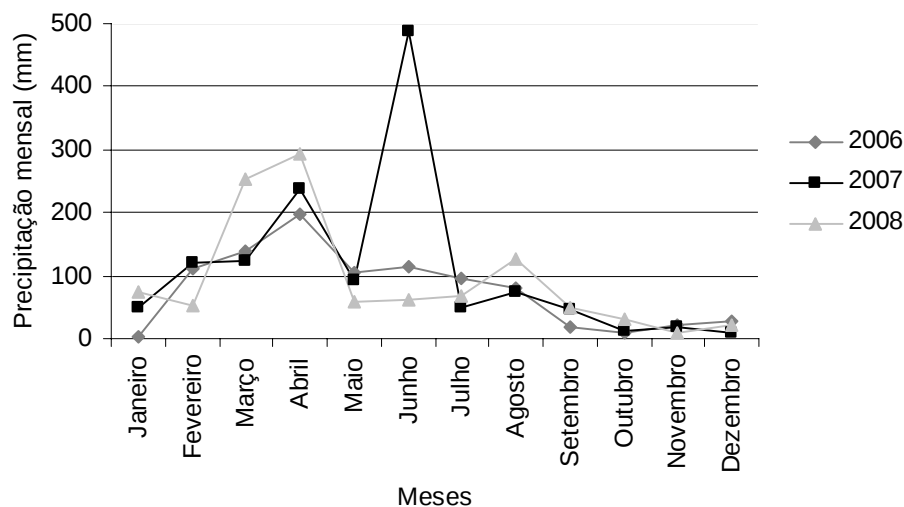


Figura 11 – Precipitação mensal dos anos 2006, 2007 e 2008 na área da Millenium Inorganic Chemical Mineradora LTDA., Mataraca, Paraíba.

estacas de madeira, estando a parte em contato com o solo enterrada para evitar a passagem de animais por baixo. As armadilhas foram revisadas pelo menos duas vezes por dia, de modo que os animais não passassem muito tempo em seu interior.

Os espécimes capturados foram marcados com amputação de falanges e soltos no mesmo local da captura. As marcações foram feitas diferenciando as parcelas e coletas. Os dedos das patas dianteiras representaram as unidades sendo os dedos da pata esquerda as unidades de 1 a 4, sendo 1 o dedo mais distal, e a pata direita de 6 a 9 sendo o segundo mais distal 9. Combinações foram utilizadas para números maiores que 10, sendo os dedos das patas traseiras as dezenas seguindo o mesmo padrão das patas dianteiras mas com utilização dos 10 dedos (Brooks, Jr., 1967, com modificações). Indivíduos que apresentavam marcações naturais específicas de amputação de dedos foram incorporados à numeração. As espécies encontradas na

área de estudo são espécies comuns em inventários nesta região e apresentam uma morfologia diferenciada permitindo a identificação no campo de todos os espécimes.

Foram coletados no mínimo dois exemplares de cada espécie para material testemunho, assim como os indivíduos que morreram nas armadilhas. Estes indivíduos foram acondicionados em sacos plásticos ou de tecido e posteriormente depositados na Coleção Científica de Herpetologia do Departamento de Sistemática e Ecologia, da Universidade Federal da Paraíba, credenciada como fiel depositário de amostras de patrimônio genético do Brasil. Os indivíduos coletados vivos foram anestesiados e sacrificados com inalação de éter etílico, fixados com injeção de solução de formalina a 10% e conservados em álcool a 70%. Os exemplares mortos foram fixados com injeção de solução de formalina a 10% e conservados em álcool a 70%.

Após a conclusão de cada coleta, os baldes utilizados foram removidos e os buracos aterrados para evitar possíveis danos aos animais encontrados nas áreas estudadas ou mesmo acidentes envolvendo pessoas.

Análises estatísticas

Os dados de recapturas não foram utilizados para as análises. As riquezas de espécies das áreas de amostragem foram comparadas através das curvas de rarefação de cada área (Gotelli and Colwell, 2001). As curvas foram computadas com auxílio do *software* EstimateS 7.5, assim como os índices estimados de riqueza (Colwell, 2005). Também foram utilizados os índices Chao 1, Chao 2 e Jackknife 1 e Jackknife 2 para estimar a riqueza das áreas estudadas (Colwell and Coddington, 1994).

A estimativa do índice de diversidade de Shannon foi utilizada na comparação da proporção de indivíduos por espécies da fauna de lagartos entre as áreas de amostragem. A estimativa desse índice é baseada na cobertura da amostra e referência também as possíveis espécies não amostradas (Chao and Shen, 2003). As comparações foram realizadas com os intervalos de confiança de 95% de cada área, calculados, juntamente com a estimativa, pelo programa SPADE - Species Prediction And Diversity Estimation (Chao and Shen, 2003), e o gráfico foi feito no programa Statistica for Windows v. 7.0.

As diferenças na composição da fauna de lagartos entre as áreas foi avaliada através do índice de similaridade de Jaccard baseado em estimativas, com dados de abundância. Esse índice é uma modificação, realizada por Chao et al. (2005), do clássico Jaccard. Os autores adaptaram o índice para dados de abundância e desenvolveram algoritmos que calculam similaridades entre duas assembléias fazendo referência também às possíveis espécies não amostradas. As análises de similaridade foram realizadas através do *software* SPADE. À matriz de similaridade obtida foi

aplicada uma análise de ordenação utilizando escalonamento multidimensional (MDS) no programa Statistica for Windows v. 7.0.

Resultados

Foi capturado um total de 786 lagartos representados por 13 espécies de nove famílias: Gekkonidae, Phyllodactylidae, Sphaerodactylidae, Gymnophthalmidae, Scincidae, Teiidae, Tropiduridae, Leiosauridae e Iguanidae (Tabela I).

As curvas de rarefação das áreas de coleta estão em ascensão, (Figura 12). As áreas com 5 e 17 anos de reflorestamento e a área controle apresentam 8 espécies cada, seguidos pelas áreas com 3 e 9 anos respectivamente com 6 e 5 espécies (Tabela II). Os índices estimados de riqueza mostram uma riqueza de espécies estimada maior para a área controle do que para as áreas reflorestadas (Tabela II). As curvas de rarefação baseadas em número de indivíduos mostram que, embora a área controle, 17 e 5 anos de reflorestamento apresentem a mesma riqueza, a área controle atingiu este valor com um número menor de espécimes coletados quando comparado às outras áreas (Figura 13).

A abundância total de indivíduos foi maior nas áreas reflorestadas do que na controle, na qual foram registrados apenas 62 indivíduos, sendo o menor número total de indivíduos encontrados nas áreas reflorestadas, 124 indivíduos, o dobro do valor encontrado na área controle (Tabela II). As distribuições de abundância das espécies em cada área levaram ao aumento do índice de diversidade estimado de Shannon (1,8) na área controle e diminuição nas áreas reflorestadas, cujos valores variaram entre 0,6 e 1,2 (Tabela II).

A composição da fauna de lagartos difere entre a área controle e as reflorestadas. A análise de escalonamento multidimensional realizada com os índices

Tabela I - Lista sistemática das espécies de répteis Squamata registradas em áreas de reflorestamento de restinga com 3, 5, 9 e 17 anos e área controle durante os anos 2006, 2007 e 2008, na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA., Mataraca, Paraíba, Brasil.

	3 anos	5 anos	9 anos	17 anos	Controle
Família Gekkonidae					
<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moureau de Jonnés, 1818)	1		1		
Família Phyllodactylidae					
<i>Gymnodactylus geckoides</i> Spix, 1825	6	4		1	1
Família Sphaerodactylidae					
<i>Coleodactylus meridionalis</i> (Boulenger, 1888)				3	
Família Iguanidae					
<i>Iguana iguana</i> (Linnaeus, 1758)		1			
Família Leiosauridae					
<i>Enyalius bibronii</i> Boulenger, 1885					2
Família Tropiduridae					
<i>Tropidurus hispidus</i> (Spix, 1825)	8	2		3	13
Família Gymnophthalmidae					
<i>Dryadosaura nordestina</i> Rodrigues, Freire, Pellegrino and Sites Jr., 2005		1		7	12
<i>Micrablepharus maximiliani</i> (Reinhardt and Lütken, 1862)	26	97	82	121	17
Família Teiidae					
<i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus, 1758)			1	4	5
<i>Cnemidophorus ocellifer</i> (Spix, 1825)	247	50	27	1	
<i>Kentropyx calcarata</i> Spix, 1825					11
<i>Tupinambis merianae</i> (Duméril and Bibron, 1839)		2			1
Família Scincidae					
<i>Mabuya heathi</i> Schmidt and Inger, 1951	1	12	13	2	
Total de espécies	6	8	5	8	8

Tabela II - Abundância, riqueza observada e estimada e índice estimado de diversidade (intervalo de confiança de 95% entre parênteses) das espécies lagartos nas áreas de reflorestamento e área controle, na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA, Mataraca, Paraíba, Brasil.

	Áreas reflorestadas				Controle
	3 anos	5 anos	9 anos	17 anos	
Nº de indivíduos	289	169	124	142	62
Riqueza de espécies observada	6	8	5	8	8
Riqueza de espécies estimada (Chao 1)	7	8,33	6	8,5	8,5
Riqueza de espécies estimada (Chao 2)	6,99	8,33	5,99	8,5	10,98
Riqueza de espécies estimada (Jackknife 1)	7,98	9,98	6,98	9,98	10,98
Riqueza de espécies estimada (Jackknife 2)	9,95	10	8,95	10,97	13,93
Índice de Shannon estimado	0,6 ($\pm 0,9$)	1,2 ($\pm 0,6$)	1 ($\pm 2,2$)	0,7 ($\pm 0,6$)	1,8 ($\pm 0,4$)

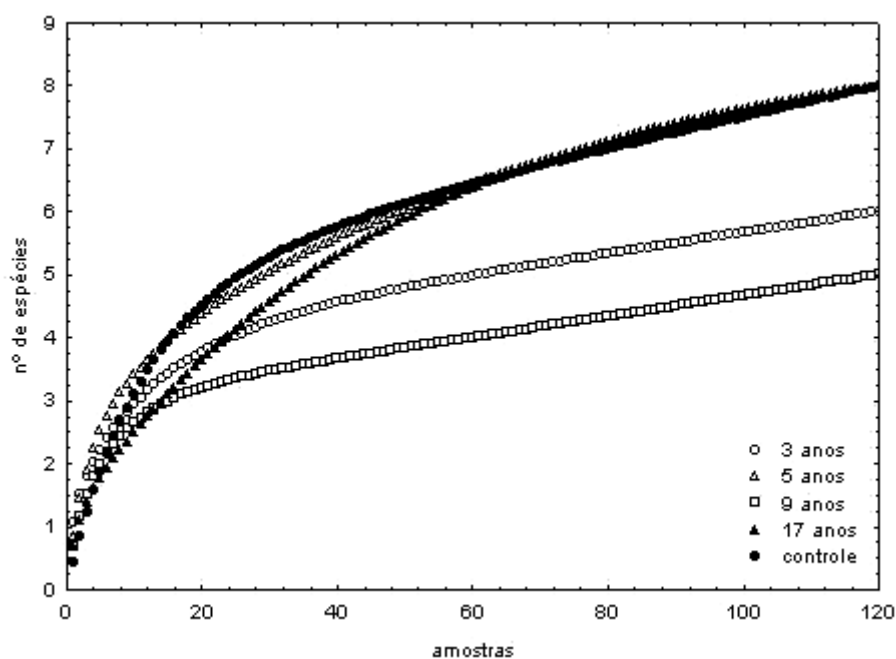


Figura 12 – Riqueza de espécies capturadas (Sobs) nas áreas reflorestadas e área controle utilizando número de amostras (baldes), na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA, Mataraca, Paraíba, Brasil.

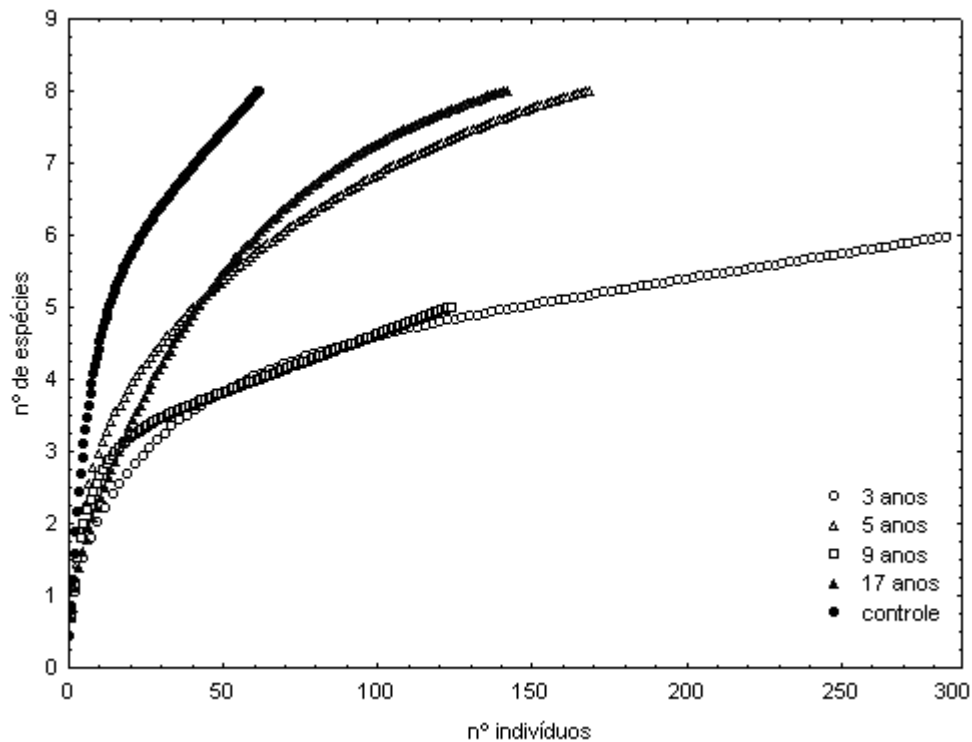


Figura 13 – Riqueza de espécies capturadas (Sobs) nas áreas reflorestadas e área controle utilizando número de indivíduos, na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА, Mataraca, Paraíba, Brasil.

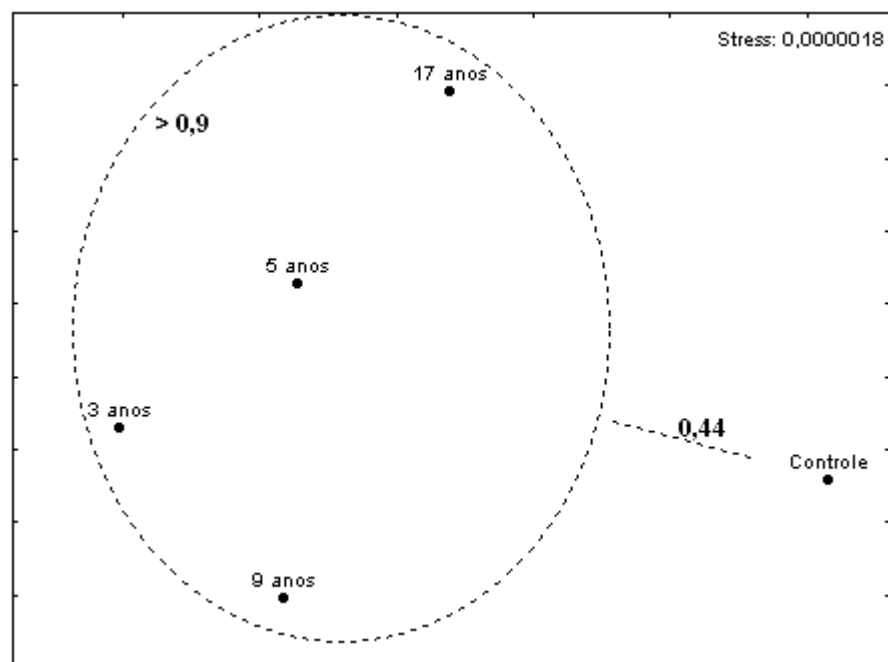


Figura 14 - Escalonamento multidimensional a partir do índice estimado de similaridade de Jaccard entre as áreas controle e de reflorestamento na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDТА, Mataraca, Paraíba, Brasil. Valor da similaridade entre áreas dentro do círculo maior que 0,9, e valor médio entre similaridades da área controle com as áreas de reflorestamento igual a 0,44.

estimados de similaridade entre as áreas mostrou a separação de dois grupos distintos, um formado por todas as áreas de reflorestamento, com similaridade

maior que 0,9 entre elas, e outro formado unicamente pela área controle, que apresenta uma similaridade média de 0,44 com todas as áreas de reflorestamento (Figura 14). A área controle apresenta maior similaridade com a área com 17 anos (0,76) e menor com a área de 3 anos de reflorestamento (0,13) (Tabela III).

A área controle apresentou uma distribuição de abundância mais equitativa entre as espécies, diferente das áreas reflorestadas onde existe uma predominância das espécies *Cnemidophorus ocellifer* e *Micrablepharus maximiliani* (Figura 15). Na área controle foram encontradas 2 espécies exclusivas: *Enyalius bibronii* e *Kentropyx calcarata*. Já nas áreas de reflorestamento, foram encontradas as espécies *Cnemidophorus ocellifer* e *Mabuya heathi* em todas as áreas de reflorestamento e ambas ausentes na área controle (Tabela I). As espécies *Ameiva ameiva* e *Dryadosaura nordestina* apresentam maiores abundâncias na área controle e diminuem gradativamente sua abundância no sentido das áreas reflorestadas há menos tempo, estando *A. ameiva* presente até a área com 9 anos e *D. nordestina* até a área com 5 anos de reflorestamento (Tabela I). As espécies *Tropidurus hispidus* e *Gymnodactylus geckoides* estão presentes em quase todas as áreas estudadas, com exceção da área reflorestada a 9 anos, sendo que *G. gekoides* apresenta uma maior abundância na área reflorestada há menos tempo e menor na área controle (Tabela I). Já a espécie *C. meridionalis* foi capturada apenas na área com 17 anos de reflorestamento (Tabela I). As espécies *Hemidactylus mabouia*, *Tupinambis merianae* e *Iguana iguana* apresentaram abundâncias muito baixas, o que provavelmente é resultado da técnica de amostragem utilizada e por isso não serão aqui discutidas sua presença e

abundância. *T. merianae* e *I. iguana* são difíceis de serem capturadas com armadilhas de queda, pois saem facilmente dos baldes por causa do seu grande tamanho. Já *H. mabouia* embora seja pequeno em comparação com as outras espécies possuem lamelas nos dedos, o que possibilita subir nas paredes dos baldes e fugir facilmente da captura.

Tabela III - Similaridade entre as áreas controle e de reflorestamento na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA, Mataraca, Paraíba, Brasil. Índice estimado de similaridade de Jaccard.

	3 anos	5 anos	9 anos	17 anos	Controle
3 anos	1,00				
5 anos	1,00	1,00			
9 anos	0,95	0,93	1,00		
17 anos	0,91	0,98	0,92	1,00	
Controle	0,13	0,55	0,33	0,76	1,00

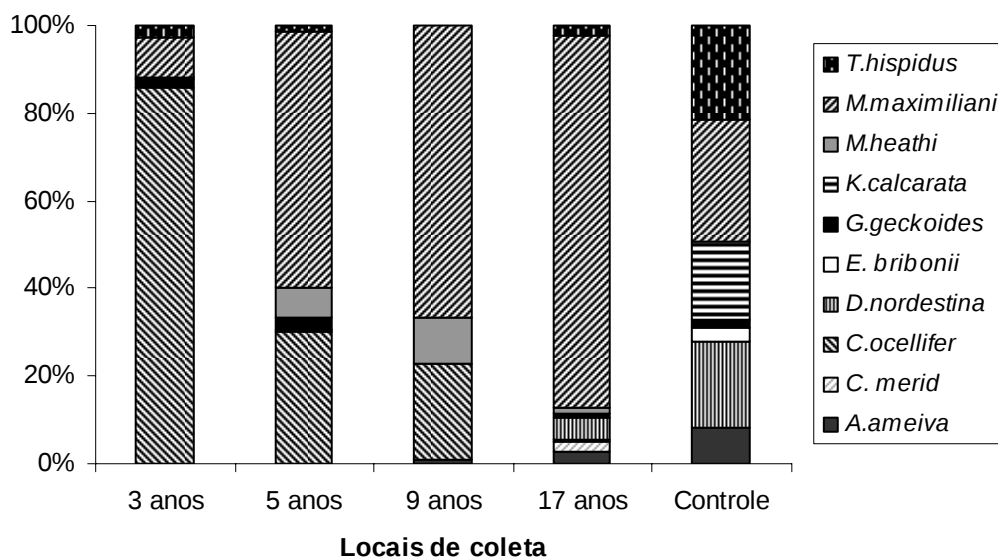


Figura 15 - Frequência relativa de capturas de lagartos na área controle e de reflorestamento na Millenium Inorganic Chemical Mineradora LDTA, Mataraca, Paraíba, Brasil.

Discussão

Neste estudo, os valores de diversidade foram diferentes entre as áreas. O maior valor do índice de diversidade foi encontrado na área controle e os menores nas áreas reflorestadas, estando os menores valores nas áreas de 17 e 3 anos, onde houve uma maior dominância de uma única espécie (Figura 15). Os valores de abundância total de indivíduos também diferiram entre as áreas, sendo maiores nas áreas reflorestadas do que na área controle (Tabela II). Os valores da riqueza observada, embora iguais nas áreas reflorestadas há 5 e 17 anos e na área controle, foi diferente quando analisada a partir do cálculo da riqueza estimada, sendo maior na área controle e semelhante nas áreas submetidas a reflorestamentos (Tabela II). Além disso, se compararmos as curvas de riquezas observadas das áreas utilizando o número de indivíduos é observado que a área controle atingiu o mesmo valor de riqueza com um número menor de indivíduos, o que mostra que a probabilidade de encontro de novas espécies na área controle é maior do que nas outras áreas (Figura 13).

Embora neste trabalho os valores de diversidade, abundância e riqueza estimada tenham apresentado uma resposta aos impactos, vários trabalhos mostram uma ausência de resposta clara destes parâmetros ou repostas diferentes (Vonesh, 2001; Fredericksen and Fredericksen, 2002; Leynaud and Bucher, 2005; Gardner et al., 2007; Luja et al., 2008). O uso destes parâmetros gera a necessidade de analisar cada caso, já que existem diferentes respostas aos impactos ambientais e complexidade da vegetação. Uma alternativa para o uso destes parâmetros para obter um padrão de resposta é fazer a análise com táxons específicos, que apresentem uma mesma exigência ecológica como, por exemplo, dependente ou não de ambientes arbóreos (Kanowski et al.,

2006; Gardner et al., 2007). A desvantagem é que devido ao pouco conhecimento da ecologia de algumas espécies alguns estudos não poderão avaliar os dados desta forma. Neste estudo, e nos citados acima, independente dos valores de riqueza, diversidade e abundância a composição das espécies mostrou de forma evidente a diferença entre áreas com diferentes *status* de conservação.

Além da diferença dos valores de riqueza, diversidade e abundância de lagartos que habitam o solo, a composição das espécies neste estudo mostrou de forma evidente a diferença entre áreas com diferentes *status* de conservação e reflorestamento. A composição das espécies da taxocenose difere claramente entre as áreas reflorestadas e a área controle, com índices de similaridades que mostraram a formação de dois grupos distintos, um formado pela área controle e outro pelas áreas reflorestadas.

Em relação a abundância relativa das espécies houve uma diferença entre as áreas reflorestadas e a controle, com a abundância mais equitativa na área controle e uma dominância de uma ou duas espécies nas áreas reflorestadas (Figura 15), que é um resultado esperado para este tipo de comparação entre áreas nativas e reflorestadas (Vitt et al. 1998; Fredericksen et al. 1999; Heinen 1992; Nichols and Nichols, 2003). A composição das espécies também diferiu entre a área controle e as áreas de reflorestamento, com ambas as áreas apresentando assembléia de lagartos com espécies exclusivas. *Enyalius bibronii* e *K. calcarata*, típicas de mata e exclusivas da área controle, e *C. ocellifer* e *M. heathi* típicas de áreas abertas e exclusivas das áreas reflorestadas.

Das espécies encontradas exclusivamente na área controle, sabe-se muito pouco sobre a ecologia de *E. bibronii*, mas as espécies do gênero são consideradas arborícolas (Eitheridge, 1969), embora estudos de dieta com algumas espécies do gênero sugere um forrageio no ambiente terrestre (Sazima and Haddad, 1992; Zamprogno et al., 2001). Já *K. calcarata* é uma espécie terrícola, heliófila que utiliza principalmente o habitat terrestre, mas também pode escalar troncos de árvores e utilizar troncos caídos onde ocorre incidência direta dos raios solares (Vanzolini, 1974). A ausência destas espécies nas áreas reflorestadas pode estar diretamente relacionada à indisponibilidade de microhabitats (Litt et al., 2001; Nichols and Nichols, 2003; Kanowski et al., 2006; Luja et al., 2008), pois, nas áreas de reflorestamento existem uma menor abundância de árvores e arbustos, menor densidade de folhagem e uma composição da vegetação diferente quando comparada à área controle (Costa et al., 2006), além da menor abundância de locais para abrigos como troncos de árvores e troncos caídos.

Alguns projetos de restauração dos habitats para lagartos prevêem adição de microhabitats como troncos, e abrigos (Webb and Shine, 2000, Mac Nally et al., 2001, Nichols and Nichols, 2003), o que pode diminuir, em parte, esta dificuldade de colonização destes ambientes degradados por estas espécies. Ainda assim existem outros fatores como disponibilidade de alimento, microclima e interações intra e inter-específicas que também podem atuar na recomposição da fauna (Taylor and Fox 2001a, b; Kanowski et al., 2006) e que podem ser alteradas com a modificação do ambiente (Luja et al., 2008).

A disponibilidade de recursos alimentares, principalmente invertebrados associados à camada de serrapilheira (Fredericksen and Fredericksen, 2002),

pode ser influenciada diretamente pela espessura, umidade e temperatura do folhiço (Heinen, 1992; Fredericksen et al., 1999; Vonesh, 2001; Fredericksen and Fredericksen, 2002; Zeppelini et al., 2008). As alterações de profundidade e umidade do folhiço estão diretamente relacionadas à retirada das árvores, que resultam na diminuição da biomassa vegetal e abertura de clareiras. Com isso ocorre um aumento da incidência de luz no solo provocando a diminuição da umidade e aumento da temperatura (Vitt et al., 1998; Vonesh, 2001) alterando a disponibilidade de artrópodes associados a este microhabitat.

Na área de estudo a espessura da serrapilheira é maior na área reflorestada de 17 anos, seguidas pela área controle e demais áreas de reflorestamento (Costa and Hernández 2008). A maior espessura da serrapilheira na área reflorestada a 17 anos pode ser causada pela menor taxa de decomposição resultante de uma maior incidência dos raios solares no solo e diminuição da umidade (Didham, 1998) e pela maior biomassa de folhas disponíveis nesta área que apresenta maior valor médio de diâmetro de copa (Costa et al., 2006). Embora o diâmetro médio da copas das árvores e arbustos sejam maiores nas áreas com 17 e 9 anos de reflorestamento do que na área controle, a maior incidência dos raios solares nas áreas reflorestadas é decorrente da menor abundância total de indivíduos das espécies vegetais nestas áreas (Costa et al., 2006).

As alterações na umidade e temperatura ambiental causadas pela maior incidência dos raios solares no solo, pode ser um fator limitante para as faunas de invertebrados associadas a este microhabitat e consequentemente de lagartos (Levings, 1983; Heinen, 1992; Roth et al., 1994; Vitt et al., 1998; Vonesh, 2001; Fredericksen and Fredericksen, 2002; Zeppelini et al., 2008). A

variação do microclima nestas áreas tem um outro importante papel na distribuição das espécies de lagartos com maior dependência de ambientes florestais por estes apresentarem temperaturas corpóreas mais baixas do que as espécies heliófilas de áreas abertas e necessitarem de ambientes com temperaturas mais amenas (Vitt and Zani, 1996; Vitt et al., 1998; Fredericksen et al. 1999).

As espécies com maior abundância nas áreas reflorestadas são *C. ocellifer* e *M. maximiliani*, ambas típicas de áreas abertas. Estas espécies são heliófilas embora *M. maximiliani* seja uma espécie que utiliza mais o folhiço e ambientes com temperaturas mais amenas que *C. ocellifer* (Vanzolini, 1974; Vitt, 1995). A utilização do folhiço por *M. maximiliani* reflete a menor abundância desta espécie na área de 3 anos, quando comparada com *C. ocellifer*. Nas áreas reflorestadas o folhiço torna-se mais espesso do reflorestamento mais recente para os mais antigos, similar ao gradiente de abundância de *M. maximiliani*. O oposto é observado para a abundância de *C. ocellifer* que apresenta maior número de indivíduos nas áreas mais abertas, reflorestadas mais recentemente, e menor nas áreas reflorestadas há mais tempo (Figura 15).

Nas áreas com maior cobertura arbórea-arbustiva além de serem observadas alterações nas abundâncias, diminuição de *C. ocellifer* e aumento de *M. maximiliani*, é observado a presença de *A. ameiva*, a partir da área com 9 anos de reflorestamento, com aumento da sua abundância acompanhando o aumento da cobertura vegetal (Figura15, Tabela I). *A. ameiva* é uma espécie heliófila que apresenta preferência por bordas ou clareiras de mata (Freire, 1996, Rocha and Bergallo, 1997) mas que possui uma ecologia similar a *C.*

ocellifer e parece ser um competidor direto deste. Em estudos em restinga foram observados que estas espécies alternam suas abundâncias nos locais e quando são sintópicas sempre segregam em microhábitat (Araújo, 1991; Freire, 1996; Rocha and Bergallo, 1997). Outra espécie que depende indiretamente das áreas de mata e está começando a colonizar as áreas reflorestadas é *D. nordestina*. Esta espécie é semi-fossorial e é encontrada no folhiço de ambientes florestais (Rodrigues et al., 2005). A presença destas espécies nas áreas reflorestadas pode ser considerada um indício de que para as espécies dependentes de mata que utilizam o folhiço as áreas reflorestadas estão começando a apresentar um ambiente favorável para sua permanência.

Com isso observamos que a diferença na composição das espécies entre as áreas reflorestadas e a área controle é um reflexo da ecologia das espécies, onde nas áreas reflorestadas são encontradas na sua maioria espécies forrageadores ativas, que apresentam um amplo deslocamento no ambiente tendo acesso a um maior número de locais produtivos e generalistas no uso dos recursos sendo menos susceptíveis às mudanças causadas pelo impacto. Já na área controle as espécies encontradas dependem de microhábitats específicos como folhiço denso ou áreas com temperaturas mais amenas, que podem não estar disponíveis nas áreas de reflorestamento na mesma proporção. Esta relação entre a composição das espécies de lagartos e a estrutura da vegetação demonstra a importância de áreas com vegetação nativa para a manutenção da composição das espécies de lagartos que utilizam o solo.

Outros fatores que podem atuar na diferença da composição das espécies entre áreas reflorestadas e a área controle são aqueles relacionados

à dispersão das espécies das áreas com vegetação nativa para as áreas reflorestadas (Nichols and Nichols, 2003; Kanowski et al., 2006; Stow et al., 2001; Laurance et al., 2002; Tabarelli and Gascon, 2005).

Na área de estudo a menor distância existente entre a área controle e as áreas com 5 anos de reflorestamento, onde já ocorrem árvores, é de 505 metros em linha reta. Esta distância pode influenciar algumas espécies com capacidade de dispersão limitada a alcançarem as áreas reflorestadas. A área controle não tem ligação florestal com as áreas reflorestadas há mais tempo, e a matriz é composta por áreas com no máximo 6 anos de reflorestamento, que apresentam uma fitofisionomia similar às áreas reflorestadas há 3 anos de reflorestamento, e estradas que são utilizadas continuamente por caminhões e grandes máquinas. Estudos mostram que áreas impactadas que abrigam espécies dependentes de ambientes florestais possuem uma ligação com as matas primárias por vegetação associada a cursos de rios, ou bem as áreas impactadas possuem microhábitats específicos, como troncos caídos que foram deixados depois da retirada da vegetação (Stow et al., 2001; Kanowski et al., 2006). Na área de estudo a distância e a matriz podem estar influenciando negativamente a dispersão de grande parte das espécies estudadas pelo uso contínuo das estradas e pela ausência de microhábitats apropriados.

Considerações finais

Após a análise e discussão dos dados da pesquisa realizada, é possível sugerir uma tentativa mais efetiva e monitorada de relocação das espécies de lagartos capturadas nas áreas a serem desmatadas para áreas de

reflorestamentos mais antigos, visando conseguir um melhor entendimento dos fatores que estão atuando na recolonização das áreas reflorestadas. A relocação irá permitir a exclusão dos fatores ligados à dispersão, que são a distância entre as áreas e o tipo de matriz, permitindo verificar apenas a atuação da estrutura ambiental sobre estas espécies. Isso permitirá uma melhor avaliação se a ausência de algumas espécies nas áreas reflorestadas é consequência das limitações na dispersão ao longo da matriz existente ou se as espécies não conseguem permanecer nas áreas por limitação das exigências ecológicas e interação com outros organismos. Associada a esta medida, é necessário um monitoramento da relocação, para permitir uma melhor interpretação dos processos que atuam nas assembléias de lagartos na área de estudo.

Para que estes resultados contribuam para a recomposição da estrutura da assembléia nas áreas impactadas, se faz necessário o conhecimento da ecologia das espécies nas áreas com vegetação nativa conservada e nas áreas impactadas. Estes estudos devem abordar estrutura de comunidade, dinâmica de populações e avaliação dos recursos disponíveis, assim como utilização dos mesmos pelas espécies para que o manejo das áreas impactadas satisfaça as exigências ecológicas das espécies de lagartos, podendo desta forma vir ajudar na conservação das espécies e manutenção da diversidade.

Referências bibliográficas

Araújo, A. F.B. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 51(4): 857-865.

Bierregaard JR, R. O., Lovejoy, T. E., Kapos, V., dos Santos, A. A. and Hutchings, R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rain forest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience, Washington* 42(11): 859-866.

Brooks, JR., G. R. 1967. Population Ecology of the Ground Skink *Lygosoma laterale* (Say). *Ecological Monographs* 37(2): 71–87.

Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. and Hilton-Taylor, C. 2002. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology* 16(4): 909–923.

Chao, A. and Shen, T. 2003. Nonparametric estimation of Shannon`s index of diversity when there are unseen species in sample. *Environmental and Ecological Statistics* 10: 429-443.

Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K. and Shen, T. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148–159

Colwell, R.K. and Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transaction of The Royal Society of London Biological Sciences 345: 101-118.

Colwell, R. K. 2005. Estimates, Version 7.5: statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software and User's Guide). URL <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

Costa, V. H., Hernández, M. I. M., and Creão-Duarte, A. J. 2006. Avaliação fitossociológica do reflorestamento de dunas em Mataraca, Paraíba. Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro, Florianópolis, SC. <http://www.agenciacosteira.org.br/downloads/resumos/ResumoValderezCostar evisado.doc>. Acessado em dezembro de 2007.

Costa, V. H. and Hernández, M. I. M. 2008. Avaliação da sucessão ecológica da vegetação em reflorestamento de dunas em Mataraca, Paraíba, Brasil. Relatório final do projeto Sucessão ecológica e regeneração de restingas: reflorestamento de dunas em Mataraca, Paraíba/CNPq.

Didham, R. K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116: 397–406.

Etheridge, R., 1969. A review of the iguanid lizard genus *Enyalius*. *Bulletin of British Museum (Natural History) Zoology*. 19(8): 233-260.

Fredericksen, N. J., Fredericksen T. S., Flores, B. and Rumiz, D. 1999. Wildlife use of different-sized logging gaps in a tropical dry forest. *Tropical Ecology* 40: 1–9

Fredericksen, N. J. and Fredericksen, T. S. 2002. Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. *Biodiversity and Conservation* 11: 27–38.

Freire, E. M. X. 1996. Estudo ecológico e zoogeográfico sobre a fauna de lagartos (Sauria) das dunas de Natal, Rio Grande do Norte e da restinga de Ponta de Campina, Cabedelo, Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 13(4): 903-921.

Gardner, T. A., Ribeiro-Júnior; M. A., Barlow, J., Ávila-Pires, T. C. S., Hoogmoed, M. S. and Peres, C. A. 2007. The Value of Primary, Secondary, and Plantation Forests for a Neotropical Herpetofauna. *Conservation Biology* 21 (3): 775–787.

Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr., R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B. Mandy Tocher, M. and Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229

Glor, R. E., Flecker, A. S., Benard, M. F. and Power, A. G. 2001. Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. *Biodiversity Conservation* 10: 711–723.

Gotelli, N. and Colwell, R. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.

Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W. and Balmford, A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307: 550–555.

Heinen, J. T. 1992. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned Cacau plantations and primary rain forest in Costa Rica: Some implications for fauna restoration. *Biotropica* 24(3): 431-439.

Kanowski, J. J., Reis, T. M., Catterall, C. P. and Piper, S. D. 2006. Factors Affecting the Use of Reforested Sites by Reptiles in Cleared Rainforest Landscapes in Tropical and Subtropical Australia. *Restoration Ecology* 14(1): 67-76.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, M. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G. and Sampaio, E. 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605–618

Lawton, J. H., Bignell, D. E., Bolton, B., Bloemers, G. F., Eggleton, P., Hammond, P. M., Hodda, M., Holt, R. D., Larsen, T. B., Mawdsley, N. A., Stork, N. E., Srivastava, D. S. and Watt, A. D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391 (1): 72-76.

Lieberman, S. S. 1986. Ecology of the leaf-litter herpetofauna of a neotropical rainforest. *Acta Zoologica Mexicana* 15:1–72.

Litt, A. R., Provencher, L., Tanner, G. W. and Franz, R. 2001. Herpetofaunal Responses to Restoration Treatments of Longleaf Pine Sandhills in Florida. *Restoration Ecology* 9(4): 462-474.

Levings, S. 1983. Seasonal, annual, and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: some causes of patchy species distributions. *Ecological Monographs* 53: 435–455.

Leynaud, G. C. and E. B. Bucher, 2005. Restoration of degraded Chaco woodlands: Effects on reptile assemblages. *Forest Ecology and Management* 213: 384–390.

Luja, V. H., Herrando-Pérez, S., González-Solís, G. and Luiselli, L. 2008. Secondary Rain Forests are not Havens for Reptile Species in Tropical Mexico. *Biotropica* 40(6): 747–757.

Mac Nally, R., Parkinson, A., Horrocks, G., Conole, L. and Tzaros, D C. 2001. Relationship between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-eastern Australian floodplains. *Biological Conservation* 99:191–205.

Majer, J. D. 1992. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 8: 97–108.

Majer, J. D. 1996. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 12: 257–273.

Myers N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. and Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(24): 853-858.

Nichols, O. G., and Nichols, F. M. 2003. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah forest of southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11(3): 261–272.

Nichols, O. G. and Grant, C. D. 2007. Vertebrate fauna recolonization of restored bauxite mines - key findings from almost 30 years of monitoring and research. *Restoration Ecology* 15 (4) (Supplement): 116–126.

Parrotta, J. A. and. Knowles, O. H. 1999. Restoration of Tropical Moist Forests on Bauxite-Mined Lands in the Brazilian Amazon Restoration. *Ecology* 7(2): 103–116.

Rocha, C. F. D. and Bergallo, H. G. 1997. Intercommunity variation in the distribution of abundance of dominant lizard species in restinga habitats. *Ciência e Cultura - Journal of the Brazilian Association for the advancement of Science* 49: 269-274.

Rodrigues, M. T., Freire, E. M. X., Pellegrino, K. C. M. and Jack Jr., W., S. 2005. Phylogenetic relationships of a new genus and species of microteiid lizard from the Atlantic forest of north-eastern Brazil (Squamata, Gymnophthalmidae). *Zoological Journal of the Linnean Society* 144: 543–557.

Roth, D. S, Perfecto, I. and Rathcke, B. 1994. The effects of management systems on ground-foraging ant diversity in Costa Rica. *Ecological Applications* 4: 423–436.

Santos, M., Rosado, S. C. S., Oliveira Filho, A. T. and Carvalho, D. 2000. Correlações entre variáveis do solo e espécies herbáceo-arbustivas de dunas em revegetação no litoral norte da Paraíba. *Cerne* 6(1): 19-29.

Sazima, I. and Haddad, C. F. B. 1992. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural, in: Morellato, L. P. C. (Ed), *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Área Florestal no Sudeste do Brasil*. Editora da Unicamp, Campinas, pp 212 - 236.

Scarano, F. R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany* 90: 517–524.

Soares, A. H. and Araújo, A. F. B. 2008. Experimental introduction of *Liolaemus lutzae* (Squamata:Iguanidae) in praia das Neves, State of Espírito Santo, Brazil: a descriptive study 18 years later. *Revista Brasileira de Zoologia* 25(4): 640-646.

Stow, A. J., Sunnucks, P., Briscoe, D. A. and Gardner, M. G. 2001. The impact of habitat fragmentation on dispersal of Cunningham's skink (*Egernia cunninghami*): evidence from allelic and genotypic analyses of microsatellites. *Molecular Ecology* 10: 867–878.

Tabarelli, M. and Gascon, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 19(3): 734-739.

Taylor, J. E. and Fox, B. J. 2001a. Disturbance effects from fire and mining produce different lizard communities in eastern Australian forests. *Austral Ecology* 26: 193–204.

Taylor, J. E. and Fox, B. J. 2001b. Assessing the disturbance impact on vegetation and lizard communities of fluoride pollution interacting with fire and mining in eastern Australia. *Austral Ecology* 26: 321–337

Teixeira, R. L. 2001. Comunidade de lagartos da restinga de Guriri, São Mateus – ES, Sudeste do Brasil. *Atlântica* 23: 77-84.

Thomas, W. W. and Barbosa, M. R. V. 2008. Natural Vegetation Types in the Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil. In: *Memoirs of the New York Botanical Garden*, v. 100, p. 6-20

Twigg, L. E. and Fox, B. J. 1991. Recolonization of regenerating open forest by terrestrial lizards following sand mining. *Australian Journal of Ecology* 16:137–148.

Vandermeer, J. and Perfecto, I. 2007. The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation. *Conservation Biology* 21(1): 274–277.

Vanzolini, P. E. 1974. Ecological and geographical distribution of lizards in Pernambuco, northeastern Brasil (Sauria). *Papéis Avulsos de Zoologia* 28(4): 61-90.

Vitt, L. J. 1990. The influence of mode foraging mode and phylogeny on seasonality of tropical lizards reproduction. *Papéis Avulsos de Zoologia* 37(6): 107-123.

Vitt, L. J. 1995. The ecology of tropical lizards in the caatinga of northeast Brazil. *Occasional Papers of the Oklahoma Museum of Natural History* 1: 1-29.

Vitt, L. J. and Zani, P. A. 1996. Organization of a taxonomically diverse lizards assemblage in Amazonian Ecuador. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1313-1335.

Vitt, L. J., Avila-Pires, T. C. S., Caldwell, J. P. and Oliveira, V. R. L. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology* 12(3): 654–664.

Vitt, L. J., and J. P. Caldwell. 2001. The effects of logging on reptiles and amphibians of tropical forests, in: Fimbel, R. A., Grajal, A., Robinson, J. (Eds), *The cutting edge*. Columbia University Press, New York. . pp 239–260.

Vonesh, J. R. 2001. Patterns of richness and abundance in Tropical African leaf-letter herpetofauna. *Biotropica* 33(3): 502-510.

Webb, J. K., and R. Shine. 2000. Paving the way for habitat restoration: can artificial rocks restore degraded habitats of endangered reptiles? *Biological Conservation* 92: 93–99.

Zamith, L. R. and Scarano, F. R. 2006. Restoration of a Restinga Sandy Coastal Plain in Brazil: Survival and Growth of Planted Woody Species. *Restoration Ecology* 14(1): 87–94

Zamprogno, C., Zamprogno, M. das G. F. and Teixeira, R. L. 2001. Evidence of terrestrial feeding in the arboreal lizard *Enyalius bilineatus* (sauria, polychrotidae) of south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61(1): 91-94.

Zeppelini, D., Bellini, B. C., Creão-Duarte, J. A. and Hernández, M. I. M. 2008. Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17: 1-10.