

Thiago Igor F. Metzker

Dinâmica e Estoques de Carbono
na Floresta Tropical Atlântica - Brasil



THIAGO IGOR F. METZKER

***DINÂMICA E OS ESTOQUES DE CARBONO
NA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA – BRASIL***

Tese apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas como parte dos requisitos para a obtenção do grau de Doutor em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais.

Orientadora: *Queila de Souza Garcia*
Co-orientadora: *Tereza Cristina Spósito*

BELO HORIZONTE

2012

THIAGO IGOR F. METZKER

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA GERAL

Programa de Pós-Graduação em:
ECOLOGIA CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

***DINÂMICA E OS ESTOQUES DE CARBONO
NA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA – BRASIL***

Tese apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas como parte dos requisitos para a obtenção do grau de Doutor em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais.

Orientadora: *Queila de Souza Garcia*
Co-orientadora: *Tereza Cristina Spósito*

BELO HORIZONTE

2012

FICHA CATALOGRÁFICA

Metzker, Thiago.

DINÂMICA E OS ESTOQUES DE CARBONO NA FLORESTA TROPICAL
ATLÂNTICA – BRASIL.

Belo Horizonte, 2012.

137 páginas.

Data da defesa: 26/11/2012.

Área de concentração: Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.
Doutorado.

Orientadora: Profa. Dra. Queila de Souza Garcia.

Co-orientadora: Dra. Tereza Spósito.

Tese de Doutorado – Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de
Ciências Biológicas / Departamento de Biologia Geral.

1. Florestas Tropicais; 2. Estoques de Carbono; 3. Dinâmica Florestal.

*A Antônio César Metzker Guerra, Antônio Roberto Colares Pacheco, Alice Pedrosa
Goecking, Amadeu Goecking e Moacir Goecking (sempre presentes).*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Natureza, por ter me dado à oportunidade de me aproximar e aprender a respeitá-la melhor.

Em especial a minha Família que suporta a ausência em muitos momentos, respeitando e apoiando sempre minha opção acadêmica. Antônio César Metzker Guerra (Pai), Maria Alice Ferreira Metzker (mãe), Leonardo, Fabrício, Frederico, Cunhadas, meus sobrinhos Caio's, Analice, Davisinho, Letícia, meu muito obrigado. Certamente estarei mais presente na vida de vocês. A todos meus familiares agradeço sempre por todo o apoio para a conclusão dessa fase.

À Marcela. Minha companheira de várias jornadas. Pelos muitos cuidados e ensinamentos. Pela paciência, carinho, amor e atenção durante os contratempos, como também nos momentos mais felizes durante estes 10 anos e 06 meses juntos nesta dimensão. Por seu colo que muito me acalma perante os desafios da vida. Moramos na França!

À Universidade Federal de Minas Gerais, em especial aos coordenadores e membros do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre (ECMVS) por todo o apoio institucional e pessoal. Ao Departamento de Botânica por ter-me “acolhido” durante todo o trabalho. As agências financiadoras: CAPES, CNPQ, FAPEMIG e USFISH que viabilizaram a realização de todo o trabalho. Ao projeto TEAM (*Tropical Ecology Assessment Monitoring*) pela infraestrutura e ao IEF pelas licenças de coletas e apoio logístico junto ao Parque Estadual do Rio Doce através do Canela (Geraldo), Naná, Tião Marquinhos, todo o Salão Dourado e demais companheiros.

À orientadora Profa. Dra. Queila Garcia por toda a compreensão nos momentos mais difíceis. Por toda sua dedicação nas correções dos capítulos e pelo suporte e orientações acadêmicas e pessoais. A senhora viabilizou a conclusão deste trabalho! À Dra. Tereza Spósito, Co-orientadora, precisa conhecedora da floresta atlântica. Ao Ernesto Lemes, amigo e bolsista do projeto pela dedicação e coragem ao assumir tal desafio. À Dra. Luciana Alves pelas assertivas dicas e ao amigo André Rochelle pelo suporte emergencial na autocorrelação espacial.

Aos amigos e companheiros de jornada de Belo Horizonte, Ouro Preto, Pirinópolis: Fino, Sapo, Lois, Muskito, Perna, Pedroca, Lagartão, Jacaré, ET, P.Nenhuma, Shumaker, Titia, República Manicômio, por sempre estarem presentes. Muskito além de tudo contribuiu de forma significativa na produção do material gráfico do capítulo 01 deste trabalho.

À MYR Projetos Sustentáveis: Sergio, Marinete, Jebert, Luciana F., Sélem, Ronan, Alex, Daniel, Raquel, Tatiane, Diana, Isabelinha, Malvadinha, Grazi, Marisa, Renato. Foram muitas ausências, madrugadas, delírios, resistências, almoços, etc. Tudo isso me fez muito bem! Cada um sabe exatamente da importância que teve para a conclusão deste trabalho. Obrigado pelo apoio e compreensão de vocês!

A todos os outros devidos e por algum motivo não citados aqui.

Meu muito obrigado!

Thiago Metzker.

*Quem anda sobre trilhos é trem de ferro,
sou água que corre entre pedras: liberdade caça jeito.*

Manoel de Barros.

SUMÁRIO

FICHA CATALOGRÁFICA	III
AGRADECIMENTOS	5
SUMÁRIO	8
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE FIGURAS	12
INTRODUÇÃO	16
INTRODUCTION	19
REFERENCES	22
CAPÍTULO 1 – MONITORAMENTO DE FLORESTAS TROPICAIS E DOS ESTOQUES DE CARBONO: UMA POLÍTICA DE VALORAÇÃO	23
CHAPER 1 – TROPICAL FOREST AND CARBON STOCK’S VALUATION: A MONITORING POLICY	23
RESUMO	24
ABSTRACT	25
1 INTRODUCTION	26
2 INVENTORY DATA	28
2.1 METHODS FOR ESTABLISHING PERMANENT MONITORING PLOTS (PMPs).....	28
2.2 GEOPROCESSING TECHNIQUES FOR AREA SELECTION.....	29
2.3 CHOOSING TARGET AREAS	30
2.4 IMPLEMENTATION OF PMPs IN THE FIELD	32
2.5 MARKING TREES	34
2.6 CALIBRATION OF DIAMETER TAPE.....	38
2.7 MEASUREMENT CALIBRATION	38
2.8 CENSUS AND RE-CENSUS.....	39
3 ANALYZING DATA	41
3.1 TABULATION OF DATA	41
3.2 SPATIAL MAPPING.....	41
3.3 ESTIMATES OF BIOMASS AND CARBON STOCKS	42
4 RECRUITMENT AND MORTALITY RATES	48
5 THE VALUATION OF TROPICAL FORESTS	49
5.1 ASSIGNING VALUE.....	49
5.2 DEVELOPMENT OF PUBLIC POLICIES	50
6 ACKNOWLEDGEMENTS	52

7 REFERENCES	53
CAPÍTULO 2 – MUDANÇAS NA DINÂMICA E NA BIOMASSA DA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA: MONITORAMENTO DE UM HOTSPOT MUNDIAL	57
CHAPTER 2 – CHANGES IN BIOMASS AND DYNAMICS IN THE BRAZILIAN ATLANTIC RAINFOREST: MONITORING A GLOBAL HOTSPOT.....	57
RESUMO	58
ABSTRACT.....	59
1 INTRODUÇÃO	60
2 MATERIAL E MÉTODOS	62
2.1 ÁREA DE ESTUDO	62
2.2 PARCELAS DE MONITORAMENTO PERMANENTES	63
2.3 DESCRIÇÃO DAS PARCELAS DE MONITORAMENTO PERMANENTES (PMP's).....	63
2.4 ESTIMATIVAS DA MUDANÇA DE BIOMASSA ACIMA DO SOLO	66
2.5 MUDANÇAS NA DINÂMICA FLORESTAL	68
2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA	68
3 RESULTADOS.....	70
4 DISCUSSÃO	78
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83
6 ANEXO I	90
7 ANEXO II	91
8 ANEXO III	92
CAPÍTULO 3 – VARIAÇÕES DAS TAXAS DE CRESCIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS DA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA – BRASIL	100
CHAPER 3 – VARIATIONS OF GROWTH RATES OF TREE SPECIES IN BRAZILIAN ATLANTIC RAINFOREST.....	100
RESUMO	101
ABSTRACT.....	102
1 INTRODUÇÃO	103
2 MATERIAL E MÉTODOS	106
2.1 ÁREA DE ESTUDO	106
2.2 COLETA DE DADOS	107
2.3 TAXAS DE CRESCIMENTO E ÍNDICE DEMOGRÁFICO	108
2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA	109
3 RESULTADOS.....	110
4 DISCUSSÃO	116

5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	120
6	ANEXO IV.....	126
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	133
	PERSPECTIVAS	135
	ANEXO V.....	137

LISTA DE TABELAS

TABLE 1: EXAMPLE OF ALLOMETRIC EQUATIONS USED TO ESTIMATE THE ABOVEGROUND BIOMASS (KG) OF TREES, PALMS AND LIANAS IN DIFFERENT TROPICAL FOREST TYPES. DBH – DIAMETER AT BREAST HEIGHT; HT – TOTAL HEIGHT; AND P – WOOD MEAN DENSITY G/M³.	43
TABLE 2: ESTIMATES OF ABOVEGROUND BIOMASS IN DIFFERENT FOREST TYPOLOGIES ON NEOTROPICAL SITES. ADAPTED BY (ALVES <i>ET AL.</i> 2010 [26]). AGB DATA (MG.HA⁻¹). ..	45
TABELA 1: CARACTERÍSTICAS DAS PARCELAS DE MONITORAMENTO PERMANENTE (PMP's) DE UM HECTARE (COM 25 SUB PARCELAS PARA CADA PMP DE 20 X 20 M), AVALIADAS NO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, MG – BRASIL, PARA O PERÍODO DE 2005 A 2010.....	66
TABELA 2: DADOS RELATIVOS À DENSIDADE DE INDIVÍDUOS (ÁRVORES + PALMEIRAS), AGB (BIOMASSA ACIMA DO SOLO – MG.HA⁻¹), RECRUTAMENTO (R%) E MORTALIDADE (M%) PARA QUATRO PMPs NO PERÍODO DE 2005 – 2010. PRECIPITAÇÃO EM MILÍMETROS (MM) DE CHUVA NO RESPECTIVO ANO PARA O PERD. VALORES EM PARÊNTESES REPRESENTAM O INTERVALO DE CONFIANÇA (IC - BOOTSTRAP 95%). PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL.	71
TABELA 3: CARACTERÍSTICAS DAS PARCELAS DE MONITORAMENTO PERMANENTE (PMP's) DE 1 HECTARE (25 SUB PARCELAS PARA CADA PMP), AVALIADAS NO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE. PARA O PERÍODO DE 2005 A 2010.....	107
TABELA 4: ESPÉCIES ARBÓREAS ENCONTRADAS EM QUATRO PARCELAS DE 1 HA DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, COM O NÚMERO DE INDIVÍDUOS AMOSTRADOS EM CADA PARCELA E O NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS SOMANDO-SE AS PARCELAS (GT = GARAPA TORTA, LA = LAGOA DO ANÍBAL, LC = LAGOA CENTRAL, LP = LAGOA PRETA, T = TOTAL).	126

LISTA DE FIGURAS

FIGURE 1: SAMPLE STRUCTURE OF THE PERMANENT MONITORING PLOT (PMP), WITH 25 SUB-PLOTS. A – MEANS OF CLOSURE USING SQUARES; B – MEANS OF CLOSURE USING LINES. ADAPTED FROM TEAM (2010).	34
FIGURE 2: DETAILS FOR MARKING TREES WITH DEFORMITIES IN THE FIELD. A – FOR TABULAR ROOTS, THE POM IS MEASURED 50 CM ABOVE THE LAST ROOT; B – FOR MULTIPLE TRUNKS, EACH IS MEASURED AS A SEPARATE INDIVIDUAL, PROVIDED THE FORKING IS BELOW 1.30 M; C – FOR FALLEN TREES, THE DISTANCE IS TAKEN FROM THE UNDERSIDE; D – FOR TALL TREES, THE MEASUREMENT SHOULD BE DONE WITH THE SUPPORT OF MODULAR LADDERS.	36
FIGURE 3: DETAILS OF MARKING BIG TREES AT RIO DOCE STATE PARK: USE OF A MODULAR LADDER UP TO 12 METERS AND POM PAINTING PROCESS USING A STENCIL. SOURCE: METZKER, T.	37
FIGURE 4: EXAMPLE OF THE RESULT OF SPATIAL MAPPING OF THE FIELD INDIVIDUALS WITHIN THE PMP AT RIO DOCE STATE PARK – MINAS GERAIS, BRAZIL.	42
FIGURE 5: EXAMPLES OF THE DEVELOPMENT OF A SITE-SPECIFIC EQUATION FOR THE CALCULATION OF HEIGHT USING TREE DIAMETERS [17] AND OF EQUATION ADJUSTMENT USING THE OBSERVANCE OF THE NORMALITY OF RESIDUES.	44
FIGURE 6: EXAMPLE TAKEN FROM PHILLIPS <i>ET AL.</i>, (2008) [43] REFERRING TO THE ANALYSIS OF MORTALITY RATES (GREY LINES) AND RECRUITMENT RATES (BLACK LINES), USING A MONITORING TIME PERIOD OF 25 YEARS. SOLID LINES ARE MEANS AND DOTTED LINES ARE 95% CIs.	48
FIGURA 1: LOCALIZAÇÃO DO MAIOR REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA DO ESTADO DE MINAS GERAIS – 36.000 HECTARES, ONDE ESTÃO LOCALIZADAS AS PMP’S EM ESTUDO. PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL	62
FIGURA 2: IMAGEM DE SATÉLITE DA POSIÇÃO DAS PARCELAS DE MONITORAMENTO PERMANENTES (PMP’S). A – LAGOA PRETA (LP), ÁREA DE PROVÁVEL OCORRÊNCIA DE ANTIGOS PALEOCANAIS DO RIO DOCE. B – LAGOA CENTRAL (LC), ÁREA DE MÉDIO DECLIVE COM DRENAGEM SAZONAL NA VERTENTE INFERIOR. C – GARAPA TORTA (GT), ÁREA DE DECLIVE MEDIANO COM A PRESENÇA DE CLAREIRAS. D – LAGOA DO ANÍBAL (LA), ÁREA DE ALTO DECLIVE E LIANAS HIPERABUNDANTES. PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MINAS GERAIS, BRASIL. FONTE: GOOLGE EARTH.	65
FIGURA 3: DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE DENSIDADE DE MADEIRA ($G.CM^{-3}$) PARA AS ESPÉCIES DE ÁREAS PRIMÁRIAS E SECUNDÁRIAS ($DAP \geq 10$ CM) DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL.	70
FIGURA 4: VARIAÇÃO GERAL DO INCREMENTO EM AGB NOS ANOS ($MG.HA^{-1}.ANO^{-1}$), CONSIDERANDO A MÉDIA GERAL DO PERD. LETRAS IGUAIS INDICAM AUSÊNCIA DE DIFERENÇA SIGNIFICATIVA ENTRE OS PERÍODOS. A LINHA PONTILHADA REPRESENTA À PRECIPITAÇÃO ANUAL DO PERD (PCD 30800). □ MÉDIA±SE, I MÉDIA±0.95 DE INTERVALO DE CONFIANÇA.	72
FIGURA 5: A – ESTIMATIVAS BIOMASSA ACIMA DO SOLO – AGB EM 2010 ($MG.HA^{-1}$) E B – INCREMENTO MÉDIO ANUAL ($MG.HA^{-1}.ANO^{-1}$) DE CADA PMP PARA O PERÍODO DE 2005	

A 2010. LETRAS IGUAIS INDICAM AUSÊNCIA DE DIFERENÇA SIGNIFICATIVA ENTRE AS PMP'S. LP – LAGOA PRETA; LC – LAGOA CENTRAL; LA – LAGOA DO ANÍBAL; GT – GARAPA TORTA. PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL.	73
FIGURA 6: MUDANÇAS RELATIVAS NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO (AGB) PARA AS QUATRO PMPs DENTRO DOS INTERVALOS DE MONITORAMENTO NO PERÍODO DE 2005 A 2010. A LINHA CINZA REPRESENTA A PRECIPITAÇÃO DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MINAS GERAIS, BRASIL.	74
FIGURA 7: VARIAÇÃO DAS TAXAS DE RECRUTAMENTO E MORTALIDADE PARA O PERÍODO DE ESTUDO, CONSIDERANDO TODOS OS PARCELAS DE MONITORAMENTO PERMANENTES DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, MG – BRASIL. A ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) MOSTRA AUSÊNCIA DE DIFERENÇAS SIGNIFICATIVAS PARA O PERÍODO. □ RECRUTAMENTO E MORTALIDADE.	75
FIGURA 8: DIAGRAMA DE CONTORNO OBTIDO PELO MÉTODO DE INTERPOLAÇÃO POR KRIGAGEM, DEMONSTRANDO A MUDANÇA NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO – AGB EM MG PARA O PERÍODO DE 2005 A 2010, NAS 4 PMPs EM ESTUDO NO PERD. TONALIDADES DE VERDE CLARO INDICANDO PERDA DE AGB NA PMP E DEMAIS TONALIDADES INDICANDO INCREMENTO DE AGB NO PERÍODO DE ESTUDO.	76
FIGURA 9: GRÁFICO DE DISPERSÃO COM A ESTATÍSTICA DE SPEARMAN NEGATIVAMENTE CORRELACIONADA ENTRE A BIOMASSA (AGB) E AS TAXAS DE MORTALIDADE PARA AS PMP'S DO PERD.	77
FIGURA 10: VISÃO DO PERD (VERDE ESCURO) E O CONJUNTO DE LAGOAS (PRETO), RESSALTANDO SUA LOCALIZAÇÃO NUMA REGIÃO DENOMINADA COMO DEPRESSÃO INTERPLANÁLTICA DO RIO DOCE, SENDO FORMADA PELOS VALES DO RIO DOCE E DO RIO PIRACICABA. À ESQUERDA A SERRA DE MARLIÉRIA E À DIREITA, EM AZUL, O RIO DOCE. FONTE: HIRSCH (2009).	90
FIGURA 11: GRÁFICOS REPRESENTANDO O AJUSTE DA EQUAÇÃO ALOMÉTRICA ATRAVÉS DA DISTRIBUIÇÃO GAMA DE RESÍDUOS PARA AS ESTIMATIVAS DAS ALTURAS INDIVIDUAIS DAS ÁRVORES DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – PERD. N=450; DEGREES OF FREEDOM – DF: 448; AKAIKE INFORMATION CRITERION – AIC: 2225.	91
FIGURA 12: LOCALIZAÇÃO DO MAIOR REMANESCENTE DA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA DO ESTADO DE MINAS GERAIS – 36.000 HECTARES, ONDE ESTÃO LOCALIZADAS AS PARCELAS DE MONITORAMENTO PERMANENTE EM ESTUDO. PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL.	106
FIGURA 13: TAXAS MÉDIAS DE CRESCIMENTO DIAMÉTRICO (CM.ANO ⁻¹) E INCREMENTO DE BIOMASSA – AGB (KG.IND.ANO ⁻¹) NAS DIFERENTES CLASSES DIAMÉTRICAS. NOTAR LOG 10 NO EIXO Y. PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL. LETRAS IGUAIS INDICAM AUSÊNCIA DE DIFERENÇA SIGNIFICATIVA ENTRE AS CLASSES.	110
FIGURA 14: ANÁLISE GERAL DA VARIAÇÃO TEMPORAL DAS TAXAS DE CRESCIMENTO MÉDIO (CM.ANO ⁻¹) DO PERD POR CLASSES DIAMÉTRICAS (CM) E PRECIPITAÇÃO ANUAL (MM). BARRAS VERTICAIS REPRESENTAM O ERRO PADRÃO. PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL.	111
FIGURA 15: VARIAÇÃO DO INCREMENTO DIAMÉTRICO (CM.IND ⁻¹) E DE BIOMASSA – AGB (KG.IND ⁻¹) PARA A COMUNIDADE DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, MG – BRASIL,	

DURANTE OS DIFERENTES INTERVALOS DE AMOSTRAGEM (2005 – 2010). LINHA PONTILHADA VERTICAL REPRESENTANDO O VALOR MÉDIO DO EIXO X.	112
FIGURA 16: DISTRIBUIÇÃO ASCENDENTE DAS ESPÉCIES REPRESENTANTES DO QUARTIL SUPERIOR DO ÍNDICE DEMOGRÁFICO (GRUPO DE ALTAS TAXA DE CRESCIMENTO). LINHA PONTILHADA REPRESENTANDO A MÉDIA DO GRUPO. MÉDIAS DE CADA ESPÉCIE CALCULADAS POR TODO PERÍODO DE AMOSTRAGEM (2005 – 2010). PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL.	113
FIGURA 17: DISTRIBUIÇÃO ASCENDENTE DAS ESPÉCIES REPRESENTANTES DO QUARTIL INFERIOR DO ÍNDICE DEMOGRÁFICO (GRUPO DE BAIXAS TAXA DE CRESCIMENTO). LINHA PONTILHADA REPRESENTANDO A MÉDIA DO GRUPO (0 CM.ANO⁻¹). MÉDIAS DE CADA ESPÉCIE CALCULADAS POR TODO PERÍODO DE AMOSTRAGEM (2005 – 2010). PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL.	114
FIGURA 18: BOX PLOTS DA VARIAÇÃO DAS TAXAS RELATIVAS DE CRESCIMENTO (%.ANO⁻¹) PARA CADA ANO DE AMOSTRAGEM NO PERD AGRUPADOS PELOS QUARTIS DE CRESCIMENTO (ÍNDICE DEMOGRÁFICO DE CRESCIMENTO). LINHA INTEIRA REPRESENTANDO À MÉDIA E LINHA PONTILHADA A TAXA DE CRESCIMENTO NULA. PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE – MG, BRASIL.	115

***DINÂMICA E OS ESTOQUES DE CARBONO
NA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA – BRASIL***

INTRODUÇÃO

O carbono é o quarto elemento mais abundante do planeta. Somente na Amazônia estima-se que os estoques de carbono presentes em todos os compartimentos florestais estejam em torno de 100 bilhões de toneladas, o que é equivalente a mais de 10 anos de todas as emissões mundiais de combustíveis fósseis (Malhi *et al.*, 2006; Davidson *et al.*, 2012). Conseqüentemente, alterações nos estoques de carbono florestal, pela mudança no uso da terra, têm impactos significativos sobre as mudanças climáticas globais (Kelling & Phillips, 2007).

O monitoramento anual de Parcelas de Monitoramento Permanentes (PMP's) em florestas tropicais é considerado um dos métodos principais para quantificar sua biomassa e os estoques de carbono, bem como avaliar alterações nos padrões da dinâmica florestal, através das taxas de mortalidade, recrutamento e *turnover* (Philips *et al.*, 2004; TEAM, 2010). Estudos em parcelas permanentes de monitoramento em longo prazo são capazes de relacionar alterações na estrutura e na dinâmica da floresta, diferenciando efeitos relacionados a mudanças climáticas ou a ciclos naturais, sejam eles sazonais, anuais ou mesmo de décadas. Estes dados, aliados as informações da dinâmica de crescimento da floresta tropical, são a chave para a melhor compreensão das alterações dos mecanismos ecológicos frente a um cenário de rápidas alterações globais do clima e desenvolvimento de assertivas estratégias de manejo e conservação florestal.

Recentemente, Davidson *et al.*, (2012) publicaram uma revisão dos conhecimentos adquiridos em mais de 10 anos de monitoramento da floresta Amazônica pelo projeto LBA, sendo possível verificar e relacionar importantes transições biofísicas e socioeconômicas da região nesse período. Essas redes de monitoramento modificaram significativamente o conhecimento histórico de toda a região amazônica. Contudo, grandes redes de monitoramento anual estão focadas principalmente na Amazônia, enquanto em que biomas como o Cerrado e Mata Atlântica, iniciativas de monitoramento em rede através de uma metodologia padronizada, com um banco de dados associado e integrado, são ainda recentes e pontuais.

A Mata Atlântica é considerada como um dos biomas mais importantes do planeta, sendo o quinto ecossistema mais ameaçado do mundo, atrás apenas de florestas localizadas na Nova Zelândia, Indonésia, Malásia e Filipinas. Originalmente sua área cobria todo o litoral brasileiro com 1,3 milhões de Km² de extensão distribuídos em 17 estados do

território brasileiro. Atualmente, restam apenas 12% de sua extensão original (Ribeiro *et al.*, 2009). A conservação da Mata Atlântica é de importância extrema para o bem estar dos 123 milhões de pessoas, 67% da população brasileira, que vivem em sua área de abrangência original e precisam de seus serviços ambientais, como a regulação do fluxo dos mananciais, assegurar a fertilidade do solo, controlar o equilíbrio climático, além de proteger escarpas e encostas das serras (MMA, 2011). Somente no período de 2005 a 2008 a Mata Atlântica perdeu mais de 102 mil hectares de sua cobertura original, a uma taxa média de 34 mil hectares por ano de desflorestamento (SOS Mata Atlântica & INPE, 2009). Na bacia do médio rio Doce esta realidade é ratificada pelo alto processo de degradação das florestas advindo do uso extensivo do solo, apesar de essa área possuir reconhecidamente ambientes de altíssima riqueza e diversidade de espécies (França, 2008). A despeito de todo o histórico de degradação a Floresta Tropical Atlântica brasileira ainda possui alta biodiversidade e alto grau de endemismo, sendo considerada como um *hotspot* mundial (Myers *et al.*, 2000).

O presente trabalho foi realizado no maior remanescente da Floresta Tropical Atlântica de Minas Gerais – o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), reconhecido como uma Zona Núcleo da Reserva da Biosfera pela UNESCO. O PERD ainda é considerado de “Importância Biológica Extremamente Alta” pelo Ministério do Meio Ambiente e declarado como “Área de Especial Importância Biológica” (nível de mais alta importância da categoria) pelo Governo do Estado de Minas Gerais, possuindo a maior reserva genética de Mata Atlântica do Estado. Todo o trabalho apresentado é fruto da análise de 06 anos de monitoramento anual em Parcelas de Monitoramento Permanentes (PMP’s), resultando em mais de 12 mil registros anuais de árvores, seguindo um protocolo de monitoramento internacional que visa a produção de dados comparáveis regionalmente, bem como compatíveis para análises florestais globais.

O primeiro capítulo da tese, intitulado: “*Tropical Forest and Carbon Stock’s Valuation: A Monitoring Policy*” visa fornecer as principais diretrizes de planejamento, passando pela implantação e análises dos dados em parcelas de monitoramento permanentes em áreas de florestas tropicais. Também é discutida a importância da quantificação de carbono nas florestas como forma de atribuir valor aos serviços ambientais prestados pela floresta, subsídio para a geração de políticas públicas que envolvam a conservação, melhoria da qualidade de vida de populações locais, bem como assertivas estratégias de manejo florestal em um cenário de alterações climáticas globais. O segundo capítulo apresentado: “*Mudanças na dinâmica e na biomassa da Floresta Tropical Atlântica:*

Monitoramento de um hotspot mundial” traz resultados inéditos sobre a variação interanual da dinâmica e da biomassa nas florestas primárias e secundárias, correlacionadas principalmente aos dados de precipitação anual coletados diretamente no PERD. Neste capítulo é ainda desenvolvida uma equação alométrica para as alturas das árvores do PERD. No terceiro capítulo da tese: “*Variações das taxas de crescimento de espécies arbóreas da Floresta Tropical Atlântica – Brasil*” procuramos estabelecer os principais padrões de crescimento diamétrico interanual da floresta atlântica e sua relação com as taxas de precipitação anual.

Através dessa sistemática de apresentação e análise dos dados pode-se dizer que os principais objetivos do presente trabalho são:

- ✓ Demonstrar a importância da padronização da aplicação de um protocolo de monitoramento que visa resultados mensuráveis, reportáveis e validáveis;
- ✓ Verificar a existência de variações interanuais nas taxas de mortalidade, recrutamento e *turnover* nas parcelas permanentes de monitoramento do PERD;
- ✓ Avaliar a influência da precipitação na dinâmica, na biomassa e no crescimento diamétrico florestal;
- ✓ Avaliar a influência da precipitação anual em diferentes guildas de crescimento espécie-específica;
- ✓ Contribuir para a formulação de estratégias de manejo e a criação de políticas públicas de valoração das formações florestais da Mata Atlântica.

INTRODUCTION

Carbon is the fourth most abundant element on the planet. Considering only the Amazon Rainforest, it is estimated that carbon stocks present in all forest compartments are around 100 billion tons, which is equivalent to more than 10 years of all global fossil fuel emissions (Malhi *et al.*, 2006; Davidson *et al.*, 2012). As a result, changes in forest carbon stocks, due to change in landscape use, have significant impacts on global climate change (Kelling; Phillips, 2007).

Annual monitoring of tropical forests is considered the most important method to quantify their biomass and carbon stocks. Furthermore, it is also considered the main method to evaluate changes in patterns of forest dynamics, through mortality, recruitment and turnover rates (Philips *et al.*, 2004; TEAM 2010). Studies on permanent monitoring plots (PMP's) are able to relate changes in the structure and dynamic of the forest, differentiating effects related to climate change or natural cycles, regardless of whether they are seasonal or annual. These data, combined with information on the tropical rainforest growth dynamics, are the key to a better understanding of the ecological mechanisms against a setting of rapid global climate changes and development assertive management strategies for forest conservation.

Recently, Davidson *et al.* (2012) published a review on the knowledge acquired in more than 10 years of monitoring the Amazon Rainforest by the LBA project, and it is possible to verify and relate important biophysical and socioeconomic transitions in the region during this period. These monitoring networks changed significantly the historical knowledge about the entire Amazon region. However, large annual monitoring networks are focused mainly in the Amazon, whereas network monitoring initiatives through a standardized methodology, with an associated database and integrated, in biomes such as Cerrado and Atlantic Forest are still recent and specific.

The Atlantic Forest is considered one of the most important biomes on the planet. It's the fifth most endangered ecosystem in the world, behind only forests located in New Zealand, Indonesia, Malaysia and Philippines. Originally its area covered the entire Brazilian coast with 1.3 million km² extension distributed in 17 Brazilian states. Currently, there is only 12% of its original biome (Ribeiro *et al.*, 2009). The Atlantic Forest conservation is extremely important to the welfare of 123 million people, 67% of Brazilian population, who live in its area and need its environmental services, such as regulating the flow of water sources,

ensuring soil fertility, controlling the climate balance, besides protecting cliffs and mountain slopes (MMA, 2011). Considering only the period from 2005 to 2008, the Atlantic Forest lost more than 102,000 hectares of its original cover, with an average deforestation rate of 34,000 hectares per year (SOS Atlantic Forest & INPE, 2009). In the Rio Doce watershed, although the area is acknowledged to have environments of high richness and species diversity, this reality is confirmed by the high degradation process arising from the extensive landscape use for planting and livestock (França, 2008). Despite all the historical of degradation, Brazilian Atlantic Rainforest still has high biodiversity and high endemism and it is considered a global hotspot (Myers *et al.*, 2000).

This study was conducted in the largest remnant of the Atlantic Rainforest of Minas Gerais, Brazil – the Rio Doce State Park (Parque Estadual do Rio Doce – PERD), recognized by UNESCO as a Core Zone of the Biosphere Reserve. PERD is also considered an area of "Extremely High Biological Importance" by the Ministry of Environment and declared as an "Area of Special Biological Significance" (highest level of importance of the category) by the government of the State of Minas Gerais. It holds the state's largest Atlantic Forest genetic reserve. The study presented here comes from the analysis of 06 years of annual Permanent Monitoring Plots (PMPs), resulting in over 12,000 annual records of trees, following an international monitoring protocol which aims to produce data that are regionally comparable as well as compatible for global forest analysis.

The first chapter of this thesis, called "*Tropical Forest and Carbon's Stock Valuation: The Monitoring Policy*", aims to provide the main guidelines for planning, through implementation and analysis of data from permanent monitoring plots in tropical forest areas. We also discussed the importance of quantifying carbon in forests as a way of assigning value to the environmental services provided by forests, developing subsidy to generate public policies involving conservation, improvement quality of life of local populations and promote assertive forest management strategies in a scenario of global climate changes. The second chapter, called "*Changes in the dynamics and biomass of Atlantic Tropical Forest: tracking a global hotspot*", brings unprecedented results on the dynamics and interannual variation of biomass in primary and secondary forests, mainly correlated to annual precipitation. This chapter also developed an allometric equation for PERD's trees heights. In the third chapter, called "*Variations in growth rates of tree species of Atlantic Rainforest – Brazil*", we sought to establish the main patterns of interannual diameter growth of the Atlantic Forest and its relationship with annual precipitation rates.

Through this systematic of presentation and analysis of data the main objectives of this thesis were to:

- ✓ Demonstrate the importance of standardization methodologies aiming Real, Measurable and Valid (RMV) results;
- ✓ Check for interannual variations in mortality, recruitment and turnover rates in Permanent Monitoring Plots at PERD;
- ✓ Evaluate the influence of precipitation rates on dynamics, biomass and forest diameter growth;
- ✓ Evaluate the influence of annual precipitation in different guilds of species-specific growth;
- ✓ Contribute to the formulation of management strategies and public policies for valuation forestry formations in the Atlantic Tropical Forest.

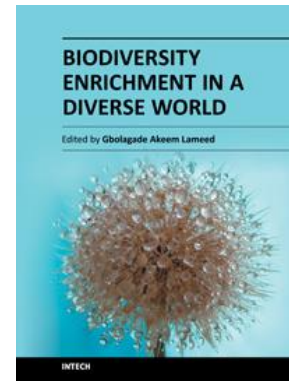
REFERENCES

- Davidson, E.A., Araújo, A.C., Artaxo, P., Balch, J.K., Brown, I.F., Bustamante, M.M.C., Coe, M.T., *et al.* 2012. The Amazon basin in transition. *Nature*. 481, 321-328.
- França, G.S. 2008. Relações florísticas e heterogeneidade de espécies arbóreas em remanescentes de Mata Atlântica da bacia do rio Doce, Minas Gerais – Espírito Santo, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Malhi, Y., Wood, D., Baker, T.R., Wright, J.A., Phillips, O.L., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., *et al.* 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Glob. Change Biol.* 12, 1107-1138.
- MMA. 2011. Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Guedes, F.B. & Seehusen, S.E. (Eds.). Série Biodiversidade 42. 276 p.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Keeling, H.C., and Phillips, O.L. 2007. The global relationship between forest productivity and biomass. *Global Ecol. Biogeogr.* 16, 618-631.
- Phillips, O.L., Baker, T.R., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Lewis, S., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., *et al.* 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philos. Trans. R. Soc., B.* 359, 381-407.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., and Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141-1153.
- SOS Mata Atlântica & INPE. 2009. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2005-2008. SOS Mata Atlântica. São Paulo.
- TEAM. 2010. Vegetation Protocol Implementation Manual, vol. 1.5: Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington, D.C.

CAPÍTULO 1 – MONITORAMENTO DE FLORESTAS TROPICAIS E DOS ESTOQUES DE CARBONO: UMA POLÍTICA DE VALORAÇÃO

CHAPER 1 – TROPICAL FOREST AND CARBON STOCK'S VALUATION: A MONITORING POLICY

Thiago METZKER*¹
Tereza C. SPÓSITO²
Britaldo S. FILHO³
Jorge A. AHUMADA⁴
Queila S. GARCIA²



¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (ECMVS), Brazil*;

² Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), CP 486, CEP 31270-970, Belo Horizonte, Brazil;

³ Departamento de Geociências, UFMG, Belo Horizonte, Brazil;

⁴ Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA;

***Correspondence author: Thiago Metzker**

E-mail: thiagobio@ufmg.br

Metzker, T. et al. 2012. Tropical Forest and Carbon Stock's Valuation: A Monitoring Policy. In: Lameed, G.A (ed.). Biodiversity Enrichment in a Diverse World. InTech, pp. 171-194.

RESUMO

MONITORAMENTO DE FLORESTAS TROPICAIS E DOS ESTOQUES DE CARBONO: UMA POLÍTICA DE VALORAÇÃO.

As florestas tropicais são consideradas grandes epicentros de biodiversidade e estocam cerca de 40% de todo o carbono terrestre. Mudanças do uso do solo por queimadas provocam a perda de biodiversidade fazendo com que as florestas se tornem grandes emissoras de carbono para a atmosfera. Este recente ciclo antropogênico possui sérias implicações para a humanidade por acelerar as mudanças climáticas no planeta. Frente à mudança nos processos ecológicos naturais e contínua perda de serviços ecossistêmicos, nosso trabalho objetiva discutir a importância de se planejar e implantar Parcelas de Monitoramento Permanentes (PMP's). A implantação de PMP's é a única maneira de monitorar mudanças na biodiversidade e nos estoques de carbono em grandes áreas florestais. Do planejamento, passando pela implantação e análises dos dados são discutidas as principais técnicas utilizadas para o monitoramento em longo prazo de sítios de florestas tropicais. Mais do que a geração de *papers* científicos os dados de monitoramento devem interagir com a formulação de políticas públicas e a melhora da qualidade de vida das comunidades locais. Agregar valor aos dados de carbono obtidos nas PMP's, bem como aos serviços ambientais prestados pelas florestas, é considerado uma maneira efetiva de implantar estes programas.

Palavras-chave:

Florestas Tropicais; Mata Atlântica; Parcelas de Monitoramento Permanente; Políticas Públicas.

ABSTRACT

TROPICAL FOREST AND CARBON STOCK'S VALUATION: A MONITORING POLICY

Tropical forests are considered large epicenters of biodiversity and they store close to 40% of the Earth's total carbon stocks. Different models of the landscape use due to burning provoke a loss of this biodiversity, resulting in forests emitting significant amounts of carbon into the atmosphere. This recent anthropogenic cycle has serious implications for humanity due to the acceleration of climate changes on the planet. With changes in natural ecological processes and ongoing loss of ecosystem services, this chapter aims to discuss the importance of planning and implementation of Permanent Monitoring Plots (PMP's). The establishment of PMPs is one way to monitor changes in biodiversity and carbon stocks over large areas. From planning, through implementation and data analysis, the key techniques used for monitoring tropical forest sites over the long term will be discussed. Beyond the creation of scientific papers, monitoring data should impact the development of public policies and the improvement of quality of life for local communities.

Keywords:

Tropical Forests; Brazilian Atlantic Forest; Permanent Monitoring Plots; Public Polices.

1 INTRODUCTION

Carbon is the fourth most abundant element on Earth. It is estimated that the world's forests store 283 gigatonnes (1Gt = 1 billion tons) of carbon in their biomass alone and 638 Gt of carbon in the ecosystem as a whole (to a soil depth of 30 cm). Thus, forests contain more carbon than the entire atmosphere. Carbon is found in forest biomass and dead wood, as well as in soil and litterfall [1]. Consequently, changes in forest carbon storage, resulting from a shift in land use, have a significant impact on global climate change [2].

Change in climate occur naturally, through processes operating on a geologic time scale. For example, the main species presently inhabiting the planet have survived climate changes during the Pleistocene, adjusting their geographical distribution to weather conditions. However, the speed and magnitude of changes that have been occurring in the Earth's climate system since the Industrial Revolution are currently of great concern. In 1991, the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) published a first report about global temperature increases caused by the intensification of the greenhouse effect. After this official announcement, the IPCC has established different working groups with scientists from various parts of the world in order for them to meet and compile as much information as possible and to update scientific predictions about the climatic future of the planet. The reports that have been produced by the international scientific community are considered as the main reference for global climate change.

Currently, scientific societies question the capacity of the present biota to tolerate such changes, in an environment that has been highly fragmented by human intervention and where what is still left intact is confined within protected areas. Changes within biota can result in changes in the ecosystem services they provide. Human well-being depends directly and indirectly on the environmental services provided for free by the natural world, including climate regulation, soil formation, erosion control, carbon storage, nutrient cycling, provision of water (both quality and quantity), maintenance of hydrological cycles, preservation of genetic resources, scenic beauty, among others [3]. Furthermore, tropical forests contain 50% of all world species and are considered mega-diverse environments. Therefore, changes in any of these environment services can have serious consequences for biodiversity, for the natural carbon cycle and the hydrological cycle, which may in turn alter the world economy and affect the everyday life of humans and other species on the planet.

How can these changes be monitored? One way to monitor biodiversity and carbon stocks over large areas is through the establishment of forest inventories. These are effective tools for estimating the type, amount and condition of forest resources over large areas [4]. The regular collection of measurements within Permanent Monitoring Plots (PMPs), combined with the use of statistical techniques, provide a baseline for assessing changes in the structure and dynamics of a forest and permit the construction of predictive models [5]. In the last decade, there has been a large increase in the installation of PMPs in different tropical forest sites around the world, especially in the Amazon Rainforest, where large monitoring networks (TEAM, PELD, CTFS, RAINFOR, LBA, REDEFOR, PDBFFE and CIFOR) have been established. These programs increase the level of understanding of ecological systems, transforming the knowledge base [6]. However, there are still serious deficiencies in estimating carbon stocks and other components in different types of tropical forests.

Within the current political and environmental international situation it is vital that all countries, whether or not signatories of the Kyoto Protocol, do promote initiatives to monitor their biodiversity and their carbon stocks. These data are strategic for each country because they indicate where and how the management of natural resources can bring benefits to local people (local scale), they support the creation of public policies that can become part of the country's legislation (regional scale) and promote policies for adaptation to an increased vulnerability to climate change (global scale).

This chapter, *“Tropical Forest and Carbon Stock’s Valuation: A Monitoring Policy”*, incorporates parts of the TEAM (Tropical Ecology Assessment Monitoring) protocol [7] and the knowledge generated over six years of monitoring permanent plots in an area of the Atlantic Rainforest in Brazil. It aims to discuss the importance of planning and implementation of PMPs, the main techniques used, and the errors associated with them. Biomass, carbon stock calculation techniques and data analysis will also be discussed, among other topics. Data collection and analysis have a greater value when incorporated into natural resource management policies, such as Payment for Environmental Services (PES), which are provided by nature. A comprehensive approach involving stakeholders at all levels, from the local to the global scale, is essential for the success of integrated policies. Each of the topics listed below will be presented with the aid of practical examples, figures and tables, in order to allow readers the opportunity to fully engage with the subject matter and, most importantly, to begin to understand how to apply these practices in their own social and environmental contexts.

2 INVENTORY DATA

2.1 METHODS FOR ESTABLISHING PERMANENT MONITORING PLOTS (PMPS)

The establishment of vegetation monitoring networks is a strategy that aims to develop an integrated database through systematized collections using a single monitoring protocol on various sites. In the vegetation network implementation, it is extremely important that the database management team be clear about the questions to be asked and the objectives for the collection of field data. This systemization has implications directly related to the method of collection and the definition of the protocol for implementation and monitoring. The primary analyses to be conducted also must be predefined as they too have a direct impact on the sample design and the means of data collection.

During the planning of a monitoring network, it is important to keep in mind that the key objective is to conduct large-scale analyses that can speak to physiognomy, biomes and wider generalizations. This scale of work is fundamental in order to accomplish robust analyses and to study broad-scale ecological processes. However, it should be noted that local and regional data and publications are also part of this network as they promote the development of local scientific knowledge, along with the participation of the team responsible for the collection of field data. These initiatives encourage cooperation and sharing of experience, in addition to motivating those who are responsible at the local level to continue the work of monitoring once the objectives and results of the initiative are made clear to all involved.

The means of disseminating results should also be defined in the planning phase. For example, during this phase, contact can be made with the editors of scientific journal where there is an intention to publish, in order to establish a connection with the journal and develop credibility for a strong relationship. The sharing of the monitoring protocol, the initial results and the key conclusions at national and international conferences provides visibility for the project and stimulates ongoing discussions with other researchers in the topic area. This interaction and sharing of experience always benefit the project as they increase quality and strengthen key elements. The network planning team should also identify other forms of communication for scientific dissemination, such as specialized documentaries, news networks, community sites and scientific blogs. These promote dissemination and constructive discussion of the conclusions and methods of the published initiative. Another

tactic that can make a significant contribution to successful monitoring over the long term by strengthening relationships with local teams is the development of news releases in the local language where the data was collected.

As with any good plan, the protocol must be rigorous. Several protocols for monitoring tropical forests are available including RAINFOR's [8], TEAM's [7] and the Smithsonian's Center for Tropical Forest Science [9]. However, it must also be flexible enough to be adapted and to evolve naturally according to the knowledge generated during the planning process, as well as to the local reality of each site. Ongoing workshops with the local team guarantee that acquired experience is formally recorded, in addition to facilitating the continuous improvement of the protocol by applying experience acquired through its execution *in situ*.

2.2 GEOPROCESSING TECHNIQUES FOR AREA SELECTION

Many field procedures involve high costs due to transportation and logistics. Therefore, prior to any field procedure, errors in area selection can be minimized by careful planning using geoprocessing techniques. In addition to playing an important role in the preliminary phase (planning), these tools are also very useful in the data analysis phase. When these instruments are used extensively by a qualified professional, significant economies of time and financial resources can be achieved.

After clearly defining the objectives for the implementation of the monitoring network, the next phase is the selection of potential areas to house the plots. The use of GIS allows for a more confident selection of the target areas since it works with georeferenced bases and shapes which allow for simulation of PMPs implemented in practically any location in the world. These areas can be selected by process of elimination from those that, for example, do not have the required attributes or by selection of multiple criteria that involves interpolation of various bases. Through experience acquired in the implementation and monitoring of PMPs, we understand that the minimal criteria for exclusion of target areas for monitoring include:

- ✓ Areas that possess accentuated declivity;
- ✓ Areas that are not easily accessible and complicate field logistics;
- ✓ Areas with creeks, swamps, lakes and rivers;
- ✓ Areas that have significant spatial heterogeneity;
- ✓ Areas that have variations in the type of soil.

Assuming that the objective of monitoring is to evaluate the temporal dynamics of primary vegetation areas, the areas that are not located in Conservation Units can be excluded first. It is understood that forested areas protected by law in any part of the world represent the highest percentage of protected primary areas. After this first filter, the layers or shapes that meet the exclusion criteria cited above are applied. This type of cut is made relatively quickly, while still in the office, but can reduce a universe of potential samples by more than 90% in certain regions of the world, thus optimizing the accuracy and use of the project's financial resources.

Following elimination of the areas not selected for the sample, the professional responsible for the GIS technology should create polygons capable of housing the future PMPs so that random samples can be selected from within the universe of possible options, thus establishing statistical confidence for the sample. Another important point is that the PMPs should be replicated in areas where there is similar physiognomy, so that means, errors and reliable statistics can be obtained.

It is of fundamental importance for the field team that thematic maps be developed by the GIS team. These maps should be easy to visualize and understand, with current satellite images and superimposed colored sketches of the PMPs in various layers. Essential factors for successful field work include the standardization of symbols, language and scale of work, as well as pre-definition of a standard datum, and being in a system of unique coordinates compatible with the use of local GPSs. The field maps should also be plasticized to avoid stains and tears which can often occur with the use of these materials in the middle of the forest.

2.3 CHOOSING TARGET AREAS

The field team should also be very clear about the objective of monitoring. When the project's primary issue is related to the dynamics of areas in recovery or to the

differences between primary and secondary vegetation areas, area selection involves different parameters. When the question is focused on temporal variations in areas of intact vegetation in the climactic stage, area selection will be directed primarily toward areas protected by legal mechanisms in each region, ensuring that there will be no interference in the plot throughout the years of monitoring. Depending on the objective, criteria for inter-site analysis can also be established, such as a latitudinal gradient temperature or rainfall gradient, soil gradient, etc.

Once all criteria have been established, the field team should depart in order to locate and validate the target areas *in situ*. In addition to being accompanied by local guides, the team should be supplied with basic field supplies as well as thematic maps developed by the GIS team, a GPS, a compass, and a camera for the validation or invalidation of areas previously defined by the GIS team. Additionally, the field team should have in your GPS all points and layers that were previously prepared by the GIS team. For example, see [10], for a complete data transfer protocol.

It is important that the field team be fully trained on the monitoring protocol and have the ability to independently decide at any given moment if an area truly possesses the defined selection criteria or if it would be better to search for a new area. This decision is a key since all monitoring throughout the years ahead will depend on the correct choice and demarcation of these plots. In order to select the best areas for PMPs to be implemented, various factors should be taken into consideration, including the homogeneity of the forest typology to be sampled, the existence of water courses, logistics, access, type of soil and inclination of the terrain.

Due to difficulties of orientation and localization in interior bush areas, the geographical coordinates should be checked and the location of the field team confirmed upon arrival at the target area. Once the location has been verified, a marker should be placed in the ground (a PVC tube of about 1.3 m can be used) to be the point of coordinates 0,0 (X, Y), which will serve as a reference point for the validation of the area as well as for future plot implementation. This point will be used to evaluate the area to decide whether or not it will be selected for PMP implementation. Thus, using a compass, the direction of the course should be read, so that the angle of the directions has a difference of 90° (straight angle). The course is followed in the first direction (X), remaining aligned with the lead angle on the compass, stopping every 20 meters to check the coordinates and the direction of the course. In the field, detours are very common during a walk/hike due to natural obstacles

such as fallen trees and branches, the presence of lianas or holes in the ground, or large trees that have to be circumvented. It is important in this verification phase, as well as in the PMP implementation phase, that knives and scythes are not to be used to open trails or forest passages as they can have a long term impact with significant implications on the dynamics of vegetation. Thus, when faced with a natural obstacle, the ideal would be for the team to circumvent it and return to the defined course in order to continue with area verification.

The team should be aware of sudden changes in the type of soil, the existence of accentuated declivity that was not possible to identify in the satellite images, or any other element that strongly differentiates the landscape and that could negatively impact the monitoring or the homogeneity of the plot. This should be recorded in a designated worksheet in order to justify the decision not to use the area in question. Once line X has been verified, the same procedure is conducted with line Y beginning from ground zero. If an area does not possess significant heterogeneity, the selection of the plot must be validated, assigning a number and a syllable to be used throughout the entire period of monitoring and analysis of that area (e.g. 01-LP).

2.4 IMPLEMENTATION OF PMPS IN THE FIELD

Once the entire validation process is complete, the actual marking of the PMP in the field is undertaken. On the day prior to departure, a checklist should be reviewed of all equipment required for field implementation, such as PVC tubes, rubber hammer, colored tape, polypropylene cord, compass, GPS, binoculars, clipboard, collection worksheets, plastic bags, masking tape, pencils, erasers and pens. In addition to support materials, specialized clothing must also be taken, such as boots, leggings and field jackets (with many pockets). The PMP implementation team should be comprised of at least 4 people, primarily to divide the weight of materials to be taken to the selected PMP area, as the tubes or stakes used to mark the chosen spots are very heavy and bulky.

Upon arrival at the PMP location previously marked as 0,0, a suitable location to leave all of the equipment should be identified, as well as an appropriate place to have snacks or lunch while in the field. This location, named "Support Station - SS" should be located in the outlying area of the PMP so that it does not interfere with the vegetation to be monitored on the plot. The ground should be covered by a light blue tarp (or any color that

strongly contrasts the forest floor), upon which all of the equipment should be placed to avoid loss. Again, it is imperative that the team be careful not to allow any type of vegetation (lianas, branches or shrubs) to be cut during plot implementation.

In the following example, we simulate the implementation of a 1 ha PMP (10.000 m²) according to the TEAM protocol for vegetation monitoring [7]. The size of the PMP will depend on the initial objective outlined by the team responsible for managing the project. The size of 1 ha is widely used in permanent plots whose objectives are related to monitoring the dynamics and carbon stocks for the site in question.

Starting at 0,0, two baselines (X, Y) should be projected, at 90° perpendicular angles, which will serve as reference points throughout the PMP implementation. Each baseline should be spiked every 20 meters, with their distance verified using a measuring tape and direction verified by reading the course angle on the compass. After the 6 spikes for each baseline have been duly marked and inserted into the ground, the entire line should be measured to confirm its length, which should be a total of 100 meters. Each spike placed every 20 meters should be sequentially numbered, as well as having its Cartesian coordinates on the plot recorded (e.g. 20, 0; 40, 0; 60, 0;...). Once line X has been completed, the formation of line Y can be undertaken using the same procedures previously followed.

Once the two baselines have been formed, the internal squares of the PMP can be developed. In order to close a PMP, two basic methods can be used: creating 5 lines parallel to baseline Y (Figure 1-B) or creating small 400 m² squares, forming sequential lines until the entire PMP is closed (Figure 1-A).

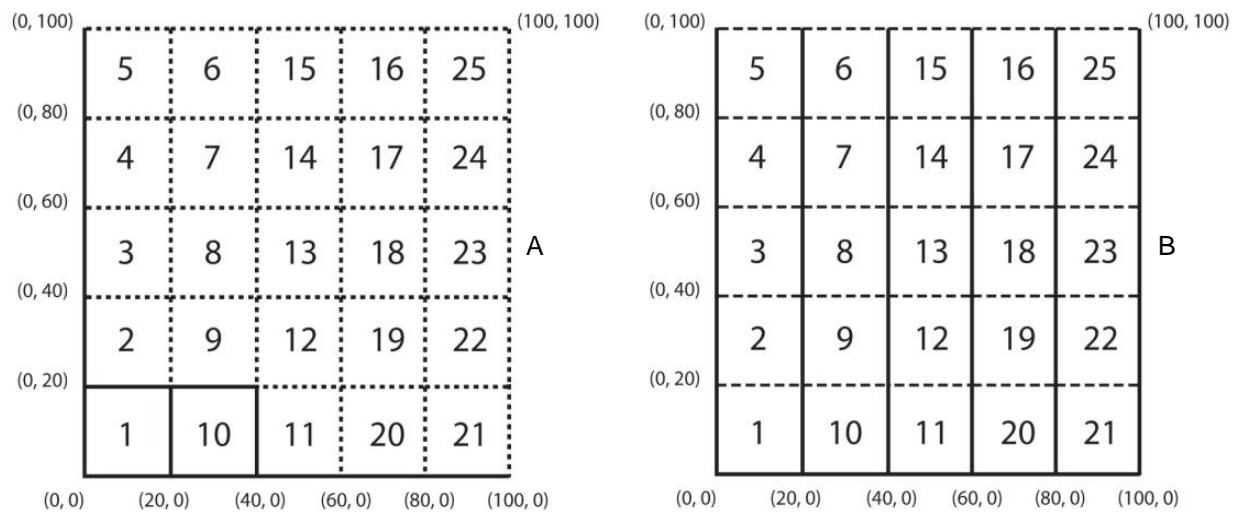


Figure 1: Sample structure of the Permanent Monitoring Plot (PMP), with 25 sub-plots. A – Means of closure using squares; B – Means of closure using lines. Adapted from TEAM (2010).

2.5 MARKING TREES

After marking the PMP, the individuals to be monitored are marked and data collection is undertaken. For studies related to long-term monitoring of the structure and dynamics of vegetation, it is common for the sample to include all individuals in the forest that have DBH ≥ 10 cm (Diameter at Breast Height). For studies of biomass and carbon stocks, individuals with DBH < 10 cm are not included, due to their low contribution to the total stocks of the PMP. In general, if the objective is to monitor changes in floristic composition and the biodiversity of the PMP, these smaller individuals should be incorporated into the monitoring.

In this case, all of the trees palms and lianas with a DBH greater than or equal to 10 cm should be marked and measured. The POM (Point of Measurement) is the point on the tree or liana where their respective diameters are measured. The POM is marked at 1.30 m with the help of a PVC tube graded at 1.60 m and 1.30 m to avoid error related to the different heights of the field markers. However, for individuals with tabular roots, sapopemas or buttress roots, the POM should be identified at 50 cm above the highest root (Figure 2). This is a valid change since it is common in forest inventories to find all stems with their DBHs measured at 1.30 m. When these data are inserted into allometric equations to

calculate biomass, they overestimate biomass, increasing the standard error of these calculations [9-13].

In the case of trees that have many deformities at the POM, a modular ladder up to 12 meters (4 modules of 3 meters each to make it easy to transport in the forest) should be used so that the best location on the tree can be selected for diameter measurement (Figure 2 and Figure 3). Leaning or fallen trees should have their DBH measured following the methodology above; however, the distance from the base should be measured from the underside of the tree (Figure 2) in order to obtain an accurate distance. For trees with multiple trunks, where forking occurs below 1.30 m, each trunk should be considered a separate individual (Figure 2), with the number of measurements matching the number of trunks for the tree.

Once the best area for DBH measurement has been selected, it should be painted with yellow paint. This can also be done with a type of stamp (stencil) that can be made out of a sheet of hard plastic that is cut in the center in the following dimension: 20 x 3 cm. After selecting the location to be painted, the stamp (stencil) is placed on the tree and the POM is painted (Figure 3). In addition to facilitating field work, this stamp also standardizes the width of the paint marking on the trees, thus reducing the possibility of errors in future tree measurements.

This marking should be re-done every two years so that the specific POM is not lost. In order to avoid errors related to POM marking, the height at which the POM is marked should be recorded in a designated field worksheet. This procedure, along with painting the POM, guarantees that the measurement will be done at the exact same point during re-census throughout the monitoring period.

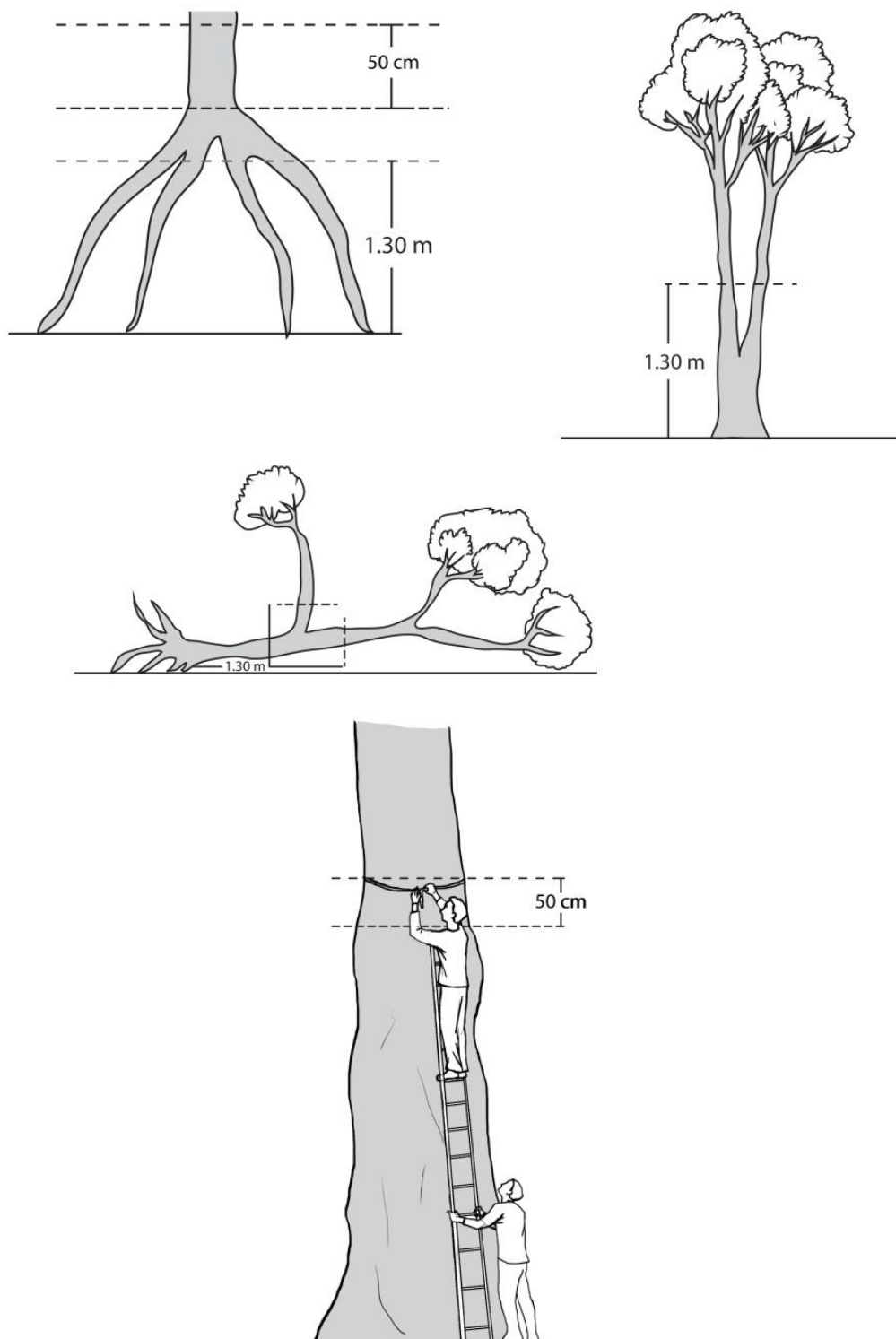


Figure 2: Details for marking trees with deformities in the field. A – For tabular roots, the POM is measured 50 cm above the last root; B – For multiple trunks, each is measured as a separate individual, provided the forking is below 1.30 m; C – For fallen trees, the distance is taken from the underside; D – For tall trees, the measurement should be done with the support of modular ladders.

All of the individuals selected should be marked with nails and aluminium tags using increasing numbers according to the layout within the PMP. The nail should always be a distance of 40 cm from the POM so that the nail hole does not damage the trunk and consequently alter the POM. It is very common to see trees in the forest that have significant deformities resulting from a small nail hole. Bacteria and pathogens can enter through this small orifice and cause significant stress to tree trunks. Another important point is that the nail should be pointed downward whereby the tag is touching the head of the nail, since it is common to see trees that envelop around the tags over time when the tags had been touching the trees themselves.



Figure 3: Details of marking big trees at Rio Doce State Park: Use of a modular ladder up to 12 meters and POM painting process using a stencil. Source: Metzker, T.

After numeration and marking are complete, each individual should be identified at the highest taxonomic level possible in the field. It is highly recommended that photos be taken of the collected branches and that a collection of each species within the PMP be maintained as a botanical collection specific to each region. The data should be recorded in field worksheets and branch samples that are not identified should be taken for laboratory activities, herbarium consultations and completion of taxonomic identification by specialists.

All field collections should be labelled with masking tape, recording their PMP number and reference code.

With the collection and identification of botanical material, local guidebooks can be developed for the identification of trees registered within the PMPs. The guidebook could include photos of dried plants, taxonomic identification, location of the species, whether or not there are medicinal purposes, and details about flowers or fruits. In collaboration with local experts, the production of this type of material strengthens relationships between project managers and the execution team, in addition to producing registered material that is easily understood by the local population.

2.6 CALIBRATION OF DIAMETER TAPE

As a result of the measurement process, diameter tape can become stretched or it may come from the factory already with small defects. Considering that the annual growth rate of a tree stratum in the forest is ~0.2 cm/year [14] small measurement errors can have a strong impact on the final results. In order to avoid this type of error, the diametric tape should be calibrated using an aluminium ruler prior to each census, thus maximizing the level of precision in the results.

2.7 MEASUREMENT CALIBRATION

Errors in reading the diametric tape or errors in the position of the tape on the tree can be common during the census, negatively impacting the processing and analysis of data. Therefore, prior to each census, it is also necessary to calibrate the technician responsible for measuring the trees.

On the first day of the census, all possible measurements should be completed within a given PMP. One or two days later, the same person who measured the trees on day one should return to the same area and re-measure all of the previously measured trees. The results are considered good if the one measuring the trees obtains a minimum of 70% accuracy, or 90% with less than 1 mm of error. If these parameters are not reached, the procedure is repeated, even with others doing the measuring, until the required precision is

obtained. The objective in each phase is to minimize potential errors that generally occur in field activities and which substantially impact data analysis.

2.8 CENSUS AND RE-CENSUS

The measurement of the individuals located in a PMP is the heart of the entire initiative. The measurements conducted during the first census should be done with careful attention so that the complete methodology for measurement and marking is constantly being verified and validated. Despite the fact that there are technicians responsible for data collection who are fully trained in the methodology, a copy of the measurement protocol and its specifications should be available for consultation in the field.

It is important to remember that the period for plot measurement (completion of the first census or re-censuses) should be defined by the analysis of a series of rainfall in the region under study so that the measurements can always be done at the same time of year, that is, in the month that has the least amount of precipitation. This strategy seeks to take advantage of the best transportation logistics, generally by ground, and to avoid the influence of rain in the diameter measurements since tree bark can become saturated with water, thus affecting/falsifying growth data.

For the individual measurement of trees, it is recommended that diametric tape (e.g. Diameter Tape – Forest Suppliers) be strictly used. The use of tapes that measure the circumference of individual trees, in order to later convert to diameter, increases estimation errors. The technician responsible for measurement should note, tree by tree, any loose bark, lichens, lianas or other factors that could impact diameter measurement. The technician cleans the measurement area by passing his/her hand along the trunk and then runs the diametric tape around it. Also responsible for worksheet data, the technician should seek to assist the one who is measuring the trees, primarily during the evaluation of large trees, in order to verify the correct position of the tape and to determine if there is anything between the tape and the tree.

During the annual re-censuses, the technician responsible for recording data in the worksheets should pay even greater attention to the data that are found to be divergent from the previous year's records, which could likely be due to an error in reading the diametric

tape. If an error is found, the technician should ask for a re-measurement and a re-reading of the diameter for recording in the worksheet.

Another important activity undertaken during the re-censuses is an active search throughout the PMP for new individuals to be included in the sample (recruits) and individuals that no longer exhibit vegetative activity (dead). All of the new trees, palms and lianas that have met the inclusion criteria ($DBH \geq 10$ cm) are included in the sample and the same marking methodology is followed. Individuals marked in the first census but which, during the re-census, did not exhibit vegetative activity or were not found after a detailed sweep of the plot, should be considered dead.

It is also possible that trees that had died in the previous year show activity through diametric growth or new growth. In this case, the processing worksheet should be modified, correcting the data recorded the previous year and including this individual once again in the sample since it was not actually dead.

3 ANALYZING DATA

3.1 TABULATION OF DATA

For all field activities related to planning, implementation and monitoring of PMPs, there should be specific worksheets. The standardization of the entry of information that will be generated is of fundamental importance to guarantee the quality of the data. Each worksheet should include the following information at minimum:

- ✓ PMP name and abbreviation;
- ✓ Complete date when the collection was done;
- ✓ Names of each of the team members;
- ✓ Number of each individual;
- ✓ Registration number of the sub-plot to which each individual belongs;
- ✓ Data related to the POM and DBH;
- ✓ Pertinent observations.

Upon completion of the field work, all of the worksheets used should be digitized, scanned, and saved in a digital file and then stored in a dry, safe place. These procedures assure that the original worksheets can be consulted in the case of duplicate or conflicting information, when typing errors occur, or when mistakes are made in noting information in the field. After digitizing the worksheet data, the new worksheets should be printed and evaluated by pairs for accuracy, followed by the correction of any confirmed errors.

3.2 SPATIAL MAPPING

Spatial mapping of the individuals marked in the PMPs allows for the possibility of analyses of the distribution of species or guilds in the forest. For these analyses, indices of aggregation, such as Morisita [15] or McGuinness [16], can be used, thus defining the spatial distribution of the individuals as aggregate, random or regular. This knowledge is fundamental to ecological analyses as it facilitates an understanding of how a certain species uses available resources in the forest. While the aggregation factor can vary within a species, in different diametric classes, it shows how the life stages of an individual can change the way it uses an available resource.

For mapping, each individual should have its Cartesian coordinates X and Y measured in the PMP. The distances can be measured using a 50 meter measuring tape or a digital measuring stick. It is important that a compass always be used to support the measurements so that the distances are consistently taken in a straight line with respect to the position within each sub-plot. In the example below (Figure 4), the individual marked in the PMP has Cartesian coordinates of X = 56.2 meters and Y = 74.3 meters.

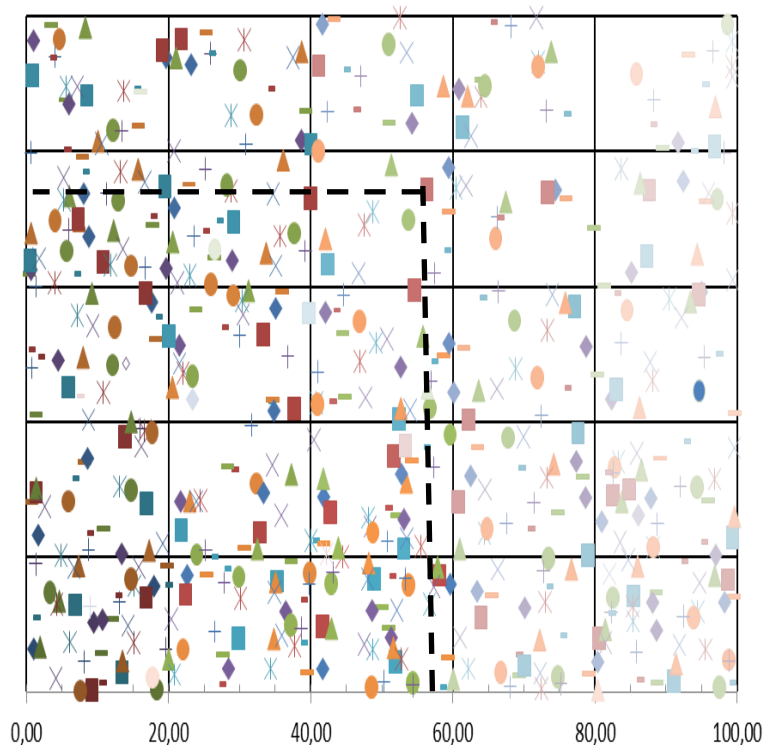


Figure 4: Example of the result of spatial mapping of the field individuals within the PMP at Rio Doce State Park – Minas Gerais, Brazil.

3.3 ESTIMATES OF BIOMASS AND CARBON STOCKS

The estimates of aboveground live biomass and the resulting carbon stocks can be obtained using two key methods. The first, based on destructive sampling (direct method), involves cutting, drying and weighing separately (roots, trunk and leaves) all of the trees in a specific area. This technique becomes unviable in the case of monitoring since it can damage the sample over the life of the vegetation. The second method (indirect method) consists of estimating biomass and carbon stocks by measuring field variables without having to fall the tree. In this case, DBH data and/or total height of the trees (Ht) and/or specific density of the wood (ρ) are inserted into previously developed allometric equations in order to estimate the biomass and carbon stocks of the PMP.

Table 1 shows examples of allometric equations already developed and that can be used to calculate biomass. The selection of the best equation should be based on the objective of the project and on the questions to be answered. Allometric models that offer greater precision should be given preference [17].

In order to conduct accurate comparisons with other areas or to serve as a potential indicator of carbon stocks for a specific region, simpler allometric equations with only one variable – DBH can be used [17]. In this case, it is not necessary to collect data related to the height or wood density of individuals, resulting in the inventory being completed much faster. An important detail regarding the selection of the equation is that the results for some are fresh biomass data, while for others they are dry biomass data, and still others provide results as carbon quantity.

Table 1: Example of allometric equations used to estimate the aboveground biomass (kg) of trees, palms and lianas in different tropical forest types. DBH – Diameter at breast height; Ht – Total height; and ρ – Wood mean density g/m^3 .

Types	Allometric Equations	R ²
Wet Forest [18]	$\text{EXP}(-2.557 + 0.940 * \text{LN}(\rho * \text{DBH}^2 * \text{Ht}))$	0.99
Moist Forest [18]	$\text{EXP}(-2.977 * \text{LN}(\rho * \text{DBH}^2 * \text{Ht}))$	0.99
Dry Forest [18]	$\text{EXP}(-2.187 + 0.916 * \text{LN}(\rho * \text{DBH}^2 * \text{Ht}))$	0.99
Palms [19]	$\frac{\text{EXP}((5.7236 + 0.9285 * \text{LN}(\text{DBH}^2)) * 1.05001)}{10^3}$	0.82
Lianas [20]	$\text{EXP}(0.07 + 2.17 * (\text{LN}(\text{DBH})))$	0.95
Amazon [21]	$\text{EXP}(-1.754 + 2.665 * \text{LN}(\text{DBH}))$	0.92
Amazon [21]	$\text{EXP}(-0.151 + 2.17 * \text{LN}(\text{DBH}))$	0.90
Tree ferns [22]	$-4266348 / (1 - (2792284 \text{EXP}(0.313677 * \text{Ht})))$	0.88
Wet Forest [23]	$\text{EXP}(21.297 - 6.953(\text{DBH}) + 0.74(\text{DBH}^2))$	0.91

[18] – Chave *et al.*, 2005;

[19] – Nascimento & Laurance 2002;

[20] – Gerwing & Farias 2000;

[21] – Higuchi *et al.*, 1998;

[22] – Tiepolo *et al.*, 2002;

[23] – Brown *et al.*, 1997.

As previously mentioned, the ideal would be to use an allometric model that provides the highest degree of confidence. The best model has to explain most of the variation in the data or has the lowest AIC (Akaike Information Criterion). In the most cases, equations that use multiple entries with 3 variables per individual (DBH, Ht and ρ) are better. DBH data are easily collected as previously outlined. The data related to tree height are generally complicated to collect due to error associated with height estimations, in addition to the need for greater time in the field, which results in inventories having higher costs. In order to optimize this work, an estimate of tree height can be used by creating an allometric equation adjusted by the diametric and height measurements of a specific number of trees in the plot (Figure 4). This requires the collection of height data for a certain part of the plot. These data should be collected with the greatest precision possible, using cords, ladder or equipment such as a rangefinder. It is recommended that height be measured for a random sample of 20% of the individuals of a PMP in order to later relate them to the diameters, producing an equation for site-specific heights (Figure 5). In order to collect data for specific wood density, there are some protocols for extracting and obtaining these values for each tree in a PMP. With a view to obtaining economies of time and project resources, existing databases can be used, for example, Global Wood Density Database [24, 25], which makes available a series of wood density values for species that exist in almost every part of the world.

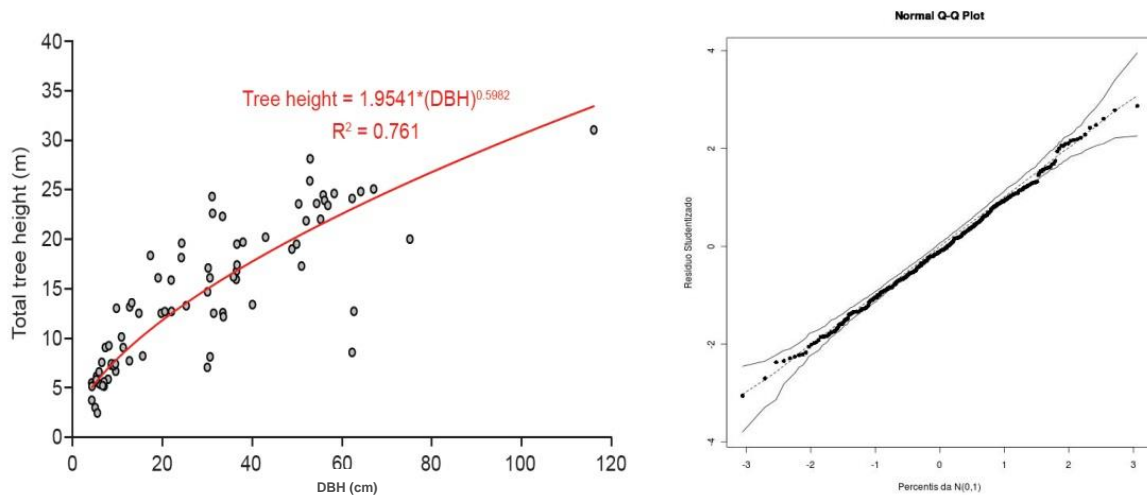


Figure 5: Examples of the development of a site-specific equation for the calculation of height using tree diameters [17] and of equation adjustment using the observance of the normality of residues.

With biomass calculated, many different possibilities for analysis become available. For example, comparisons of biomass can be done between primary and secondary areas, between one year and another, and total biomass can be calculated for the PMP and extrapolated to large forested areas of the same typology. In addition to comparing the relative data to the average annual increment of biomass (or of carbon) of a PMP, analyses of the change in biomass between years can also be conducted. This can be achieved by subtracting the biomass in year one from the biomass in year 0, remembering that this biomass value should include the biomass of recruits in year 1 while the biomass of individuals considered to be dead is subtracted. Another factor that can be considered is the number of days between each census in order to standardize the calculations for a specific period. For example, for 1 year, the following equation would be used:

Eq. (1)

$$\left(\frac{AGBt2 - AGBt1}{DTt2 - DTt1} \right) * 365;$$

Where: AGBt2 refers to biomass in year 2, and AGBt1 to biomass in year 1. DTt2 refers to the date the census was taken in year 2, and DTt1 to the date the census was taken in year 1 (D. Clark personal communication).

Table 2 shows the data for aboveground biomass (AGB) for different neotropical forest sites (adapted by Alves, 2010 [26]). The highest values were primarily found in the Brazilian Amazon (Manaus and Santarém).

Table 2: Estimates of aboveground biomass in different forest typologies on neotropical sites. Adapted by (Alves *et al.* 2010 [26]). AGB data (Mg.ha⁻¹).

Sites	AGB (Mg.ha ⁻¹)	Reference
Submontane moist semideciduous secondary forest (GT), Marliéria, Brazil	92.0	[27] Metzker <i>et al.</i> (2011)
Submontane moist semideciduous secondary forest (LA), Marliéria, Brazil	107.0	[27] Metzker <i>et al.</i> (2011)
Lowland seasonally dry forest, Mexico	109.0	[28] Vargas <i>et al.</i> (2008)
Lowland wet forest, La Selva, Costa Rica	148.7	[11] Clark and Clark (2000)

Sites	AGB (Mg.ha ⁻¹)	Reference
Seasonally flooded forest (Restinga), Ubatuba, Brazil	154.0	[26] Alves <i>et al.</i> (2010)
Montane wet forest, Venezuela	157.0	[29] Delaney <i>et al.</i> (1997)
Montane moist forest, Venezuela	173.0	[29] Delaney <i>et al.</i> (1997)
Submontane moist semideciduous primary forest, Marliéria (LC), Brazil	174.0	[27] Metzker <i>et al.</i> (2011)
Lowland moist forest, Venezuela	179.0	[29] Delaney <i>et al.</i> (1997)
Lowland moist forest, BCI, Panama	179.1	[30] DeWalt and Chave (2004)
Submontane moist semideciduous primary forest (LJ), Marliéria, Brazil	179.8	[27] Metzker <i>et al.</i> (2011)
Lowland moist forest, Ubatuba, Brazil	198.4	[26] Alves <i>et al.</i> (2010)
Submontane moist semideciduous primary forest (LP), Marliéria, Brazil	201.0	[27] Metzker <i>et al.</i> (2011)
Lowland wet fores, La Selva, Costa Rica	203.2	[30] DeWalt and Chave (2004)
Lowland forests, SW Amazonia (Bolivia, Peru)	206.7	[31] Baker <i>et al.</i> (2004)
Lowland forests, NW Amazonia (Peru, Ecuador)	220.8	[31] Baker <i>et al.</i> (2004)
Submontane semideciduous forest, La Chonta, Bolivia	236.6	[32] Broadbent <i>et al.</i> (2008)
Submontane moist forest, Ubatuba, Brazil	239.3	[26] Alves <i>et al.</i> (2010)
Lowland wet forest, Manaus, Brazill	240.2	[30] DeWalt and Chave (2004)
Lowland moist forest, Rio Branco, Brazil	244.1	[33] Vieira <i>et al.</i> (2004)
Lowland moist forest, BCI, Panama	260.2	[34] Chave <i>et al.</i> (2003)
Montane moist forest, Ubatuba, Brazil	262.7	[26] Alves <i>et al.</i> (2010)
Lowland forests, Central & Eastern Amazonia (Brazil)	277.5	[31] Baker <i>et al.</i> (2004)
Lowland moist forest, Santarem, Brazil	281.2	[33] Vieira <i>et al.</i> (2004)
Lowland semideciduous forest, Roraima, Brazil	292.1	[35] Nascimento <i>et al.</i> (2007)
Lowland moist forest, Santarem, Brazil	294.8	[36] Rice <i>et al.</i> (2004)
Lowland moist forest, Santarem, Brazil	298.0	[37] Pyle <i>et al.</i> (2008)
Lowland moist forest, Rondonia, Brazil	306.8	[38] Cummings <i>et al.</i> , 2002

Sites	AGB (Mg.ha ⁻¹)	Reference
Lowland wet forest, Manaus, Brazil	307.6	[39] Castilho <i>et al.</i> (2006)
Lowland wet forest, Nouragues, French Guiana	317.0	[40] Chave <i>et al.</i> (2001)
Lowland wet forest, Manaus, Brazil	325.5	[19] Nascimento and Laurance (2002)
Lowland moist Cocha Cashu, Peru	332.8	[30] DeWalt and Chave (2004)
Lowland wet forest, Manaus, Brazil	334.0	[37] Pyle <i>et al.</i> (2008)
Lowland semideciduous forest, Linhares, Brazil	334.5	[41] Rolim <i>et al.</i> (2005)
Lowland wet forest, Manaus, Brazil	360.2	[33] Vieira <i>et al.</i> (2004)

4 RECRUITMENT AND MORTALITY RATES

Calculations of the annual rates of Recruitment (Eq. 2) and Mortality (Eq. 3) can be done using the equations by Sheil and Mail [42]. These rates are an excellent indicator of forest dynamics, providing a solid understanding of forest behaviour as it is affected by seasonal events causing variations in water availability, or by extreme climatic events or to conduct multiple comparisons. Since, in reality, everything depends on the proposed objective, forest dynamics can be compared, for example, between those individuals that belong to the higher diametric classes and those who belong to the lower, or the behaviour between different species, among others.

Eq. (2)

$$R = \left[\left(\left(\frac{N_o + N_r}{N_o} \right)^{\left(\frac{1}{t} \right)} \right) - 1 \right] * 100;$$

Eq. (3)

$$M = 1 - \left[\left(\left(\frac{N_o - N_m}{N_o} \right)^{\left(\frac{1}{t} \right)} \right) \right] * 100;$$

Where: N_o = the number of individuals at time 0; N_m is the number of dead individuals between the interval; and N_r is the number of individuals recruited in the same time interval (t).

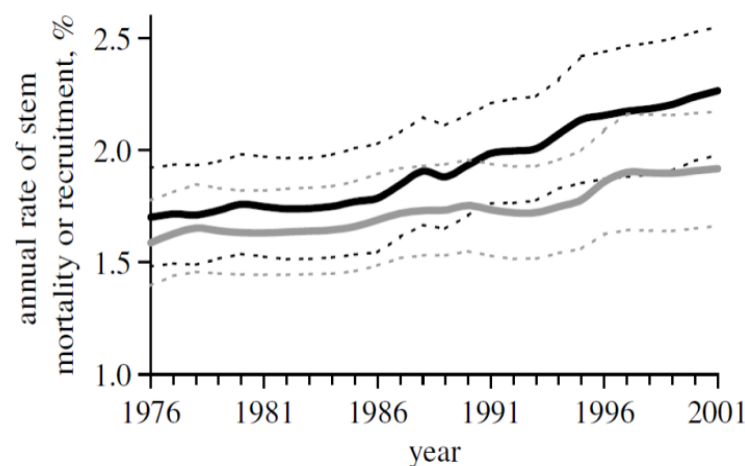


Figure 6: Example taken from Phillips *et al.*, (2008) [43] referring to the analysis of mortality rates (grey lines) and recruitment rates (black lines), using a monitoring time period of 25 years. Solid lines are means and dotted lines are 95% CIs.

5 THE VALUATION OF TROPICAL FORESTS

In this section, we will explain how to assign value to carbon stock estimates taken from collected data on PMPs. We will also discuss issues regarding the Payment for Environmental Services (PES), which is provided by tropical forests that are connected with major international protocols and signed agreements.

5.1 ASSIGNING VALUE

Forest conservation strategies to be effective, local communities must first be significantly involved and they must believe in the importance of biodiversity to guarantee quality of life. These communities are the key to a conservationist network. The second step is to invest financially in these initiatives. The project should clearly demonstrate that forest conservation efforts are more economical lucrative when compared with the opportunity costs of using the soil in a given region, for example, for cattle-raising. Therefore, investing in the protection of biodiversity in order to encourage the social and economic development of local communities is one of the best long-term conservation strategies for biodiversity and the ecosystem services it generates.

One of the difficulties in assigning value to biodiversity and the services it offers is how to specifically quantify this value. First, the value of its natural attributes is immeasurable, such as the services offered by bees when pollinating plantations throughout the world or the atmospheric regulation offered by forests (see, [44]). Thus, the carbon valuation and commercialization market has an advantage, since the prices per ton are already known by the market. Despite being affected by countries' economic changes, a ton of carbon (sequestered or saved) has its own regulations derived from international agreements, such as the Kyoto Protocol or by mechanisms such as the CDM (Clean Development Mechanism) and REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation). Therefore, projects that seek to assign economic value to environmental services can include "carbon valuation" as a more precise indicator of the technical reliability of the project.

Forest projects began to participate in the global carbon credit market when companies partnered in order to preserve forests and plant trees with the goal of neutralizing their greenhouse gas emissions [3]. Due to the initial difficulty of negotiating these credits

within a regulated market (compliance market), many of these initiatives looked for the voluntary market [3] and other financial transactions that could neutralize their emissions by trees capturing carbon. These new mechanisms opened the door for a wide variety of carbon projects that include voluntary initiatives as payment for the recovery of degraded areas as a means of neutralizing emissions and even responsibility for conserving existing forest areas.

5.2 DEVELOPMENT OF PUBLIC POLICIES

These widely diverse ongoing carbon projects have one objective in common: to take advantage of existing market mechanisms in order to assign economic values to rainforests. Today, the REDD+ mechanism is considered one of the most interesting since it focuses on creating an institutional structure and economic incentives required for developing countries to substantially reduce their CO₂ emissions resulting from deforestation and forest degradation [45].

A practical example of implementing public policies connected to carbon projects is the program called *Bolsa Floresta* (Forest Fund), created by the state of Amazonas through Law no. 3135 on 05/06/2007. Through this initiative, the Government pays R\$50 (~USD \$30) per month to registered families who live in State Conservation Units and who have signed a collective agreement to stop deforestation [45]. In the state of Minas Gerais, the Government created an initiative called *Bolsa Verde* (Green Fund) (Law n° 17.127 in 2008), whose objective is to help conserve native vegetation cover in the State by paying property owners for environmental services if they already preserve or are committed to restoring native vegetation on their properties. In this case, the financial incentive is relative to the size of the protected area, which is a priority for family farms and rural producers. Thus, the REDD+ has a comprehensive rural planning strategy that values rainforests and their recovery, as well as supporting the sustainable development of rural livelihoods [45] and facilitating true socio-environmental gains.

For all of these initiatives works, there must also be reliable data on existing carbon stocks to serve as a baseline for the projects. Permanent Monitoring Plots are technically considered to be the best way to obtain these data. For forest recovery projects, where it is not possible to implement PMPs, they can be implemented using adjacent areas or existing data can even be used to extrapolate biomass values. During the monitoring of carbon

projects, the random distribution of PMPs serves as a statistically equivalent sample area for forest recovery monitoring. As an example of other monitoring sites using a standardized methodology we can cite the TEAM network (<http://teamnetwork.org/>) which has more than 15 monitoring sites in tropical forests. In Brazil we can cite two of these sites: Manaus and Caxiuanã, which have 05 PMPs each. Another success case in the monitoring area is the LBA project (<http://lba.inpa.gov.br/lba/>), which has a vast network of PMPs in the Amazon forest, that in ten years been able to train more than 500 masters and doctors in Brazil, publishing ~1000 articles in specialized journals.

Regardless of the type of project or the mechanism that is used to implement it, projects that use a ton of carbon (sequestered or saved) as the base, guarantee the long-term presence of these stocks in nature. But most importantly, these projects require the assured quality of the data they propose to collect. These data should have Measurement, Reporting and Verification (MRV) to guarantee the technical quality of the project (e.g. see the Standard CCBA – Climate Community and VCS - Voluntary Carbon Standard). In order to guarantee viability, these projects should also have local community involvement as a goal, whether in the implementation phase or during monitoring, in order to facilitate the improvement of quality of life and the resulting socio-environmental gains. In addition to facilitating the socio-environmental benefits already outlined, the implementation of local PMPs has a powerful differential: calibrating the calculation of international methodologies with highly reliable data, collected locally and using a standardized methodology [27].

6 ACKNOWLEDGEMENTS

Support for this research was received through FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de Minas Gerais, Process APQ-02183-09), PELD (Long Term Ecological Research – CNPq, Process 520031/98-9), the Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Network, a collaboration between Conservation International, the Missouri Botanical Garden, the Smithsonian Institution, and the Wildlife Conservation Society, and partially funded by these institutions, the Gordon and Betty Moore Foundation, and other donors, and USF&WS. We thank Edgar Paiva for the illustrations in this chapter, Orbifish Global Solutions for linguistic review and the whole community of Rio Doce State Park. We thank UFMG, ECMVS and IEF (State Forestry Institute) for logistical support. T.M. received a Doctor fellowship from CAPES (Brazil) and Q.S.G. received a scholarship from CNPq (Brazil).

7 REFERENCES

1. FAO. Global Forest Resources Assessment. (2005). Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 350 p.
2. Keeling, H.C. & Phillips, O.L. (2007). The global relationship between forest productivity and biomass. *Global Ecol. Biogeogr.* Vol. 16: 618–631.
3. MMA (2011). Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições apreendida e desafios. Guedes, F.B. & Seehusen, S.E. (Eds.). Série Biodiversidade 42. 276 p.
4. Corona, P. *et al.* (2011). Forest Ecology and Management Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. *Forest Ecology and Management*, Vol. 262: n 11, p. 2061-2069.
5. Lund, H.G. *et al.* (1998). Plots, pixels, and partnerships: potential for modeling, mapping and monitoring biodiversity. In: *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies*, F. Dallmeier, J.A. Comiskey, (Eds.). *Man and the Biosphere Series*. Vol. 20: UNESCO & The Parthenon Publishing Group. Carnforth, Lancashire, UK.
6. Andelman, S.J. and Willig, M. R. (2004). Networks by Design: A Revolution in Ecology. *Science*. Vol: 305. 2004.
7. TEAM Network (2010). *Vegetation Protocol Implementation Manual*. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division, Conservation International. Vol. 1.5.1: 75 p.
8. Malhi, Y. *et al.* (2002). An international network to understand the biomass and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*. Vol 13: 439-450.
9. Condit, R. (1998). *Tropical Forest Census Plots*. Springer-Verlag, Berlin, and R. G. Landes Company, Georgetown, Texas.
10. TEAM Network. (2011). *TEAM Network Sampling Design Guidelines*. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA.
11. Clark, D.B. & Clark, D.A. (2000). Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, Vol: 137. 185–198.

12. Clark, D.A. (2002). Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. *Ecological Applications*. Vol 12: 3–7.
13. Chave, J. *et al.* (2004). Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*. Vol 359: 409–420.
14. Schaaf L. B. *et al.* (2005). Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Paraná. *Floresta*. Vol 35:2.
15. Morisita, M. (1959). Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. *Men. Fac.Sci. Kyushi Univ., Ser. E (Biol.)* Vol. 2: n. 4, p. 215 – 235.
16. McGuinness, W.G. (1934). The relationship between frequency index and abundance as applied to plant populations in a semi-arid region. *Ecology*. Washington. Vol 16: p. 263-282.
17. Vieira, S.A. (2008). Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotrop Journal*. Vol. 8: n 2. ISSN 1676-0603. Available at: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/fullpaper?bn00108022008+en>
18. Chave, J. *et al.* (2005) Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. Vol 145: 87–99.
19. Nascimento, H. E. & Laurance, W.F. (2002). Total aboveground biomass in central Amazonian rainforest: a landscape-scale study. *For. Ecol. Manage.* Vol 168: 311–321.
20. Gerwing, J. J. & Farias, D. L. (2000). Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.* Vol 16: 327–336.
21. Higuchi, N. *et al.* (1998). Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia Brasileira. *Acta Amazônica*. Vol 28(2): 153-166.
22. Tiepolo, G. *et al.* (2002). Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brasil. In: International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring. Extension Series Taiwan Forestry Research Institute. Available at: http://www.spvs.org.br/download/monitoramento_ingles.pdf, pp. 98– 115.
23. Brown, S. (1997). Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. For the food and agriculture organization of the united nations. Rome, FAO Forestry Paper 134.

24. Chave J. *et al.* (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*. Vol 12: 351-366.
25. Zanne A. E. *et al.* (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository.
26. Alves, L. F. (2010). Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology and Management*. Vol 260(5): 679-691. doi:10.1016/j.foreco.2010.05.023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023>.
27. Metzker, T. *et al.* (2011). Forest dynamics and carbon stocks in Rio Doce State Park – an Atlantic rainforest hotspot. *Current Science*. Vol 100(12): 2093-2098. Available at: <http://cs-test.ias.ac.in/cs/Volumes/100/12/1855.pdf>
28. Vargas, E. *et al.* (2008). Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Glob. Change Biol*. Vol 14, 109–124.
29. Delaney, M. *et al.* (1997). The distribution of organic carbon in major components of forests located in five life zones in Venezuela. *J. Trop. Ecol*. Vol 13, 697–708.
30. DeWalt, S.J. & Chave, J., 2004. Structure and biomass of four lowland Neotropical forests. *Biotropica*. Vol 36: 7–19.
31. Baker, T.R. *et al.* (2004). Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Glob. Change Biol*. Vol 10: 545–562.
32. Broadbent, E. *et al.* (2008). Spatial partitioning of biomass and diversity in a lowland Bolivian forest: linking field and remote sensing measurements. *Forest Ecol. Manag*. Vol 255: 2602–2616.
33. Vieira, S.A., *et al.* (2004). Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. *Oecologia*. Vol 140: 468–479.
34. Chave, J. *et al.* (2003). Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *J. Ecol*. Vol 91: 240–252.
35. Nascimento, M.T. *et al.* (2007). Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecol*. Vol 192: 181–191.
36. Rice, A.H. *et al.* (2004). Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. *Ecol. Appl*. Vol 14: 55–S71.
37. Pyle, E.H. *et al.* (2008). Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. *J. Geophys. Res*. Vol 113: G00B08.
38. Cummings, D.L. *et al.* (2002). Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecol. Manag*. Vol 163: 293–307.

39. Castilho, C.V. *et al.* (2006). Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: effect of soil and topography. *Forest Ecol. Manag.* Vol 234: 85–96.
40. Chave, J. *et al.* (2001). Estimation of biomass in a Neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *J. Trop. Ecol.* Vol 17: 79–96.
41. Rolim, S.G. *et al.* (2005). Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia.* Vol 142: 238–246.
42. Sheil, D. & May, R.M. (1996). Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology.* Vol 84: 91–100.
43. Phillips, O. L. *et al.* (2008). The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences.* Vol 363: 1819-1827.
44. Artaxo, P. *et al.* (2005). Química atmosférica na Amazônia: a floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. *Acta Amazônica.* Vol 35:185-196.
45. Soares Filho, B. *et al.* (2012). Challenges for Low-Carbon Agriculture and Forest Conservation in Brazil. IDB Publications 64798, Inter-American Development Bank.

**CAPÍTULO 2 – MUDANÇAS NA DINÂMICA E NA BIOMASSA DA FLORESTA TROPICAL
ATLÂNTICA: MONITORAMENTO DE UM HOTSPOT MUNDIAL**

**CHAPTER 2 – CHANGES IN BIOMASS AND DYNAMICS IN THE BRAZILIAN ATLANTIC
RAINFOREST: MONITORING A GLOBAL HOTSPOT**

Thiago METZKER*¹

Tereza C. SPÓSITO²

Queila S. GARCIA²

¹ Departamento de Biologia Geral. Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (ECMVS). Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Brasil*;

² Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), CP 486, CEP:31270-970, Belo Horizonte, Brasil.

***Correspondence author: Thiago Metzker**
e-mail: thiagobio@ufmg.br

RESUMO

MUDANÇAS NA DINÂMICA E NA BIOMASSA DA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA: MONITORAMENTO DE UM HOTSPOT MUNDIAL.

Estudos em longo prazo de monitoramento da biomassa em ambientes florestais são importantes ferramentas para um melhor entendimento da dinâmica florestal, visto que esses ecossistemas estocam centenas de gigatoneladas de carbono e que alterações nesses estoques podem ter impactos significativos sobre as mudanças climáticas globais. No presente estudo, apresentamos pela primeira vez, uma análise de 06 anos de monitoramento anual de parcelas permanentes realizado no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), maior remanescente da Floresta Tropical Atlântica do estado de Minas Gerais, região sudeste do Brasil. As análises temporais da dinâmica florestal foram baseadas nas variações absolutas e relativas das taxas de recrutamento, mortalidade, *turnover* e incremento de biomassa (*aboveground biomass* – AGB). Foi estimada uma média de 158,8 Mg.ha⁻¹ de AGB (156,3 – 161,6 [Bootstrap 95% IC]), com incremento significativo de 10,3 Mg.ha⁻¹ (+6,7%) após 06 anos de monitoramento interanual. Foram identificadas perdas representativas de AGB pela morte de árvores grandes correlacionadas principalmente a uma menor taxa de precipitação do ano anterior. Contudo, nossos resultados demonstram forte resiliência da floresta nos anos posteriores, através de taxa de incremento médio positivo de 2,1 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ (0,0 – 3,2 [Bootstrap 95% IC]). Na análise da dinâmica, as áreas secundárias diferenciaram-se das primárias com maiores taxas de mortalidade e *turnover*. Em consequência, as áreas secundárias possuem menor produtividade média anual. Apesar da Mata Atlântica ser o quinto ecossistema mais ameaçado do mundo, devido ao grau de fragmentação, nossos resultados indicam incremento líquido positivo, evidenciando um processo constante de captura e acúmulo de CO₂, o que faz dessas florestas potentes sumidouros de carbono da atmosfera.

Palavras-chave:

Florestas Tropicais; Mata Atlântica; Dinâmica florestal; Incremento de biomassa e carbono; Parque Estadual do Rio Doce.

ABSTRACT

CHANGES IN BIOMASS AND DYNAMICS IN THE ATLANTIC RAINFOREST: MONITORING A GLOBAL HOTSPOT

Long-term studies on biomass monitoring in forest environments are important tools for a better understanding forest dynamics, since these ecosystems stock hundreds of gigatons of carbon. Changes in these stocks may have significant impacts on global climate change. In this study, we presented for the first time, an analysis of 06 years of interannual monitoring in permanent plots, performed at Rio Doce State Park (PERD) – the largest remain of Atlantic Rainforest in Minas Gerais, southeastern Brazil. The temporal analysis of forest dynamics were based on absolute and relative changes in recruitment, mortality, turnover and aboveground biomass (AGB) rates. We estimated an average of 158.8 Mg.ha⁻¹ of AGB (156.3 – 161.6 [Bootstrap 95% CI]), with a significant increase of 10.3 Mg.ha⁻¹ (+6.7%) after 06 years of interannual monitoring. We identified representative losses of AGB due to death of large trees mainly correlated to a lower precipitation rate in the previous year. However, our results demonstrate strong resilience of the forest in later years, through a positive average growth rate of 2.1 Mg.ha⁻¹.year⁻¹ (0.0 – 3.2 [95% CI Bootstrap]). In the analysis of the dynamics, the secondary forests differed from the primary ones by higher rates of mortality and turnover. Consequently, the secondary areas have lower annual productivity average. Although the Atlantic Rainforest is the fifth most endangered ecosystem in the world, due to the degree of fragmentation, our results indicate positive net increase, showing a constant process of capture and accumulation of CO₂, which makes these forests potent sinks of atmospheric carbon.

Keywords:

Tropical Forests; Brazilian Atlantic Forest; Forest Dynamics; Biomass and carbon stock's, Parque Estadual do Rio Doce (Rio Doce State Park).

1 INTRODUÇÃO

A quantificação sistematizada, bem como a conservação da biomassa (*aboveground biomass* – AGB) e dos estoques de carbono presente no compartimento florestal é, na atualidade, uma questão estratégica para os países. De acordo com a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas todos os países signatários devem reportar anualmente seu quadro de emissões e remoções de CO₂. Contudo, existem ainda muitas inconsistências nos relatórios nacionais referentes às mudanças nos estoques de biomassa nas formações florestais (Petersson *et al.*, 2012). O Brasil possui a maior extensão de florestas naturais tropicais do mundo (509 milhões de ha), o que representa 59% de todo seu território nacional (SFB, 2010). Portanto, é evidente a necessidade de padronização da base de dados, através de uma rede de monitoramento, de forma a promover relatórios nacionais consistentes (Metzker *et al.*, 2012).

A biomassa (AGB) e a dinâmica das florestas tropicais vêm sendo consideradas como importantes variáveis para a avaliação do ciclo global do carbono e suas consequências diretas para as mudanças climáticas globais (Fearnside, 1997a; Nascimento & Laurance, 2002; Brown, 2002; Lewis *et al.*, 2004; Malhi & Wright, 2005; Malhi *et al.*, 2006; Rüger *et al.*, 2011). Conforme observado por Kelling & Phillips (2007), existe uma forte relação entre a biomassa e a produtividade, sendo que ambas são limitadas por fatores ecológicos como umidade, temperatura, disponibilidade hídrica e de nutrientes. Devido as recentes notícias de um provável aumento da frequência de eventos climáticos extremos de temperatura e precipitação, uma questão central é como os ambientes respondem (e responderão) aos déficits de umidade e estresses hídricos (Phillips *et al.*, 2010).

As estimativas de recrutamento e mortalidade são importantes indicadores do comportamento das populações arbóreas em florestas tropicais (Lewis *et al.*, 2004). Essas taxas, juntamente com o *turnover*, podem refletir o estado geral de um ecossistema e suas mudanças no tempo, uma vez que estão diretamente relacionadas com a produtividade primária dos ecossistemas (Phillips *et al.*, 2004; Cao *et al.*, 2004). Alta produtividade pode acarretar aumento das taxas de mortalidade por intensificar a competição interespecífica. Por outro lado, a mortalidade pode aumentar a produtividade por liberar a floresta de árvores mais maduras e seus respectivos custos de respiração, acelerando desta forma a ciclagem de nutrientes nesse ambiente (Kelling & Phillips, 2007).

O principal método de monitoramento da biomassa, da estrutura e da dinâmica de florestas maduras é a utilização de Parcelas de Monitoramento Permanentes (PMP's) (Philips *et al.*, 2004). Nas últimas décadas houve um grande aumento da implantação de PMP's em diferentes *sítios* de florestas tropicais espalhadas pelo mundo, principalmente na Amazônia, na forma de redes de monitoramento (TEAM, PELD, RAINFOR, LBA, REDEFOR, PDBFF, CIFOR, entre outras), como forma de entender os padrões florestais existentes e suas mudanças no tempo.

O bioma da Mata Atlântica ocorre ao longo da costa atlântica brasileira, com 23° de amplitude latitudinal distribuídos do nordeste ao sul do Brasil, abrangendo originalmente 17 estados brasileiros e área superior a 1,4 milhões de Km². Devido a sua abrangência, a Mata Atlântica é representada por grande diversidade edáfica, climática e geomorfológica. Atualmente, 70% da população brasileira vive no domínio deste bioma, cuja ocupação resultou em um ambiente extremamente fragmentado, restando apenas 12% de sua cobertura original (Ribeiro *et al.*, 2009). Apesar de todo o histórico de degradação, esse bioma possui ainda alta biodiversidade e alto grau de endemismo, representando elevada riqueza biológica que, juntamente com seu grande nível de ameaça, foram critérios para apontá-la como um dos *hotspots* mundiais (Myers *et al.*, 2000).

A despeito da importância da Mata Atlântica para o cenário mundial, são limitadas as informações relativas à sua dinâmica e seus estoques de carbono (Tiepolo *et al.*, 2002; Rolim *et al.*, 2005; Vieira *et al.*, 2008; Alves *et al.*, 2010; Metzker *et al.*, 2011). Através de análises das variações absolutas e relativas no período de 06 anos de monitoramento anual de parcelas permanentes em um fragmento de Mata Atlântica, este estudo pretendeu responder às seguintes questões: (1) A dinâmica (mortalidade, recrutamento e *turnover*) e o incremento de biomassa (Mg.ha⁻¹.ano⁻¹) possuem variações temporais anuais representativas? (2) Existem diferenças quanto à dinâmica e ao incremento da biomassa florestal entre áreas de vegetação primária e secundária? (3) Existe influência da precipitação no incremento de biomassa? Respondendo estas questões, espera-se contribuir para a formulação de assertivas formas de manejo, para a criação de políticas de valoração de florestas nativas e para fornecer novos conhecimentos científicos sobre o comportamento espacial e temporal da dinâmica e da biomassa da Floresta Atlântica.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) possui área de cerca de 36.000 ha localizada na porção média da bacia do rio Doce, em uma importante fisiografia do sudeste, denominada como Depressão Interplanáltica do rio Doce (Figura 10 – Anexo I), sob as coordenadas 19°45'03"S, 42°33'26"W (Figura 1). O PERD é o maior remanescente da Floresta Tropical Atlântica do estado de Minas Gerais, Brasil. Suas matas são classificadas como Floresta Estacional Semidecidual Submontana (Veloso *et al.*, 1991), com altitudes que variam de 230 a 515 m. Pelas suas peculiaridades para o estado, o PERD é considerado como área de importância biológica especial e prioritária para a conservação da biodiversidade de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2005).

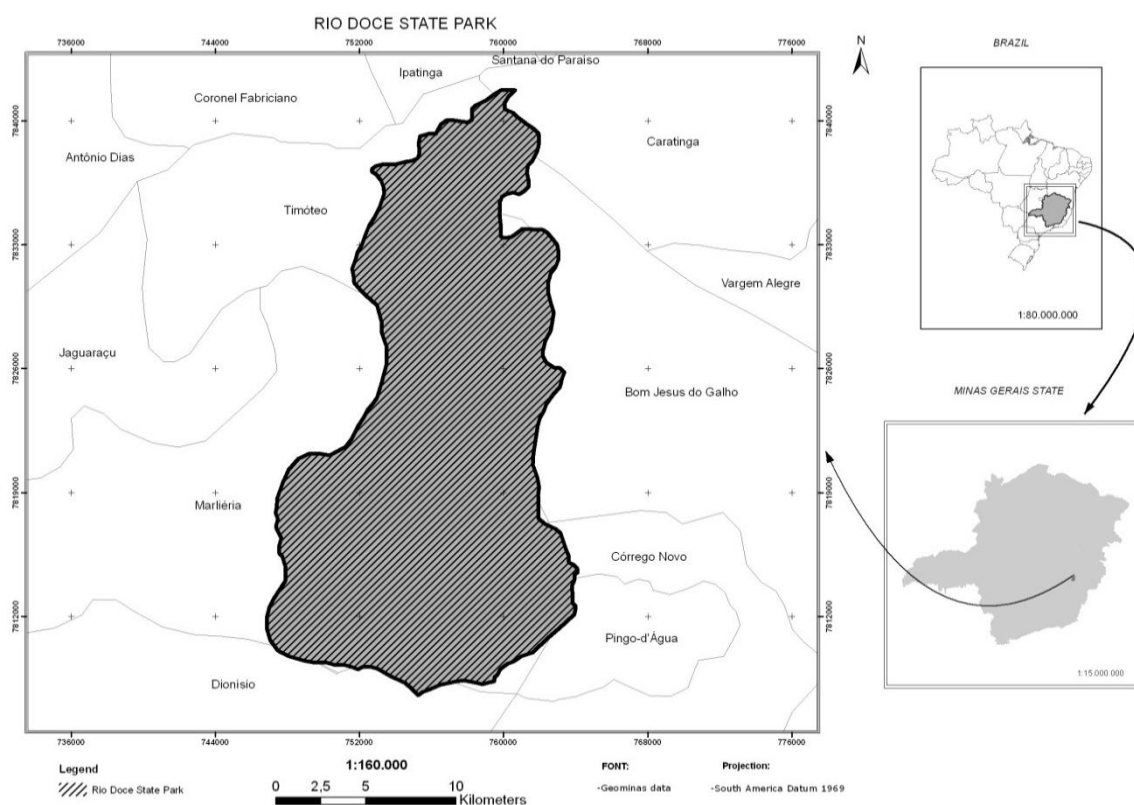


Figura 1: Localização do maior remanescente de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais – 36.000 hectares, onde estão localizadas as PMP's em estudo. Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região do PERD é do tipo Aw, com temperatura média anual de 22°C (± 2,2 °C). Os dados de precipitação anual foram

coletados na Plataforma de Coleta de Dados (PCD – 30800), localizada no interior do PERD, para os anos de 2005 a 2010. A média da precipitação anual encontrada para o período foi de 1.542 mm, variando de 1.281 mm no ano de 2007 a 1.845 mm no ano de 2008.

2.2 PARCELAS DE MONITORAMENTO PERMANENTES

Para este estudo foram utilizados os dados originados do monitoramento anual de 4 Parcelas de Monitoramento Permanentes (PMP's), de 1 ha cada, totalizando 40.000 m² (4 ha) de amostragem do PERD. As PMP's foram demarcadas segundo os critérios estabelecidos por TEAM (2009), descritos em Metzker *et al.* (2011) e Metzker *et al.* (2012). Nessas áreas todas as árvores (incluindo palmeiras) foram marcadas, pintadas e medidas, e a cada ano foram remeidos os seus diâmetros e avaliadas as novas árvores na amostragem (recrutas com DAP \geq 10 cm), bem como as árvores consideradas mortas. O primeiro censo foi realizado em setembro de 2005, sendo as PMP's monitoradas anualmente até 2010, sempre no mesmo mês, totalizando 06 anos de monitoramento e 05 intervalos de dados. Para estudos de longo prazo em florestas tropicais, o monitoramento de parcelas permanentes é considerado uma prática comum em estudos ecológicos que visam inferir mudanças nos padrões da dinâmica em populações arbóreas existentes (Begon *et al.*, 1996; Lewis *et al.*, 2004).

2.3 DESCRIÇÃO DAS PARCELAS DE MONITORAMENTO PERMANENTES (PMP'S)

Lagoa Preta (LP)

A parcela da Lagoa Preta é coberta por floresta primária em toda sua extensão, com relevo predominantemente plano (Figura 2A), próxima ao rio Doce e às lagoas dendríticas marginais e situa-se em uma área de possível ocorrência de antigos paleocanais do rio Doce (Mello *et al.*, 1999). A vegetação é composta por matas altas primárias com poucas alterações antrópicas. A riqueza encontrada nessa parcela foi de 113 espécies arbóreas (DAP \geq 10 cm). As famílias mais representativas para a LP são: Annonaceae com 220 indivíduos, Euphorbiaceae com 122, Fabaceae com 46 e Moraceae com 38 indivíduos arbóreos. As espécies mais recorrentes nessa parcela são *Anaxagorea dolichocarpa*, *Senefeldera verticillata*, *Euterpe edulis* e *Neoraputia alba*. Também é comum na LP a presença de grande número de epífitas vasculares. O diâmetro médio das árvores dessa

parcela foi de 18,4 cm com máximo de 90,4 cm. A altura média das árvores foi de 12,7 m, sendo o indivíduo mais alto com 41 m (Tabela 1).

Lagoa Central (LC)

Lagoa Central é caracterizada por mata primária alta situada em uma encosta de médio declive (Figura 2B). A riqueza encontrada na LC foi de 108 espécies arbóreas. As famílias mais representativas dessa parcela foram: Lauraceae com 62 indivíduos, Fabaceae com 55, Sapotaceae com 53 e Annonaceae com 47 indivíduos arbóreos. As espécies mais recorrentes foram *Ocotea longifolia*, *Guatteria schomburgkiana*, *Sorocea guilleminiana* e *Euterpe edulis*. Na vertente inferior, de inclinação mais acentuada, a riqueza é menor, com a predominância de *Astrocaryum aculeatissimum* (brejaúba). O diâmetro médio dessa parcela foi de 21,6 cm com máximo de 82,6 cm. A altura média das árvores foi de 14,1 m, sendo o indivíduo mais alto com 37,9 m (Tabela 1).

Garapa Torta (GT)

Garapa Torta está localizada em uma vertente de declive mediano (Figura 2C), com a presença de murundus e atividades de térmitas, sub-bosque denso formado principalmente por *Rhinchospora* sp., cipós e bambus. Também é comum a presença de clareiras distribuídas de forma esparsa pela área declivosa recoberta por vegetação secundária. A riqueza encontra para essa parcela foi de 98 espécies. As famílias mais representativas foram: Fabaceae com 121 indivíduos, Annonaceae com 44, Sapotaceae com 35 e Euphorbiaceae com 28 indivíduos. As espécies mais comuns para essa parcela foram *Mabea fistulifera*, *Pouteria cf. psammophila*, *Casearia arborea* e *Anadenanthera peregrina*. O diâmetro médio dessa parcela foi de 17,4 cm com máximo de 81,8 cm. A altura média das árvores foi de 12,2 m, sendo o indivíduo mais alto com 37,6 m (Tabela 1).

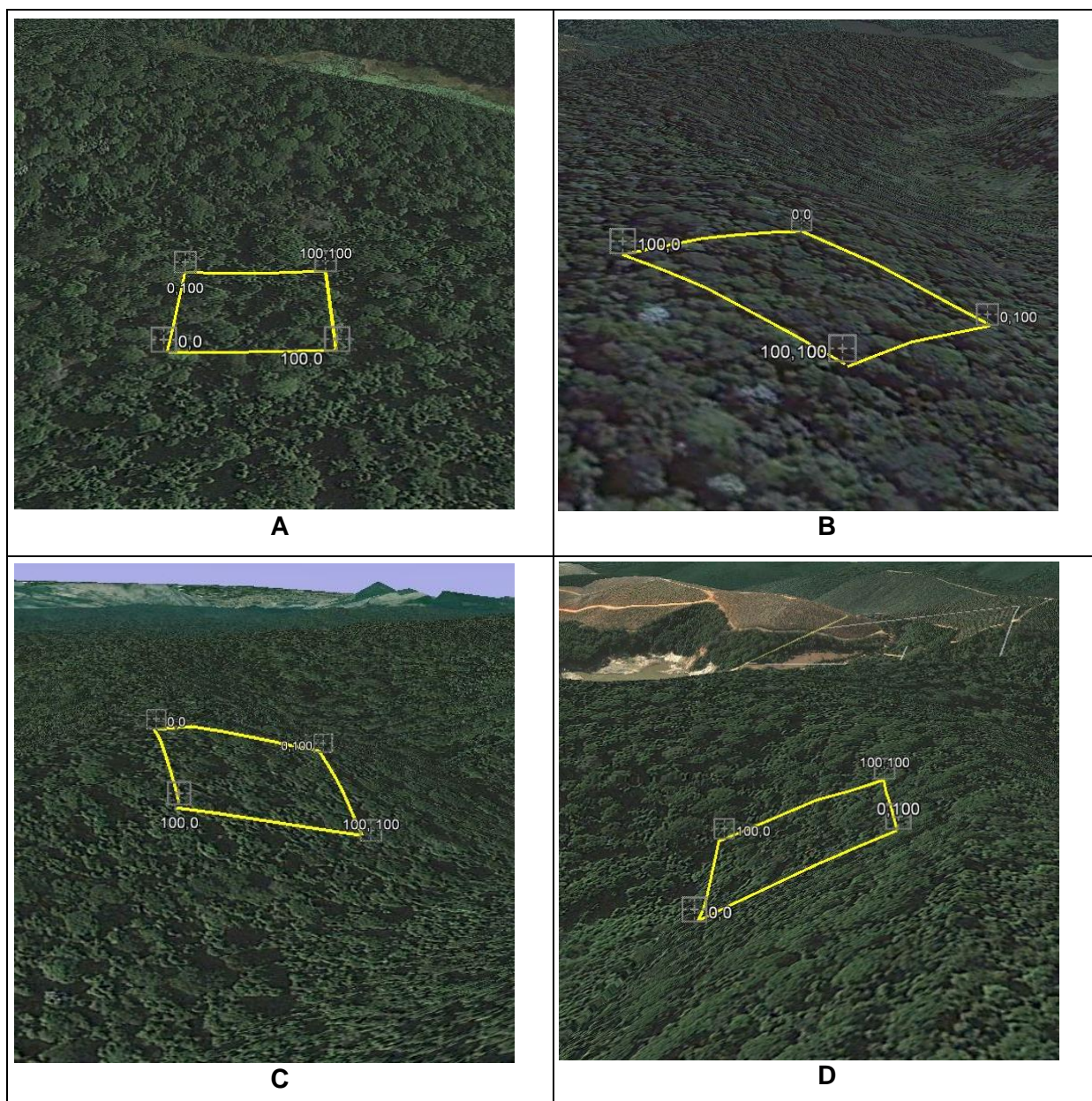


Figura 2: Imagem de satélite da posição das Parcelas de Monitoramento Permanentes (PMP's). **A** – Lagoa Preta (LP), área de provável ocorrência de antigos paleocanais do Rio Doce. **B** – Lagoa Central (LC), área de médio declive com drenagem sazonal na vertente inferior. **C** – Garapa Torta (GT), área de declive mediano com a presença de clareiras. **D** – Lagoa do Aníbal (LA), área de alto declive e lianas hiperabundantes. Parque Estadual do Rio Doce – Minas Gerais, Brasil. Fonte: Goolge Earth.

Lagoa do Aníbal (LA)

Lagoa do Aníbal é a parcela mais íngreme do PERD, caracterizada como floresta estacional secundária de encosta (Figura 2D). O sub-bosque é denso com lianas finas hiperabundantes, bambus e gramíneas. Assim como na GT, é comum a presença de

clareiras em meio à vegetação na LA, formando macegas de vegetação secundária. O diâmetro médio dessa parcela foi de 17,2 cm com máximo de 54,2 cm. A altura média das árvores foi de 12,1 m, sendo o indivíduo mais alto com 26,7 m (Tabela 1).

Tabela 1: Características das Parcelas de Monitoramento Permanente (PMP's) de um hectare (com 25 sub parcelas para cada PMP de 20 X 20 m), avaliadas no Parque Estadual do Rio Doce, MG – Brasil, para o período de 2005 a 2010.

Características	PMPs			
	Lagoa Preta	Lagoa Central	Garapa Torta	Lagoa do Aníbal
Abreviação	LP	LC	GT	LA
Tipo Florestal	Primária	Primária	Secundária	Secundária
Riqueza florística	113 espécies	108 espécies	98 espécies	91 espécies
Lat. (WGS84)	-19.679	-19.652	-19.685	-19.753
Long. (WGS84)	-42.520	-42.571	-42.563	-42.486
Altitude média (m)	238.2	262.4	290.4	259.3
Diâmetro médio (cm)	18,4	21,6	17,4	17,2
Diâmetro máximo (cm)	90,4	82,6	81,8	54,2
Altura média (m)	12,7	14,1	12,2	12,1
Altura máxima (m)	41,0	37,9	37,6	26,7
Tipo de solo*	Muito Argiloso	Muito Argiloso	Argiloso	Argiloso
Matéria Orgânica (dag.Kg ⁻¹)*	4.75	5.08	3.24	2.92

*Nunes (2011).

2.4 ESTIMATIVAS DA MUDANÇA DE BIOMASSA ACIMA DO SOLO

A biomassa acima do solo (AGB em Mg.ha⁻¹) de cada ano foi calculada para cada indivíduo vivo com DAP \geq 10 cm encontrado nas parcelas de monitoramento, incluindo as palmeiras, através das equações alométricas de Chave *et al.*, (2005) para as árvores incluindo 3 variáveis (Equação 1), e de Nascimento & Laurance (2002) para as palmeiras (Equação 2).

$$\text{Eq. (1)} \quad \sum_i^n \text{Exp}(-2.977 + \ln(p * DBH^2 * H)); \quad R^2 = 0.989$$

$$\text{Eq. (2)} \quad \sum_i^n \text{Exp}((5.7236 + 0.9285 * \ln(DBH^2)) * 1.05001) / 10^3; \quad R^2 = 0.820$$

Uma estimativa de altura pode ser obtida através de uma equação alométrica ajustada com as medidas de diâmetro e altura de um grande número de árvores no PERD.

Dessa maneira, dados inéditos coletados pela equipe do Prof. João Renato Stehmann em um levantamento fitossociológico na área conhecida como Lagoa do Meio no PERD foram utilizados para gerar a equação alométrica das alturas das árvores do PERD. Nesse estudo (Stehmann *et al.*, dados não publicados), as medidas de diâmetro das árvores foram tomadas a 1,30 m de altura a partir do solo, e a altura das árvores foi comparada com a altura das varas de coleta do podão devidamente graduadas. Árvores muito altas foram escaladas pelo coletor levando uma corda até o ponto mais alto. Depois a corda era medida com o auxílio da trena para obter a altura real das árvores.

O melhor ajuste para a relação diâmetro:altura das árvores do PERD foi obtido através de análises de homogeneidade dos resíduos e teste de *Akaike* processados no software R. O modelo foi ajustado para os dados com $DAP \geq 10$ cm, onde o erro segue uma distribuição Gama. No anexo II encontram-se os gráficos de ajuste da equação alométrica (Equação 3):

Eq. (3):
$$H = 5,3349 + 0,3497 * DAP$$

Onde H = altura(m) e DAP = diâmetro (cm). **N= 449**.

Para incrementar a precisão das estimativas de AGB foi incorporado à equação o fator de densidade média das espécies identificadas do PERD. Para compor esse banco de dados das espécies do PERD foram utilizadas fontes bibliográficas, como Barbosa & Ferreira (2004); Fearnside (1997b); Nascimento (1993); Van Gelder *et al.* (2006); Martins (1944); Lorenzi (1998, 1999); Nogueira *et al.* (2005); *Global Wood Density Database* (Chave *et al.*, 2009; Zanne *et al.*, 2009) e Alves *et al.* (2010).

Para as diferenças anuais de AGB foi utilizada uma correção desenvolvida por David Clark (Equação 4 – comunicação pessoal), a fim de normalizar o número de dias de cada intervalo de monitoramento. Foram calculadas também as mudanças relativas de AGB, bem como para os demais componentes da dinâmica, para o período de estudo, através da Equação 5:

Eq. (4)
$$\left(\frac{AGt2 - AGBt1}{DTt2 - DTt1} \right) * 365;$$

Eq. (5)

$$\left(\frac{AGB_{t2} - AGB_{t1}}{AGB_{t1}}\right) * 100;$$

onde AGB_{t2} é referente à biomassa do ano seguinte, e AGB_{t1} à biomassa do ano anterior. DT_{t2} refere-se à data de realização do censo do ano seguinte, e DT_{t1} à data de realização do censo do ano anterior.

2.5 MUDANÇAS NA DINÂMICA FLORESTAL

As mudanças na dinâmica do PERD foram avaliadas através dos cálculos das taxas anuais de Recrutamento (Equação 6) e Mortalidade (Equação 7) para cada PMP, utilizando as equações de Sheil & May (1996). Para as mudanças relativas na dinâmica foi utilizado o mesmo princípio demonstrado na Equação 5.

$$\text{Eq. (6)} \quad R = \left[\left(\left(\frac{No + Nr}{No} \right)^{\left(\frac{1}{t}\right)} \right) - 1 \right] * 100;$$

$$\text{Eq. (7)} \quad M = 1 - \left[\left(\left(\frac{No - Nm}{No} \right)^{\left(\frac{1}{t}\right)} \right) \right] * 100;$$

Onde No é igual ao número de indivíduos no tempo zero; N_m é o número de indivíduos mortos entre o intervalo, e N_r sendo o número de indivíduos recrutados no mesmo intervalo de tempo (t).

2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para a análise dos dados foram usados inicialmente testes de aderência à normalidade Kolmogorov-Smirnov e Lilliefors. Também foram feitas análises descritivas de médias, desvios padrões, máximos e mínimos. Para a comparação de médias entre os anos e análises de variância entre as PMP's foram usados testes t , de *Wilcoxon* e *Tukey*, ao nível de significância de 95%. Foi utilizada a correlação não paramétrica de *Spearman* para verificar a associação entre variáveis. Para a representação da incerteza das variáveis de AGB e densidade foram gerados os intervalos de confiança das médias a 95% para cada

ano e PMP, utilizando a estatística Bootstrap não paramétrica com o método de Correção de Vício Acelerado – *Bias Corrected and Accelerated* – BCa (Efron & Tibshirani 1986; Efron 1987). Esse método permite gerar intervalos de confiança (95%) precisos mesmo quando há fortes assimetrias (Efron, 1987; Alves *et al.*, 2010). Todas essas análises foram realizadas no programa Microsoft® Excel 2010 com a aplicação do PopTools (Hood, 2010), Action e Statistica 7 (StatSoft, 2007). Foi também utilizada a técnica de interpolação por krigagem para visualizar a variação do incremento de biomassa no tempo, nas PMP's. Esta técnica utiliza os dados de amostras vizinhas para estimar o valor relativo em uma coordenada até então não amostrada. Para determinadas análises relativas a densidade de indivíduos e AGB as parcelas foram subdivididas em 25 unidades amostrais de 20 x 20 metros. De acordo com os procedimentos adotados por Alves *et al.* (2010), foi analisada a autocorrelação espacial prévia das variáveis (Legendre & Legendre, 1998), nessa escala de estudo, utilizando os correlogramas com o índice I de Moran. Nesse caso, as variáveis não exibiram autocorrelação espacial significativa demonstrando que a estruturação espacial possui comportamento aleatório (Anexo III). Essas análises foram realizadas no programa PASSaGE 2 (Rosenberg & Anderson, 2011).

3 RESULTADOS

Foram registradas mais de 12.500 observações individuais de árvores e palmeiras durante os 06 anos de monitoramento anual, com uma média de 2.120 indivíduos avaliados por ano. A mediana dos valores de densidade de madeira das espécies foi de $0,68 \text{ g.cm}^{-3}$, relativa a 81 espécies e 85 gêneros do PERD (Figura 3).

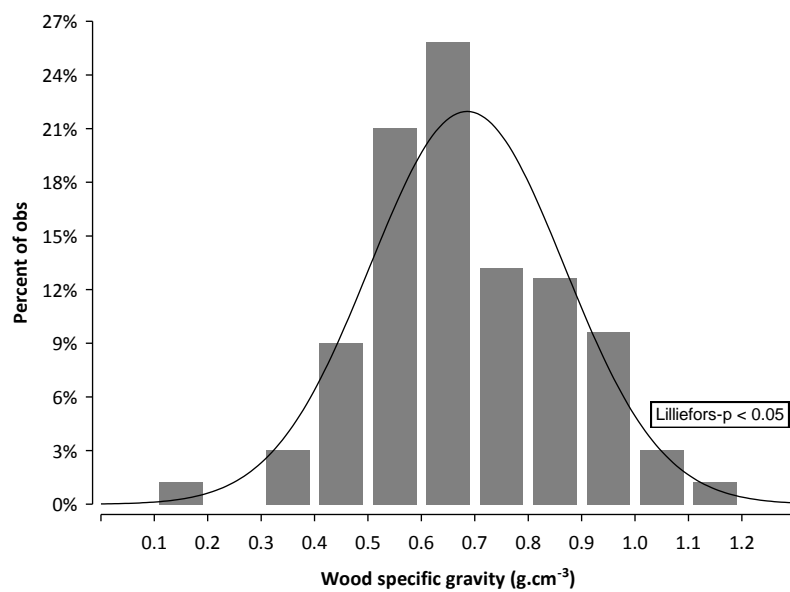


Figura 3: Distribuição dos valores de densidade de madeira (g.cm^{-3}) para as espécies de áreas primárias e secundárias ($\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$) do Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil.

A biomassa acima do solo (AGB) média para o período, com base nas quatro PMP's foi de $158,8 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ($156,3 - 161,6$ [Bootstrap 95% intervalo de confiança]). O maior valor médio de AGB foi relativo ao ano de 2010, com $164,5 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ($144,4 - 196,6$ [Bootstrap 95% intervalo de confiança]), sendo significativamente maior (*Wilcoxon*, $p < 0,0001$) quando comparado ao menor valor médio encontrado, de $154,1 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ($135,6 - 183,2$ [Bootstrap 95% intervalo de confiança]), para o ano de 2005 (Tabela 2).

A densidade média de indivíduos (árvores + palmeiras) foi de 530 ind.ha^{-1} ($527 - 532$), variando de 525 ($494 - 554$) ind.ha^{-1} em 2005 a 532 ($503 - 561$) ind.ha^{-1} em 2010 (Tabela 2), o que representa um incremento médio de $7,0 \text{ ind.ha}^{-1}$ ou $+1,3\%$ para o período. Contudo, não houve variação significativa da densidade para o período de estudo (*Wilcoxon*, $p=0,2$).

Tabela 2: Dados relativos à densidade de indivíduos (árvores + palmeiras), AGB (biomassa acima do solo – Mg.ha⁻¹), recrutamento (R%) e mortalidade (M%) para quatro PMPs no período de 2005 – 2010. Precipitação em milímetros (mm) de chuva no respectivo ano para o PERD. Valores em parênteses representam o intervalo de confiança (IC - bootstrap 95%). Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil.

Sítio	2005				2006			
	1.439,25 mm				1.336,25 mm			
	Densidade (ha ⁻¹)	R (%)	M (%)	AGB (Mg ha ⁻¹)	Densidade (ha ⁻¹)	R (%)	M (%)	AGB (Mg ha ⁻¹)
LP	645 (600, 697)	-	-	231.0 (179.3, 323.8)	644 (598, 692)	1,7	1,9	234.3 (184.3, 334.8)
LC	482 (445, 523)	-	-	182.9 (153.6, 218.9)	488 (454, 531)	2,0	0,8	185.4 (156.0, 226.0)
GT	415 (374, 446)	-	-	96.2 (73.6, 131.4)	423 (387, 454)	2,8	0,9	99.7 (76.3, 134.0)
LA	558 (487, 630)	-	-	106.5 (90.1, 127.9)	560 (500, 634)	0,9	0,5	107.0 (88.6, 125.5)
MÉDIA	525	-	-	154.1	529	1,9	1,0	156.6
IC 95%	494, 554	-	-	135.6, 183.2	501, 560	-	-	137.7, 184.4
Sítio	2007				2008			
	1.280,75 mm				1.845,75 mm			
	Densidade (ha ⁻¹)	R (%)	M (%)	AGB (Mg ha ⁻¹)	Densidade (ha ⁻¹)	R (%)	M (%)	AGB (Mg ha ⁻¹)
LP	653 (604, 695)	2,1	0,8	238.5 (181.9, 338.6)	660 (606, 698)	3,0	2,0	232.2 (179.2, 321.1)
LC	487 (454, 528)	1,4	1,6	187.4 (160.1, 226.9)	486 (453, 524)	1,0	1,2	191.0 (160.4, 225.1)
GT	424 (392, 451)	2,6	2,4	100.9 (74.0, 134.3)	429 (398, 460)	3,3	2,1	104.0 (77.4, 140.7)
LA	556 (490, 624)	1,4	2,2	107.1 (90.6, 127.7)	543 (481, 611)	0,4	2,8	101.0 (85.8, 117.0)
MÉDIA	530	1,9	1,7	158.5	530	1,9	2,0	157.1
IC 95%	501, 563	-	-	137.7, 189.1	502, 557	-	-	136.0, 185.1
Sítio	2009				2010			
	1.620,25 mm				1.730,75 mm			
	Densidade (ha ⁻¹)	R (%)	M (%)	AGB (Mg ha ⁻¹)	Densidade (ha ⁻¹)	R (%)	M (%)	AGB (Mg ha ⁻¹)
LP	669 (624, 714)	2,7	1,3	244.0 (182.0, 344.2)	673 (631, 711)	1,9	1,2	250.6 (190.5, 364.9)
LC	488 (454, 524)	1,6	1,2	195.3 (164.3, 229.9)	483 (449, 516)	0,2	1,2	197.5 (166.8, 236.0)
GT	426 (389, 453)	2,1	2,8	106.5 (82.4, 144.2)	419 (388, 448)	1,9	3,6	106.4 (81.4, 141.6)
LA	551 (487, 617)	4,0	2,5	102.0 (87.8, 117.2)	552 (475, 625)	2,4	2,2	103.4 (88.2, 120.4)
MÉDIA	534	2,6	2,0	161.9	532	1,6	2,0	164.5
IC 95%	507, 564	-	-	141.7, 195.7	503, 561	-	-	144.4, 196.6

Comparando-se as PMP's, o maior valor de AGB encontrado em todo o período de estudo foi para LP com 250,6 Mg.ha⁻¹ (190,5 – 364,9 [Bootstrap 95% intervalo de confiança]), seguida por LC, com 197,5 Mg.ha⁻¹ (166,8 – 236,0), ambas no ano de 2010; GT com 106,5 Mg.ha⁻¹ (82,4 – 144,2) em 2009 e LA com 107,1 Mg.ha⁻¹ (90,6 – 127,7) em 2007 (Tabela 2 e Figura 5 - A). Para todos os anos de monitoramento a biomassa (AGB) foi significativamente maior ($p < 0.05$) nas áreas primárias (LP e LC) em relação às áreas secundárias (GT e LA), assim como demonstrado para o ano de 2010 (Figura 4).

O incremento geral de biomassa (AGB) para o período foi +10,3 Mg.ha⁻¹, o que representa um acréscimo relativo de 6,7% na biomassa das PMP's. O incremento médio das PMP's variou entre os anos, com principal diferença significativa para o ano de 2008 (Figura 4). O ano de 2009 apresentou maior valor de incremento (4,9 Mg.ha⁻¹), sendo que no ano de 2008 o valor médio de AGB foi o menor observado no período (-1,4 Mg.ha⁻¹).

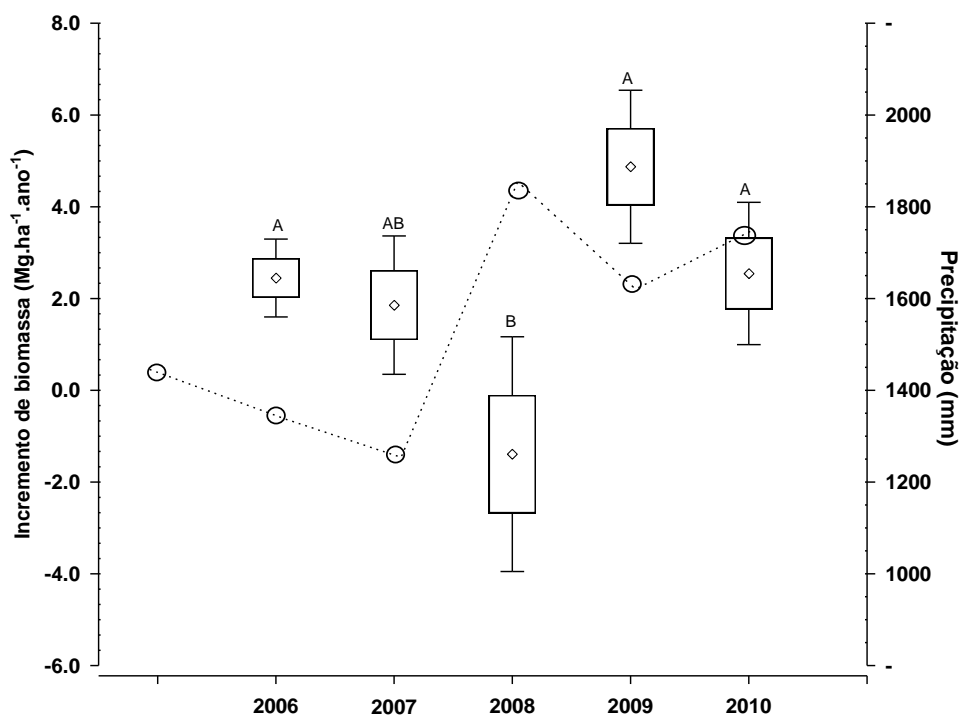


Figura 4: Variação geral do incremento em AGB nos anos (Mg.ha⁻¹.ano⁻¹), considerando a média geral do PERD. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa entre os períodos. A linha pontilhada representa a precipitação anual do PERD (PCD 30800). □ Média±SE, I Média±0.95 de intervalo de confiança.

O incremento médio anual de biomassa para as PMP's em conjunto foi de +2,1 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ (0,0 – 3,2 [Bootstrap 95% intervalo de confiança]). Os valores de incremento médio anual entre as PMPs não diferenciaram significativamente (*t* teste, *p* > 0,05), com exceção da LA, que apresentou um incremento médio anual negativo (decréscimo de AGB) no período (Figura 5 - B e Tabela 2).

Considerando apenas as áreas de florestas primárias, o valor do incremento médio anual de AGB chegou a +3,4 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ (0,4 – 5,6 [Bootstrap 95% intervalo de confiança]), enquanto para as áreas secundárias do PERD este valor foi em média de +0,7 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ (-2,1 – 1,8) no período de monitoramento. O maior incremento médio de AGB

encontrado foi o da floresta primária LP, com média de $+3,9 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (-2,3 – 8,2), seguida por LC com $+2,9 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (2,2 – 3,8), GT com $+2,0 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (0,7 – 2,1) e LA $-0,6 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (-4,8 – 0,9) (Figura 5 - B). O ano de 2009 apresentou o maior valor de incremento de AGB, chegando a $+11,8 \text{ Mg.ha}^{-1}$ na LP. Os menores valores de incremento encontrados foram de $-6,2 \text{ Mg.ha}^{-1}$ e $-6,0 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para as PMP's LP e LA, respectivamente, ambos no ano de 2008.

O incremento médio geral de carbono foi de $+1,0 \text{ Mg.C.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (0 – 1,6 [Bootstrap 95% intervalo de confiança]), sendo de $+1,7 \text{ Mg.C.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (0,2 – 2,8) para as áreas de florestas primárias e de $+0,4 \text{ Mg.C.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (-1,1 – 0,9) para as áreas secundárias.

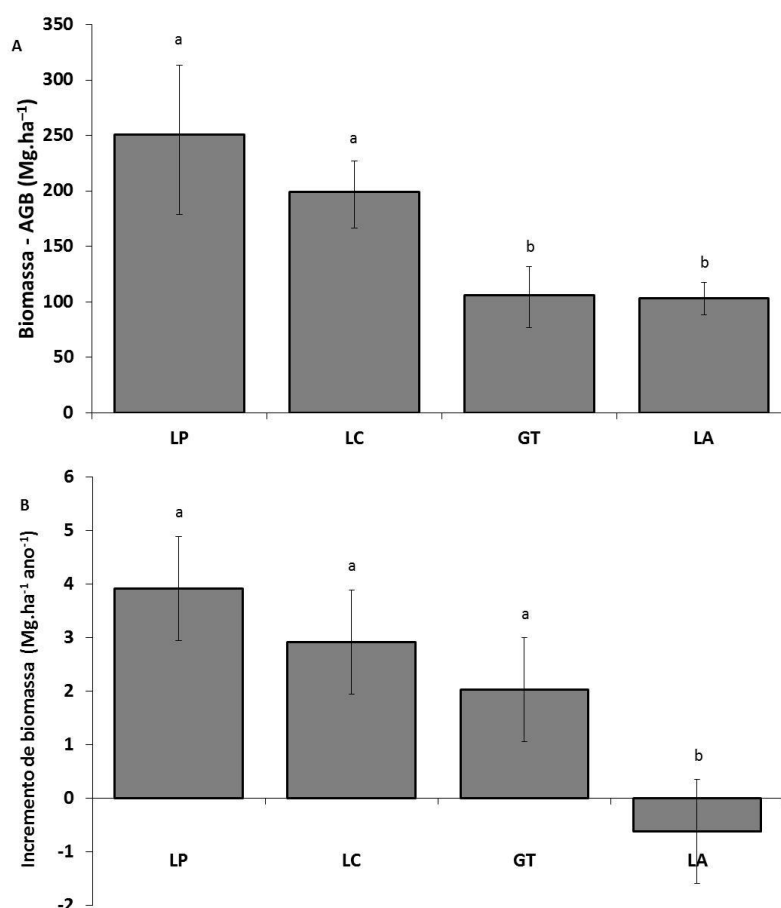


Figura 5: **A** – estimativas biomassa acima do solo – AGB em 2010 (Mg.ha^{-1}) e **B** – incremento médio anual ($\text{Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) de cada PMP para o período de 2005 a 2010. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa entre as PMP's. LP – Lagoa Preta; LC – Lagoa Central; LA – Lagoa do Aníbal; GT – Garapa Torta. Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil.

Em termos de mudanças relativas de AGB entre os anos de monitoramento, a biomassa variou de -3,5% em LA no ano de 2008 ao máximo de 5,4% para LP no ano de 2009 (Figura 6). O ano de 2008 apresentou especialmente as maiores variações relativas entre as PMP's, com perda expressiva de AGB para as parcelas da LP e LA (Figura 6), acarretando o registro de um valor negativo de AGB para este ano (Figura 4). A perda de AGB em 2008 está relacionada ao maior número de árvores mortas nas PMP's durante todo o período, sendo 13 ind.ano⁻¹ para LP e 15 ind.ano⁻¹ para LA. Além do número de árvores mortas, a perda de AGB está relacionada, sobretudo à maior mortalidade de árvores grandes. No ano de 2008 foi registrada a mortalidade de árvores de maiores diâmetros, com um indivíduo de 43,3 cm de DAP na LP e um de 63,2 cm de DAP na LA.

A maior variação negativa de AGB e, conseqüentemente do incremento anual de 2008, está associada (*Spearman*, $r = 1$; $p = 0,01$) à menor taxa de precipitação registrada para o ano anterior (2007) em relação a todo o período de monitoramento (Figura 6). Em contraposição, o ano de 2009 apresentou as maiores taxas de variações relativas positivas de AGB e incremento, estando associadas à maior taxa de precipitação registrada para o período (Figura 6).

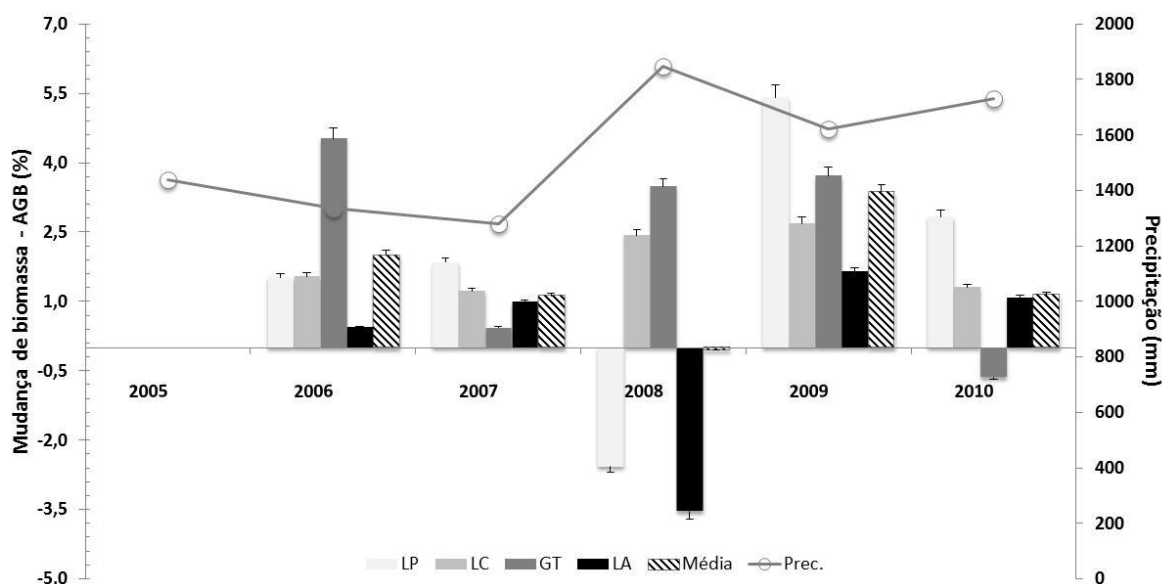


Figura 6: Mudanças relativas na biomassa acima do solo (AGB) para as quatro PMPs dentro dos intervalos de monitoramento no período de 2005 a 2010. A linha cinza representa a precipitação do Parque Estadual do Rio Doce – Minas Gerais, Brasil.

Durante o monitoramento do período de 2005 a 2010 foram encontrados um total de 211 indivíduos recrutados ($DAP \geq 10$ cm) e 183 indivíduos arbóreos mortos nas PMP's. Na análise geral a taxa de recrutamento anual média foi de $2\% \cdot \text{ano}^{-1}$ (1,6 – 2,6%), sendo a maior taxa no ano de 2009 (Figura 7). A mortalidade média anual das PMP's foi de $1,8\% \cdot \text{ano}^{-1}$ (1,0 – 2,0%), tendo o valor máximo se repetido para os anos de 2008, 2009 e 2010. Foi registrado um valor médio anual de *turnover* de $1,9\% \cdot \text{ano}^{-1}$ (1,5 – 2,3%), com um pico em 2009. As variações das taxas de mortalidade e recrutamento no período analisado foram similares, não havendo diferenças significativas.

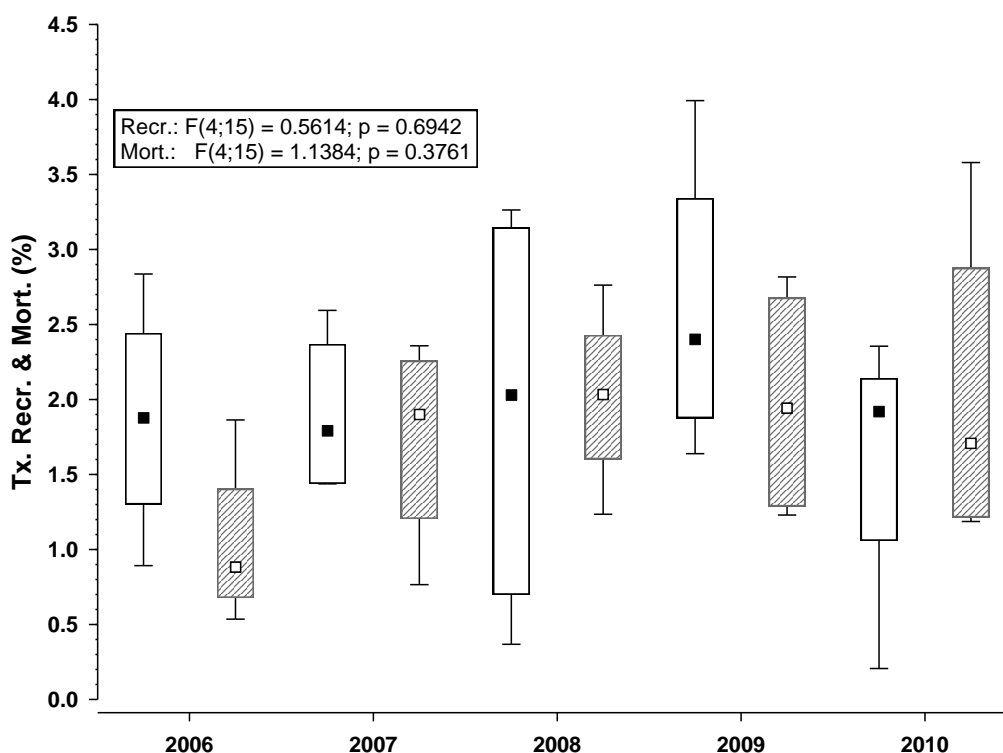


Figura 7: Variação das taxas de recrutamento e mortalidade para o período de estudo, considerando todos os Parcelas de Monitoramento Permanentes do Parque Estadual do Rio Doce, MG – Brasil. A análise de variância (ANOVA) mostra ausência de diferenças significativas para o período. □ Recrutamento e Mortalidade.

A Figura 8 mostra a variação espacial de AGB para cada PMP durante o período de avaliação. Com exceção da LC, observaram-se perdas expressivas de AGB nas PMP's (verde claro), entretanto, é possível visualizar incremento de AGB nas parcelas (cores mais escuras).

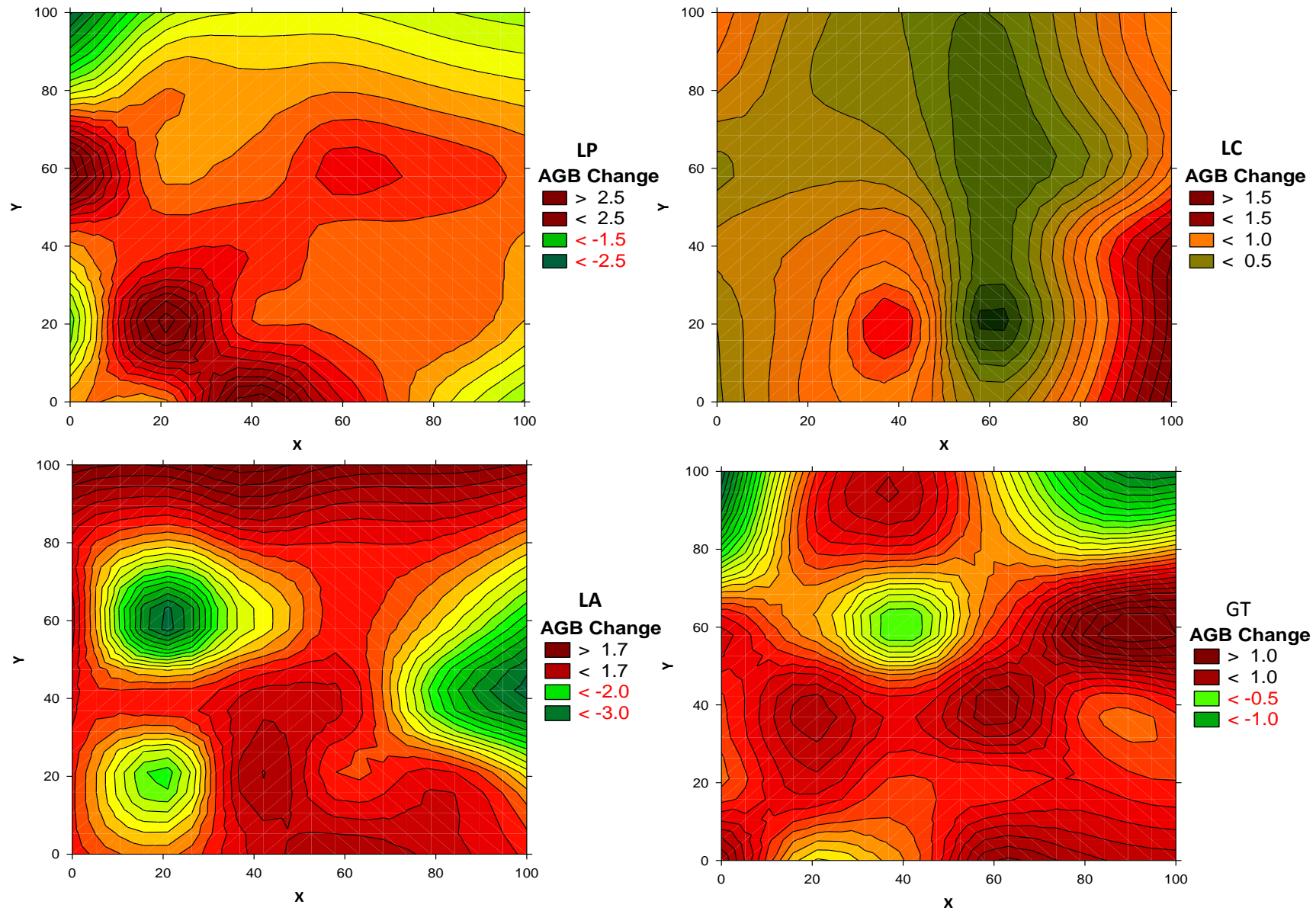


Figura 8: Diagrama de contorno obtido pelo método de interpolação por *krigagem*, demonstrando a mudança na biomassa acima do solo – AGB em Mg para o período de 2005 a 2010, nas 4 PMPs em estudo no PERD. Tonalidades de verde claro indicando perda de AGB na PMP e demais tonalidades indicando incremento de AGB no período de estudo.

Em relação às PMP's, foi observada maior taxa de recrutamento em LA em 2009 com 3,9%, sendo a maior taxa de mortalidade e *turnover* observada em GT, com 3,6% e 2,7%, respectivamente, ambas em 2010. Conseqüentemente, as taxas médias de mortalidade ($2,2\% \cdot \text{ano}^{-1} \pm 0,85 \text{ s.d.}$) e *turnover* ($2,2\% \cdot \text{ano}^{-1} \pm 0,58 \text{ s.d.}$) das áreas secundárias (GT e LA) foram significativamente maiores ($p=0,04$) do que as taxas observadas nas áreas primárias (LP e LC; $1,3\% \cdot \text{ano}^{-1} \pm 0,16 \text{ s.d.}$ de mortalidade e $1,6\% \cdot \text{ano}^{-1} \pm 0,26 \text{ s.d.}$ de *turnover*). Foi observada correlação negativa significativa (*Spearman*, $r = -0,50$; $p = 0,02$) entre AGB e as taxas de mortalidade das árvores, o que leva à diminuição das taxas de *turnover* (Figura 9).

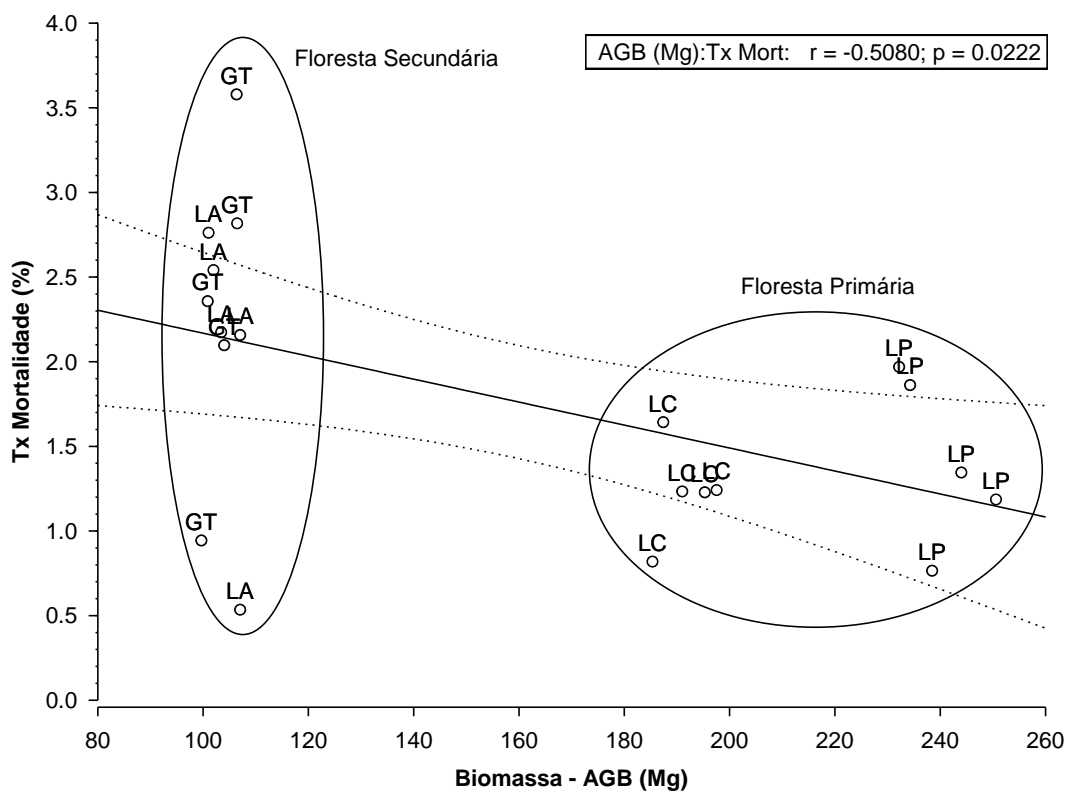


Figura 9: Gráfico de dispersão com a estatística de *Spearman* negativamente correlacionada entre a biomassa (AGB) e as taxas de mortalidade para as PMP's do PERD.

4 DISCUSSÃO

O valor médio de biomassa (AGB) encontrado para o PERD ($158,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), baseado nas quatro parcelas analisadas, está abaixo dos valores médios encontrados para a Amazônia, que variam de 200 a $400 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Fearnside *et al.*, 1993; Clark *et al.*, 2001; Vieira *et al.*, 2004; Malhi *et al.*, 2006). Contudo, os valores de AGB das áreas primárias do PERD são similares as da Amazônia, uma vez que a parcela LP apresentou $250,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de biomassa. Em relação a outros estudos realizados na Mata Atlântica, o mesmo princípio se aplica. Alves *et al.* (2010) encontraram valores médios de $213,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($188,6 - 235,8 - 95\% \text{ CI}$) em um gradiente altitudinal em São Paulo, valores estes similares aos das áreas primárias do PERD. A exceção fica nos valores encontrados por Rolim *et al.* (2005), que são superiores aos demais estudos da Mata Atlântica. Comparações entre valores de AGB devem ser cautelosas, uma vez que diferentes compartimentos de biomassa podem ou não estar incluídos em determinados estudos, como no trabalho de Tiepolo *et al.* (2002), no qual foi incluída a biomassa estimada de raízes. Outra distinção comum aos trabalhos é o uso de diferentes equações alométricas, com diferentes variáveis (DAP, HT e densidade específica da madeira), o que conseqüentemente produz erros associados às estimativas.

No presente estudo verificou-se que a biomassa aumentou durante o período de monitoramento ($+10,3 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$; $+6,7\%$), com valor médio anual positivo ($2,1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, variando de 0,0 a 3,2). O valor de incremento médio anual do PERD encontra-se acima do encontrado por Castilho *et al.* (2010) ($1,67 \pm 2,9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) em 72 PMP's na Reserva Duke em Manaus (Floresta Amazônica), bem como do incremento relatado por Baker *et al.* (2004) $0,73 \pm 0,68$, para PMP's da parte leste e central da Amazônia.

As diferenças encontradas nos valores de AGB e de incremento médio entre a Mata Atlântica e a Amazônia podem envolver vários fatores, como o tipo de solo, a composição de espécies, o regime de chuvas, entre outros. Essa diversidade de valores de biomassa pode estar relacionada principalmente às diferenças na estrutura da floresta em termos de altura média das árvores, à relação diâmetro-altura, à densidade de árvores na parcela (Alves *et al.*, 2010), bem como a diferenças na densidade específica das madeiras encontradas em cada *site*. Entretanto, o principal fator dessas diferenças está na estrutura da distribuição diamétrica florestal (Alves *et al.*, 2010), uma vez que para a Mata Atlântica a densidade de árvores nas classes

diamétricas maiores é menor quando comparada à densidade de indivíduos nas mesmas classes diamétricas nos *sítios* Amazônicos. Devido ao elevado grau de impacto na Mata Atlântica são raros os remanescentes que possuem árvores com DAP maior que 30 cm. Portanto, fica evidente que as diferenças nos valores de AGB e de incremento, são baseadas no princípio de que as árvores grandes são as responsáveis por manter a maior parte dos estoques de biomassa e carbono na floresta.

Os valores de AGB variaram temporal e espacialmente nas PMPs, com perdas expressivas de biomassa para LP e LA no ano de 2008 devido ao maior número de árvores mortas, especialmente de árvores com grandes diâmetros. No PERD as árvores grandes (DAP > 30 cm) apresentam as maiores taxas de incremento, sendo responsáveis pelos maiores valores de estoques de carbono (Metzker *et al.*, 2011), devido ao acúmulo gradativo do aumento em diâmetro e altura. Apesar das perdas significativas de AGB em determinados anos, os resultados evidenciam que o incremento médio anual de AGB para o PERD para o período é positivo, indicando um processo de contínua captura e acúmulo de carbono, o que faz dessas florestas sumidouros em potencial da atmosfera.

Foi encontrada correlação significativa entre as maiores perdas de AGB em 2008 com uma menor taxa de precipitação do ano anterior (2007), indicando a influência direta da disponibilidade hídrica no incremento de AGB. Esse padrão de mortalidade pode estar relacionado à vulnerabilidade das árvores à seca, relatado por diversos autores para florestas neotropicais (Phillips *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 2010; Enquist & Enquist, 2010; Samanta *et al.*, 2010), sendo um fator particularmente crítico na regulação do crescimento nesses ecossistemas (Bazzaz, 1998). Os maiores riscos de mortalidade, pela vulnerabilidade à seca, estão associados às árvores grandes e àquelas espécies, de qualquer tamanho, que possuem baixa densidade específica de madeira (Phillips *et al.*, 2010). Um indício da mortalidade pela seca é que os indivíduos morrem em pé na floresta o que pode indicar um colapso fisiológico-hidráulico que, por embolia do xilema, interrompe o fluxo de água para as partes mais altas da planta, causando queda gradativa dos ramos até a perda de sua copa (Phillips *et al.*, 2010). Foi observado que as árvores de maiores diâmetros encontradas mortas no ano de 2008 no PERD estavam, em sua maioria, mortas em pé, o que reforça esse pressuposto. Os resultados indicam a sensibilidade da floresta do PERD a eventos de estresse hídrico, que podem transformar um potencial consumidor de carbono em grande emissor através da perda de biomassa. A seca de 2005 na Amazônia, por

exemplo, reverteu um padrão de sumidouro de carbono que vinha ocorrendo nesse ambiente há décadas (Phillips *et al.*, 2009).

No ano seguinte aos eventos de perda de AGB no PERD foram registrados os maiores incrementos desse componente, principalmente para a área primária LP, com acréscimo de 5,4% (Figura 6). O maior desenvolvimento observado em 2009 foi correlacionado à maior taxa de precipitação ocorrida em 2008 (ano anterior). Essa resposta também está intimamente relacionada a mecanismos de recuperação pós distúrbio provocadas, por exemplo, por anos de menores taxas de precipitação (Vieira *et al.*, 2004; Williamson *et al.*, 2000). Os resultados deste estudo mostram que alterações na distribuição da precipitação podem afetar significativamente o balanço de AGB das florestas em determinadas escalas de tempo.

Um dos principais fatores de variações na temperatura na maior parte dos trópicos e de anomalias na precipitação nas Américas é o evento conhecido como *El Niño* (ENSO) (Malhi & Wright, 2004). Em um monitoramento de 22 anos em área de Mata Atlântica, Rolim *et al.* (2005) relataram um balanço negativo de AGB e o relacionaram aos efeitos de seca causados pelo fenômeno *El Niño* ocorrido em 1987 e 1998. Após esse período de seca os autores registraram produtividade de 2 a 4 vezes maiores que a média para a floresta. Resultados similares foram relatados para outras áreas de florestas tropicais, como La Selva na Costa Rica (Clark *et al.*, 2003) e sítios Amazônicos (Vieira *et al.*, 2004). Segundo Clark (2004), as emissões relativas às florestas tropicais estão associadas a anos atípicos em relação à temperatura e precipitação. Phillips *et al.* (2008) demonstraram que eventos de *El Niño* não afetam significativamente a dinâmica florestal, uma vez que os fatos ocorridos em anos desse evento são compensados em anos seguintes pelas maiores taxas de crescimento. Entretanto, o problema pode estar na frequência com que esses eventos ocorrem, uma vez que para que a floresta apresente forte resiliência frente aos estresses sofridos são necessários tempos regulares de estabilidade. Em um cenário de aumento da frequência de eventos climáticos extremos indicados pelo IPCC, esse tempo de estabilidade pode ser reduzido, fazendo com que a floresta passe por consecutivos eventos atípicos como de estresse hídrico, por exemplo, diminuindo assim sua resiliência.

A dinâmica florestal do PERD apresentou tendências semelhantes às observadas para as mudanças de AGB. A taxa de recrutamento média encontrada está dentro dos limites encontrados para florestas tropicais (Phillips & Gentry, 1994).

Na análise temporal, o maior valor médio de indivíduos recrutados (14 ind.ha^{-1}) foi registrado para o ano de 2009, convergindo para a ideia de rápida recuperação pós-distúrbio. Na parcela LA, que teve perdas representativas de AGB em 2008, foi encontrado um recrutamento de 22 ind.ha^{-1} para 2009, sendo esse o maior valor registrado em todos os anos de monitoramento.

A taxa de mortalidade média observada também está dentro dos limites registrados para florestas tropicais (Phillips & Gentry, 1994) e as maiores taxas se repetiram nos anos de 2008, 2009 e 2010. Contudo, a análise da taxa de mortalidade revelou uma média maior para o ano de 2008 (11 ind.ha^{-1}). Conforme apresentado anteriormente, apesar do maior número de indivíduos, o fator que mais contribuiu para a perdas de AGB nesse período foi a mortalidade de árvores de grande diâmetro, principalmente nas parcelas LP e LA.

Apesar da variação das taxas da dinâmica, não foram encontradas diferenças significativas na análise temporal. As diferenças apareceram na análise entre as áreas primárias e secundárias. Nas áreas secundárias há dinâmica mais acelerada da vegetação (maior mortalidade e *turnover*) em relação às matas primárias, onde as taxas são relativamente menores. Contudo, as áreas e mata secundária apresentaram menor valor de incremento líquido de AGB quando comparadas às de mata primária. Partindo do pressuposto da segunda lei da termodinâmica, é fato que quanto maior o grau de entropia de um sistema menor será seu resultado potencial, ou seja, menor será a energia disponibilizada para se transformar em trabalho. Keeling & Phillips (2007) demonstraram que quanto maior é o *turnover* menor é a produtividade do ecossistema. As espécies com madeira de baixa densidade apresentam rápida taxa de crescimento, contudo, a baixa densidade específica da madeira limita os níveis de estoque de carbono (Keeling & Phillips, 2007), o que pode esclarecer o menor incremento registrado nas áreas secundárias (de maior dinâmica e maior entropia) em relação às primárias do PERD.

De acordo com o apresentado, apesar de eventos de uma menor taxa de precipitação e consequente perda de AGB em 2008, no período de monitoramento a dinâmica florestal das PMP's do PERD não variaram significativamente. Esse resultado pode indicar resiliência deste fragmento florestal da Mata Atlântica a eventos mais severos de secas, devido as suas características de semideciduidade. Esses atributos são advindos de processos de seleção, no tempo, resultando numa

composição de espécies capazes de suportar melhor eventos esporádicos de seca resultante de baixas precipitações em alguns anos.

Os resultados das mudanças de AGB e da dinâmica do PERD mostram que a floresta como um todo está em processo constante de captura de carbono na atmosfera, exibindo padrões aparentemente sazonais de perda de carbono por estresse hídrico, mas apresentando em média incremento líquido positivo. Nas áreas primárias a absorção de carbono é mais expressiva devido principalmente à presença de árvores grandes, que incrementam significativamente sua biomassa. Para as áreas secundárias a dinâmica de AGB é mais intensa, permitindo menores incrementos, porém, mantendo incrementos médios positivos. Ressalta-se que mesmo pequenos incrementos na captura do carbono pela floresta podem ajudar a diminuir potencialmente os impactos do aumento de CO₂ na atmosfera.

Devido às características implícitas de cada ecossistema, a continuidade do monitoramento anual durante grandes séries temporais que poderão envolver eventos extremos de precipitação e temperatura, como os decorrentes do *El Niño* e *La Niña*, por exemplo, é condição fundamental para acompanhar as mudanças na estrutura e dinâmica das florestas. Além do conhecimento científico advindo destes estudos, o monitoramento a longo prazo de PMP's permitirá aos agentes responsáveis pela conservação, planejar estratégias de manejo mais apropriadas para cada ambiente em particular.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, L.F., Vieira, S. A., Scaranello, M. A., Camargo, P. B., Santos, F. A. M., Joly, C. A., & Martinelli, L. A., 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *For. Ecol. Manage.* 260, 679-691.
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., *et al.* 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philos. Trans. R. Soc., B.* 359, 353-365.
- Barbosa, R.I. & Ferreira, C.A.C. 2004. Densidade básica da madeira de um ecossistema de madeira de um ecossistema de "campina" em Roraima, Amazônia Brasileira. *Acta Amazonica.* 34, 587 – 591.
- Bazzaz, F.A. 1998. Tropical forests in a future climate: changes in biological diversity and impact on the global carbon cycle. *Clim. Change* 39, 317-336.
- Begon, M., Harper, J.L., and Townsend, C.R. 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*, fourth ed. Blackwell Science, Oxford.
- Brown, S. 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environ. Pollut.* 116, 363-72.
- Cao, M., Stephen D.P., Jennifer S., and Scott J.G. 2004. Remotely Sensed Interannual Variations and Trends in Terrestrial Net Primary Productivity 1981-2000. *Ecosystems* 7, 233-242.
- Castilho, C.V., Magnusson, W.E., Araújo, R.N., and Luizão, F.J. 2010. Short-Term Temporal Changes in Tree Live Biomass in a Central Amazonian Forest, Brazil. *Biotropica* 42, 95-103.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., *et al.* 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia.* 145, 87-99.

- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G., and Zanne, A.E. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecol. Lett.* 12, 351-366.
- Clark, D.A., Brown, S., Kicklighter, D.W., Chambers, J.Q., Thomlinson, J.R., and Ni, J. 2001. Measuring Net Primary Production in Forests: Concepts and Field Methods. *Ecol. Appl.* 11, 356-370.
- Clark, D.A., Piper, S.C., Keeling, C.D., and Clark, D.B. 2003. Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics linked to interannual temperature variation during 1984-2000. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 100, 5852-5857.
- Clark, D.A. 2004. Tropical Forests and Global Warming: Slowing It down or Speeding It up? *Front. Ecol. Envir.* 2, 73.
- Drummond, G.M., Soares, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação, 2ª ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Efron, B., and Tibshirani, R. 1986. Bootstrap Methods for Standard Errors, Confidence Intervals, and Other Measures of Statistical Accuracy. *Stat. Sci.* 1, 54-75..
- Efron, B., 1987. Better bootstrap confidence intervals. *J. Am. Stat. Assoc.* 82, 171-185.
- Enquist, B.J., and Enquist, C.A.F. 2010. Long-term change within a Neotropical forest: assessing differential functional and floristic responses to disturbance and drought. *Glob. Change Biol.* 17, 1408-1424.
- FAO. 2005. Global Forest Resources Assessment 2005. FAO. Rome.
- Fearnside, P.M., Leal, N., and Fernandes, F.M. 1993. Rainforest Burning and the Global Carbon Budget: Biomass, Combustion Efficiency, and Charcoal Formation in the Brazilian Amazon. *J. Geophys. Res.* 98, 16733-16743.
- Fearnside, P. 1997a. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Clim. Change.* 35, 321-360.

- Fearnside, P. 1997b. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *For. Ecol. Manage* 90, 59-87.
- França, G.S. 2008. Relações florísticas e heterogeneidade de espécies arbóreas em remanescentes de Mata Atlântica da bacia do rio Doce, Minas Gerais – Espírito Santo, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Hood, G.M. 2010. PopTools version 3.2.5 (Excel Add-in).
- Keeling, H.C., and Phillips, O.L. 2007. The global relationship between forest productivity and biomass. *Global Ecol. Biogeogr.* 16, 618-631.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Sheil, D., Vinceti, B., Baker, T.R., Brown, S., Graham, A.W., Higuchi, N., Hilbert, D.W., Laurance, W.F., *et al.* 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *J. Ecol.* 92, 929-944.
- Lorenzi, H. 1998. Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. V.1, ed. Plantarum. Nova Odessa-SP.
- Lorenzi, H. 1998. Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. V.2, ed. Plantarum. Nova Odessa-SP.
- Malhi, Y., Wood, D., Baker, T.R., Wright, J.A., Phillips, O.L., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., *et al.* 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Glob. Change Biol.* 12, 1107-1138.
- Malhi, Y., and Wright, J.A. 2004. Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. *Philos. Trans. R. Soc., B.* 359, 311-329.
- Malhi Y., Wright J. 2005. Late twentieth-century patterns and trends in the climate of tropical forest regions. In: Malhi Y, Phillips O (eds) *Tropical forests and global atmospheric change*. Oxford University Press, Oxford.

- Martins, R. 1944. Livro das árvores do Paraná. Edição do Diretório Regional de Geografia do Estado do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Metzker, T., Spósito, T.C., Martins, M.T.F., Horta, M.B., & Garcia, Q. 2011. Forest dynamics and carbon stocks in Rio Doce State Park – an Atlantic rainforest hotspot. *Curr. Sci.* 100, 2093-2098.
- Metzker, T., Spósito, T.C., Britaldo, S.F., Ahumada, J.A. & Garcia, Q. 2012. Tropical Forest and Carbon Stock's Valuation: A Monitoring Policy. In: Lameed, G.A (ed.). *Biodiversity Enrichment in a Diverse World*. InTech, pp. 171-194.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nascimento, H.E.M., and Laurance, W.F. 2002. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecol. Manag.* 168, 311-321.
- Nascimento, C.C. 1993. Variabilidade da densidade básica e de propriedades mecânicas de madeiras da Amazônia. Tese de Mestrado em Ciências Florestais. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.
- Nogueira, E., Nelson, B., and Fearnside, P. 2005. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. *Forest Ecol. Manag.* 208, 261-286.
- Nunes, F.P. 2011. Dinâmica da produção e da decomposição da serapilheira em quatro sítios do mosaico florestal do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Tese de Doutorado. *Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre*. Instituto de Ciências Biológicas ICB – UFMG – Belo Horizonte.
- Oliveira-Filho, A.T., Mello, J.M., and Scolforo, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecol.* 131, 45-66.

- Petersson, H., Holm, S., Ståhl, G., Alger, D., Fridman, J., Lehtonen, A., Lundström, A., *et al.* 2012. Individual tree biomass equations or biomass expansion factors for assessment of carbon stock changes in living biomass – A comparative study. *Forest Ecol. Manag.* 270, 78-84.
- Phillips, O.L., and Gentry, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*. 263, 954-958.
- Phillips, O.L., Baker, T.R., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Lewis, S., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., *et al.* 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philos. Trans. R. Soc., B*. 359, 381-407.
- Phillips, O.L., Lewis, S.L., Baker, T.R., Chao, K.J., and Higuchi, N. 2008. The changing Amazon forest. *Philos. Trans. R. Soc., B*. 363, 1819-1827.
- Phillips, O.L., Aragão, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, J., López-González, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., *et al.* 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323, 1344-1347.
- Phillips, O.L., Van Der Heijden, G., Lewis, S., López-González, G., Aragão, L. E.O.C., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Almeida, S., Dávila, E.A., *et al.* 2010. Drought-mortality relationships for tropical forests. *New Phytol.* 187, 631-646.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., and Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141-1153.
- Rolim, S.G., Jesus, R.M., Nascimento, H.E.M., Do Couto, H.T.Z., and Chambers, J.Q. 2005. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia*. 142, 238-246.
- Rosenberg, M.S., and Anderson, C.D. 2011 PASSaGE: Pattern Analysis, Spatial Statistics and Geographic Exegesis. Version 2. *Methods Ecol. Evol.* 2, 229-232.
- Rüger, N., Huth, A., Hubbell, S. P., and Condit, R. 2011. Determinants of mortality across a tropical lowland rainforest community. *Oikos* 120, 1047-1056.

- Samanta, A., Ganguly, S., Hashimoto, H., Devadiga, S., Vermote, E., Knyazikhin, Y., Nemani, R.R., and Myneni, R.B. 2010. Amazon forests did not green-up during the 2005 drought. *Geophys. Res. Lett.* 37, 1-5.
- Serviço Florestal Brasileiro. 2010. Florestas do Brasil em Resumo – 2010: dados de 2005-2010. Brasília.
- Sheil, D., and May, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *J. Ecol.* 84, 91-100.
- SOS Mata Atlântica & INPE. 2009. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2005-2008. SOS Mata Atlântica. São Paulo.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0.
- TEAM. 2010. Vegetation Protocol Implementation Manual, vol. 1.5: Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington, D.C.
- Tiepolo, G., Calmon, M., Feretti, A.R. 2002. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraquec, aba Climate Action Project, Paraná, Brasil. In: International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring. Extension Series Taiwan Forestry Research Institute.
- Van Gelder, H.A., Poorter, L., and Sterck, F.J. 2006. Wood mechanics, allometry, and life-history variation in a tropical rain forest tree community. *New Phytol.* 171, 367-378.
- Veloso, H.D.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE. Rio de Janeiro.
- Vieira, S., Camargo, P.B., Selhorst, D., Silva, R., Hutyrá, L., Chambers, J.Q., Brown, I.F., Higuchi, N., Santos, J., Wofsy, S.C., *et al.* 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. *Oecologia.* 140, 468-479.

Vieira, S.A., Alves, L.F., Aïdar, M.P.M., Araújo, L.S., Baker, T., Batista, J.L.F., Campos, M.C.R., Camargo, P.B., Chave, J., Delitti, W.B., Higuchi, N., Honório, E., Joly, C.A., Keller, M., Martinelli, L.A., de Mattos, E.A., Metzker, T., Phillips, O., Santos, F., A.M., Shimabukuro, M.T., Silveira, M., and Trumbore, S.E. 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*. 8, 21-29.

Zanne A.E, Lopez-Gonzalez G., Coomes D.A., Llic J., Jansen S., Lewis S., Miller, R.B., Swenson, N.G., Wiemann, M.C., Chave, J. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository.

Williamson, G.B., Laurance, W.F., Oliveira, A.A., Gascon, C., Lovejoy, T.E., and Pohl, L. 2011. Amazonian Tree Mortality during the 1997 El Niño Drought Amazonian. *Conserv. Biol.* 14, 1538-1542.

6 ANEXO I

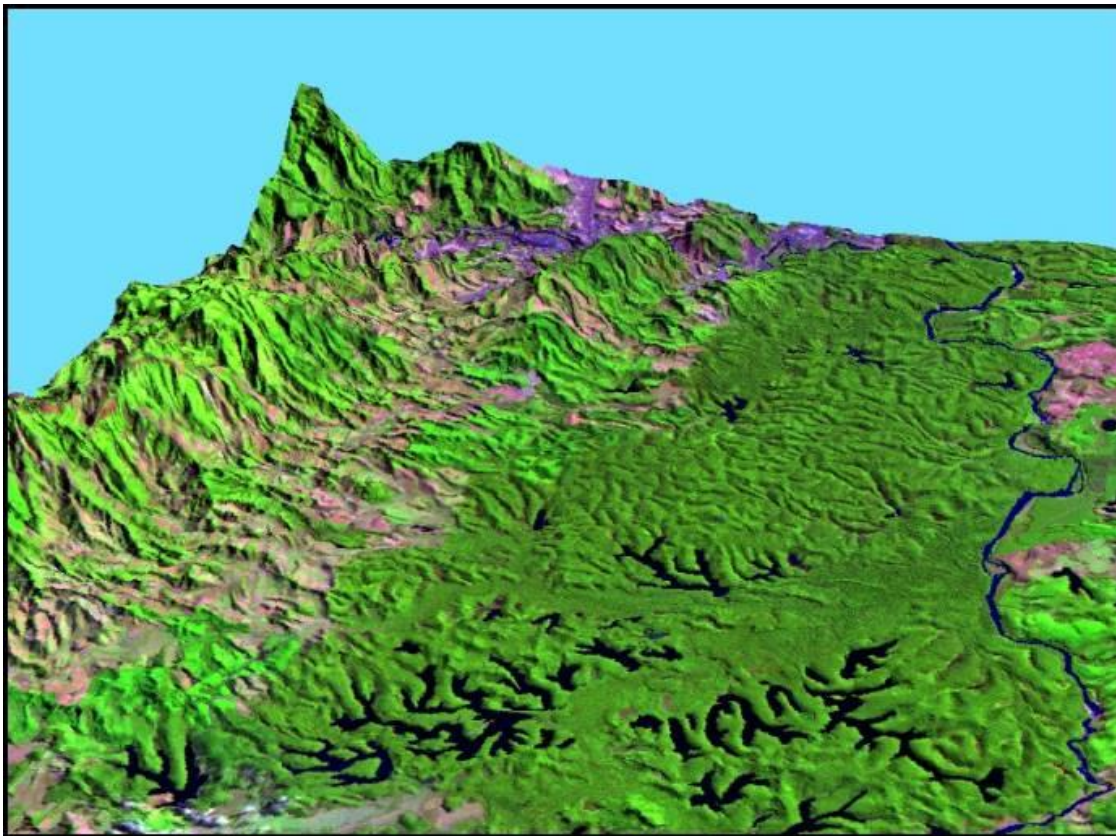


Figura 10: Visão do PERD (verde escuro) e o conjunto de lagoas (preto), ressaltando sua localização numa região denominada como Depressão Interplanáltica do rio Doce, sendo formada pelos vales do rio Doce e do rio Piracicaba. À esquerda a Serra de Marliéria e à direita, em azul, o rio Doce. Fonte: Hirsch (2009).

7 ANEXO II

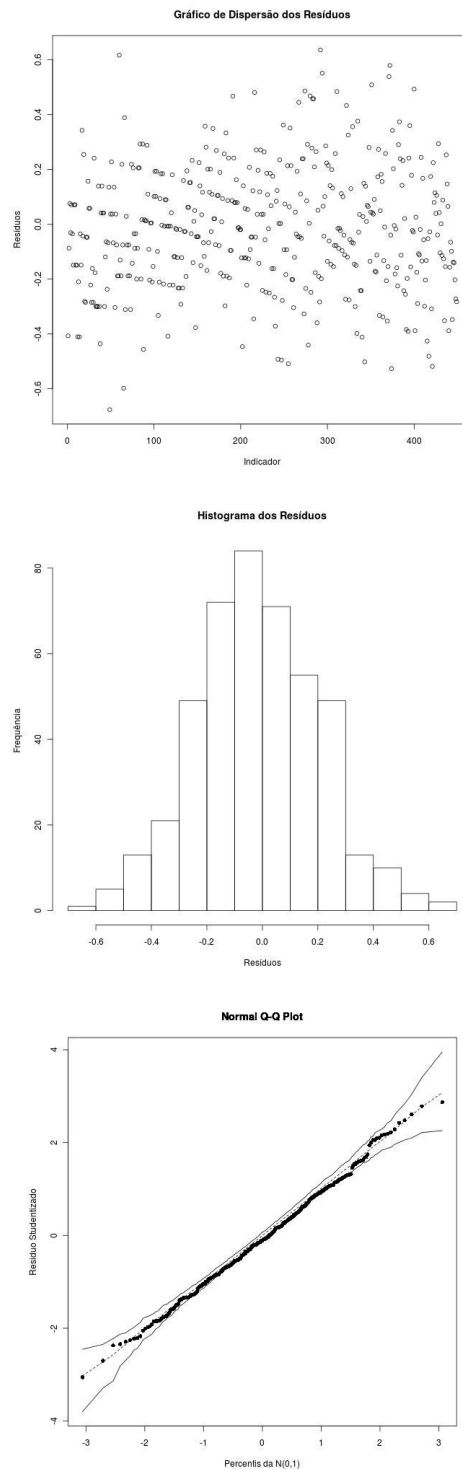


Figura 11: Gráficos representando o ajuste da equação alométrica através da distribuição gama de resíduos para as estimativas das alturas individuais das árvores do Parque Estadual do Rio Doce – PERD. N=450; Degrees of freedom – DF: 448; Akaike information criterion – AIC: 2225.

8 ANEXO III

LP STEMS

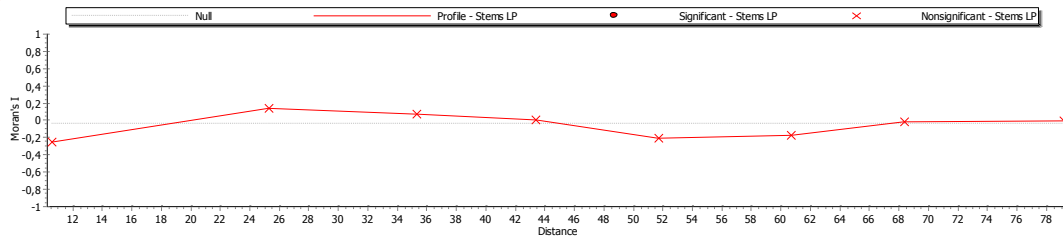
Data matrix: RD-VG-LP-N=25-PASSAGE-120118
 Distances: Distance Matrix LP
 Distance classes: DistClass LP
 Excluding largest class
 # of points = 25

Assuming randomly distributed data
 Binary weighting
 Permutation tests based on 999 permutations

Correlogram of Stems LP

#	Distance Classes		# Pairs	E(I)	I	Moran's I		Prob	RandProb
	Min	Max				SD(I)	Z-score		
1	0,00000	21,18962	32	-0,04167	-0,24730	0,16201	1,26927	0,20434	0,13400
2	21,18962	29,39388	32	-0,04167	0,13598	0,16023	1,10871	0,26756	0,37700
3	29,39388	41,23106	23	-0,04167	0,07571	0,19581	0,59947	0,54886	0,72200
4	41,23106	45,61798	39	-0,04167	0,00909	0,14403	0,35239	0,72454	0,96600
5	45,61798	57,82733	33	-0,04167	-0,20209	0,15698	1,02194	0,30681	0,21700
6	57,82733	63,52952	37	-0,04167	-0,16806	0,14973	0,84416	0,39858	0,27800
7	63,52952	73,27346	30	-0,04167	-0,01704	0,16737	0,14714	0,88302	0,90500
8	73,27346	85,09407	40	-0,04167	-0,00231	0,13944	0,28225	0,77776	0,99200

Moran's I correlogram of Stems LP has a Bonferroni corrected significance of 1,00000



LP AGB

Data matrix: RD-VG-LP-N=25-PASSAGE-120118

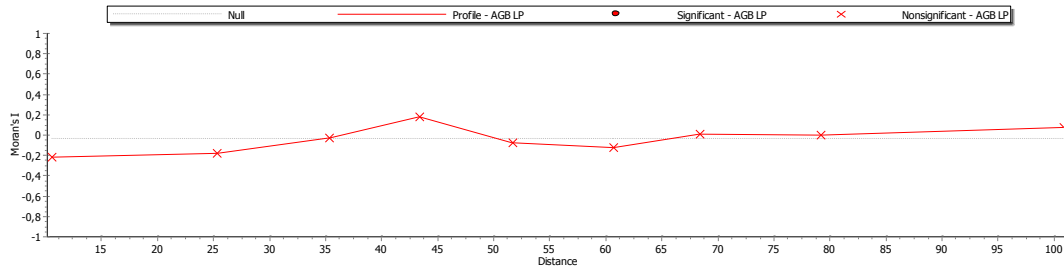
Distances: Distance Matrix 1
 Distance classes: Dist Class LP
 # of points = 25

Assuming randomly distributed data
 Binary weighting
 Permutation tests based on 999 permutations

Correlogram of AGB LP

#	Distance Classes		# Pairs	E(I)		Moran's I		Prob	RandProb
	Min	Max		I	SD(I)	Z-score			
1	0,00000	21,18962	40	-0,04167	-0,21782	0,13019	1,35302	0,17605	0,10100
2	21,18962	29,39388	32	-0,04167	-0,17676	0,14612	0,92456	0,35520	0,23800
3	29,39388	41,23106	30	-0,04167	-0,03270	0,15330	0,05851	0,95334	0,84900
4	41,23106	45,61798	48	-0,04167	0,18244	0,11527	1,94424	0,05187	0,12000
5	45,61798	57,82733	18	-0,04167	-0,07743	0,20104	0,17790	0,85880	0,71100
6	57,82733	63,52952	52	-0,04167	-0,11908	0,11030	0,70186	0,48277	0,33900
7	63,52952	73,27346	24	-0,04167	0,00885	0,17360	0,29103	0,77103	0,97100
8	73,27346	85,09407	34	-0,04167	-0,00317	0,13781	0,27934	0,77998	0,98000
9	85,09407	116,65466	22	-0,04167	0,07155	0,17323	0,65358	0,51338	0,66200

Moran's I correlogram of AGB LP has a Bonferroni corrected significance of 0,46680



LC STEMS

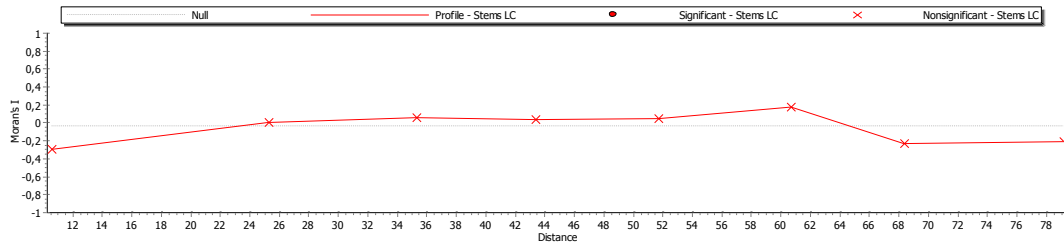
Data matrix: RD-VG-LC-N=25-PASSAGE-120118
 Distances: Distance Matrix LC
 Distance classes: DistClass LC
 Excluding largest class
 # of points = 25

Assuming randomly distributed data
 Binary weighting
 Permutation tests based on 999 permutations

Correlogram of Stems LC

#	Distance Classes		# Pairs	Moran's I							
	Min	Max		E(I)	I	SD(I)	Z-score	Prob	RandProb		
1	0,00000	21,18962	32	-0,04167	-0,29753	0,16672	1,53471	0,12486	0,09200		
2	21,18962	29,39388	32	-0,04167	0,00711	0,16476	0,29603	0,76721	0,96200		
3	29,39388	41,23106	23	-0,04167	0,06193	0,20161	0,51382	0,60738	0,77500		
4	41,23106	45,61798	39	-0,04167	0,03577	0,14816	0,52263	0,60123	0,82400		
5	45,61798	57,82733	33	-0,04167	0,04805	0,16138	0,55592	0,57827	0,78000		
6	57,82733	63,52952	37	-0,04167	0,18089	0,15412	1,44409	0,14871	0,26700		
7	63,52952	73,27346	30	-0,04167	-0,22467	0,17219	1,06281	0,28787	0,16300		
8	73,27346	85,09407	40	-0,04167	-0,21285	0,14326	1,19496	0,23210	0,17400		

Moran's I correlogram of Stems LC has a Bonferroni corrected significance of 0,99885



LC AGB

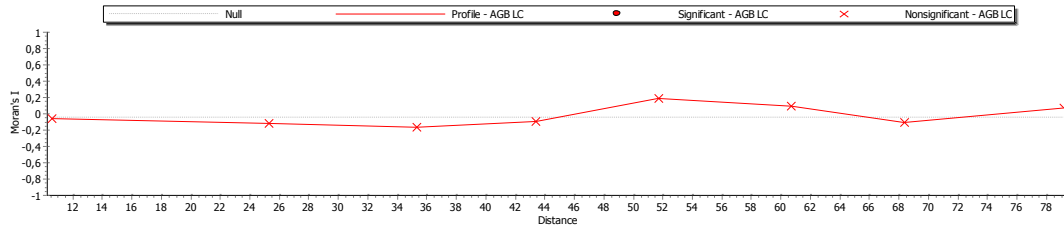
Data matrix: RD-VG-LC-N=25-PASSAGE-120118
 Distances: Distance Matrix LC
 Distance classes: DistClass LC
 Excluding largest class
 # of points = 25

Assuming randomly distributed data
 Binary weighting
 Permutation tests based on 999 permutations

Correlogram of AGB LC

#	Distance Classes		# Pairs	Moran's I							
	Min	Max		E(I)	I	SD(I)	Z-score	Prob	RandProb		
1	0,00000	21,18962	32	-0,04167	-0,06156	0,16172	0,12301	0,90210	0,70000		
2	21,18962	29,39388	32	-0,04167	-0,12059	0,15995	0,49343	0,62171	0,47900		
3	29,39388	41,23106	23	-0,04167	-0,16003	0,19546	0,60555	0,54481	0,47100		
4	41,23106	45,61798	39	-0,04167	-0,09451	0,14378	0,36755	0,71321	0,55900		
5	45,61798	57,82733	33	-0,04167	0,19336	0,15672	1,49969	0,13369	0,22100		
6	57,82733	63,52952	37	-0,04167	0,09826	0,14947	0,93616	0,34919	0,54200		
7	63,52952	73,27346	30	-0,04167	-0,10957	0,16708	0,40640	0,68445	0,52200		
8	73,27346	85,09407	40	-0,04167	0,06768	0,13921	0,78544	0,43220	0,64300		

Moran's I correlogram of AGB LC has a Bonferroni corrected significance of 1,00000



GT STEMS

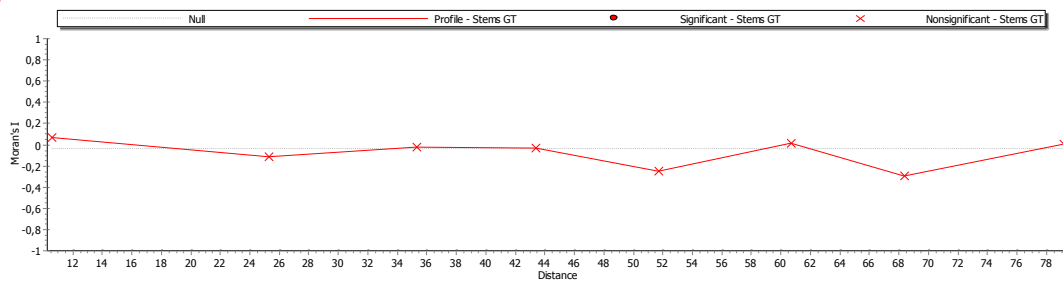
Data matrix: RD-VG-GT-N=25-PASSAGE-120118
 Distances: Distance Matrix GT
 Distance classes: Dist Class GT1
 Excluding largest class
 # of points = 25

Assuming randomly distributed data
 Binary weighting
 Permutation tests based on 999 permutations

Correlogram of Stems GT

#	Distance Classes		# Pairs	E(I)	I	Moran's I				
	Min	Max				SD(I)	Z-score	Prob	RandProb	
1	0,00000	21,18962	32	-0,04167	0,07088	0,16777	0,67085	0,50231	0,66000	
2	21,18962	29,39388	32	-0,04167	-0,11764	0,16577	0,45829	0,64674	0,50800	
3	29,39388	41,23106	23	-0,04167	-0,02299	0,20291	0,09205	0,92666	0,91700	
4	41,23106	45,61798	39	-0,04167	-0,03381	0,14908	0,05270	0,95797	0,83500	
5	45,61798	57,82733	33	-0,04167	-0,24849	0,16237	1,27382	0,20273	0,12200	
6	57,82733	63,52952	37	-0,04167	0,01464	0,15510	0,36302	0,71659	0,90200	
7	63,52952	73,27346	30	-0,04167	-0,29720	0,17327	1,47476	0,14028	0,09700	
8	73,27346	85,09407	40	-0,04167	0,00724	0,14411	0,33935	0,73434	0,95100	

Moran's I correlogram of Stems GT has a Bonferroni corrected significance of 1,00000



GT AGB

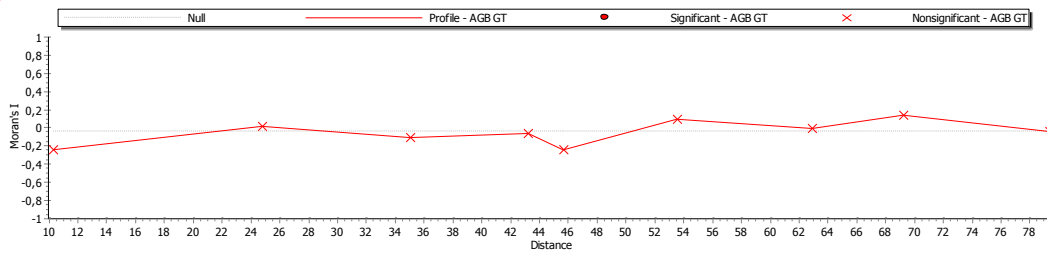
Data matrix: RD-VG-GT-N=25-PASSAGE-120118
 Distances: Distance Matrix GT
 Distance classes: Dist Class GT
 Excluding largest class
 # of points = 25

Assuming randomly distributed data
 Binary weighting
 Permutation tests based on 999 permutations

Correlogram of AGB GT

#	Distance Classes		# Pairs	Moran's I							
	Min	Max		E(I)	I	SD(I)	Z-score	Prob	RandProb		
1	0,00000	20,61553	28	-0,04167	-0,24579	0,17693	1,15374	0,24861	0,17300		
2	20,61553	28,91366	28	-0,04167	0,01540	0,17499	0,32610	0,74435	0,93900		
3	28,91366	41,23106	31	-0,04167	-0,10575	0,16592	0,38624	0,69932	0,55300		
4	41,23106	45,26588	31	-0,04167	-0,06485	0,16640	0,13931	0,88920	0,72800		
5	45,26588	46,05432	20	-0,04167	-0,23836	0,21020	0,93573	0,34941	0,29200		
6	46,05432	61,00000	40	-0,04167	0,10050	0,14387	0,98818	0,32307	0,51400		
7	61,00000	64,77654	30	-0,04167	-0,00368	0,16793	0,22623	0,82102	0,98300		
8	64,77654	73,65460	28	-0,04167	0,14475	0,17665	1,05528	0,29130	0,44600		
9	73,65460	85,09407	30	-0,04167	-0,03843	0,16538	0,01959	0,98437	0,81000		

Moran's I correlogram of AGB GT has a Bonferroni corrected significance of 1,00000



LA STEMS

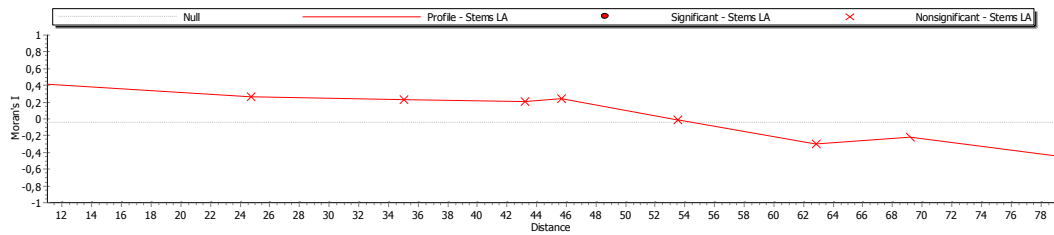
Data matrix: RD-VG-LA-N=25-PASSAGE-120118
 Distances: Distance Matrix LA
 Distance classes: DistClass 3
 Excluding largest class
 # of points = 25

Assuming randomly distributed data
 Binary weighting
 Permutation tests based on 999 permutations

Correlogram of Stems LA

#	Distance Classes		# Pairs	E(I)	I	Moran's I				
	Min	Max				SD(I)	Z-score	Prob	RandProb	
1	0,00000	20,61553	28	-0,04167	0,42631	0,18208	2,57016	0,01017	0,01900	
2	20,61553	28,91366	28	-0,04167	0,26268	0,17995	1,69124	0,09079	0,16900	
3	28,91366	41,23106	31	-0,04167	0,22436	0,17067	1,55872	0,11906	0,20600	
4	41,23106	45,26588	31	-0,04167	0,20887	0,17119	1,46350	0,14333	0,24700	
5	45,26588	46,05432	20	-0,04167	0,23858	0,21618	1,29637	0,19485	0,27400	
6	46,05432	61,00000	40	-0,04167	-0,01205	0,14801	0,20009	0,84141	0,93100	
7	61,00000	64,77654	30	-0,04167	-0,29367	0,17266	1,45953	0,14442	0,08400	
8	64,77654	73,65460	28	-0,04167	-0,21909	0,18178	0,97606	0,32904	0,24700	
9	73,65460	85,09407	30	-0,04167	-0,44578	0,16986	2,37908	0,01736	0,01400	

Moran's I correlogram of Stems LA has a Bonferroni corrected significance of 0,09149



LA AGB

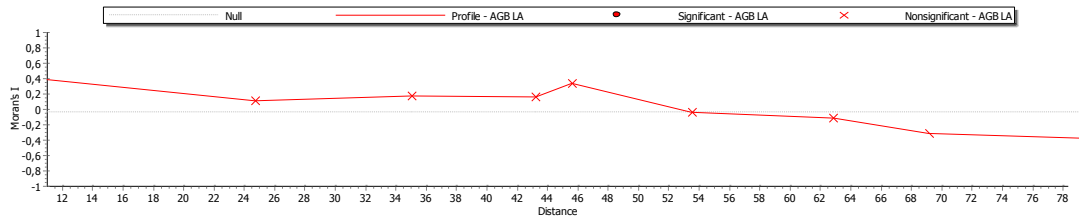
Data matrix: RD-VG-LA-N=25-PASSAGE-120118
 Distances: Distance Matrix LA
 Distance classes: DistClass 3
 Excluding largest class
 # of points = 25

Assuming randomly distributed data
 Binary weighting
 Permutation tests based on 999 permutations

Correlogram of AGB LA

#	Distance Classes		# Pairs	E(I)	I	Moran's I				
	Min	Max				SD(I)	Z-score	Prob	RandProb	
1	0,00000	20,61553	28	-0,04167	0,40543	0,18239	2,45139	0,01423	0,02800	
2	20,61553	28,91366	28	-0,04167	0,11394	0,18025	0,86330	0,38797	0,51700	
3	28,91366	41,23106	31	-0,04167	0,17299	0,17095	1,25566	0,20924	0,33400	
4	41,23106	45,26588	31	-0,04167	0,15944	0,17148	1,17279	0,24088	0,36000	
5	45,26588	46,05432	20	-0,04167	0,33231	0,21653	1,72713	0,08414	0,12200	
6	46,05432	61,00000	40	-0,04167	-0,03593	0,14825	0,03871	0,96912	0,83000	
7	61,00000	64,77654	30	-0,04167	-0,10887	0,17294	0,38858	0,69759	0,53200	
8	64,77654	73,65460	28	-0,04167	-0,31190	0,18208	1,48412	0,13778	0,10500	
9	73,65460	85,09407	30	-0,04167	-0,37708	0,17012	1,97160	0,04866	0,03700	

Moran's I correlogram of AGB LA has a Bonferroni corrected significance of 0,12808



**CAPÍTULO 3 – VARIAÇÕES DAS TAXAS DE CRESCIMENTO DE ESPÉCIES
ARBÓREAS DA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA – BRASIL**

**CHAPER 3 – VARIATIONS OF GROWTH RATES OF TREE SPECIES IN
BRAZILIAN ATLANTIC RAINFOREST**

Thiago METZKER*¹

Tereza C. SPÓSITO²

Queila S. GARCIA²

¹ Departamento de Biologia Geral. Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (ECMVS). Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Brasil*;

² Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), CP 486, CEP:31270-970, Belo Horizonte, Brasil.

***Correspondence author: Thiago Metzker
e-mail: thiagobio@ufmg.br**

RESUMO

VARIAÇÕES DAS TAXAS DE CRESCIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS DA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA – BRASIL.

As florestas tropicais estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo. Fatores como a precipitação, a temperatura, a radiação luminosa e a disponibilidade de nutrientes no solo agem diretamente como limitantes dessa produtividade florestal. Na perspectiva de aumento da frequência de eventos climáticos extremos é factível o potencial de alterações nos padrões de crescimento, produção e composição da comunidade florestal. No presente estudo avaliou-se a variação nas taxas de crescimento de árvores da Floresta Tropical Atlântica, através da utilização de 06 anos de monitoramento anual de parcelas permanentes no maior remanescente da Floresta Tropical Atlântica de Minas Gerais – o Parque Estadual do Rio Doce. Para o período de estudo a média anual de crescimento diamétrico arbóreo foi de 0,19 cm.ano⁻¹ alcançando valores de 0,23.cm.ano⁻¹ em 2009. O quartil superior (*fast growing species*) atingiu valores de crescimento 163% maiores que a média, demonstrando grande variação espécie-específica. Os 2º, 3º e 4º quartis de crescimento da floresta foram diretamente correlacionados às variações das taxas de precipitação anual. A ausência de correlação entre a precipitação e o grupo de crescimento do primeiro quartil sugere que estas espécies sofrem menos impacto das variações sazonais e temporais das taxas de precipitação. Assim, com o tempo, estas espécies seriam favorecidas em substituição daquelas de crescimento lento. Mudanças na composição florística da comunidade florestal, a médio e longo prazo pode acarretar em uma inversão no potencial de estoque de carbono da floresta, uma vez que espécies de rápido crescimento possuem alta dinâmica e menor potencial de acumulação de carbono.

Palavras-chave:

Florestas Tropicais; Mata Atlântica; Crescimento diamétrico; Grupos funcionais; Monitoramento interanual.

ABSTRACT

VARIATIONS OF GROWTH RATES OF TREE SPECIES IN BRAZILIAN ATLANTIC RAINFOREST

Tropical forests are among the most productive ecosystems in the world. Factors such as precipitation, temperature, light and nutrient availability in the forest act directly as limiters of this forest productivity. Starting from a perspective of increasing in the frequency of extreme weather events it is feasible the potential of changes in patterns of growth, yield and composition of the forest community. In the present study, we evaluated the variation in growth rates of trees in the Atlantic Rainforest using 06 years of interannual Monitoring in Permanent Plots, the largest fragment of the Atlantic Rainforest of Minas Gerais – the Rio Doce State Park. For the period of study the annual average of tree growth was $0.19 \text{ cm}\cdot\text{year}^{-1}$, reaching a value of $0.23 \text{ cm}\cdot\text{year}^{-1}$ in 2009. The upper quartile (fast growing species) reached growth values of 163% higher than the average showing great species-specific variation. The 2nd, 3rd and 4th quartiles of forest growth were directly correlated to changes in annual precipitation rates. The absence of correlation between precipitation and the first quartile growth group suggests that these species suffer less impact of seasonal and temporal variations of precipitation rates. Thus, with time, these species would be favored in place of those of slow growth. Changes in the floristic composition of the forest community, mid and long-term, can lead to a reversal the potential of forest carbon stocks, since fast-growing species have high dynamic and less potential for absorbing carbon.

Keywords:

Tropical Forests; Brazilian Atlantic Forest; Forest Dynamics; Diameter growth; Functional Groups; Interannual Monitoring.

1 INTRODUÇÃO

O conhecimento sobre a dinâmica de crescimento das florestas tropicais e suas inter-relações com as variáveis ambientais é a chave para estratégias assertivas de manejo e conservação florestal, frente a um cenário de rápidas alterações globais do clima. Dependendo da duração e da intensidade dessas mudanças, os elementos arbóreos de florestas tropicais podem apresentar respostas complexas (Wunder *et al.*, 2008), que afetam significativamente o crescimento, a produtividade, a dinâmica e conseqüentemente o seu potencial de absorção e estoque de carbono (Metzker *et al.*, 2012).

Fatores como a precipitação anual, a temperatura, a radiação luminosa e a disponibilidade de nutrientes no solo podem agir independentes como fatores limitantes do crescimento da floresta (Baker *et al.*, 2003). Vários estudos mostram, por exemplo, que anos com altas médias de precipitação podem ser relacionados positivamente às maiores taxas médias de crescimento diamétrico e incremento de biomassa florestal (Worbes 1999, Enquist & Leffler 2001, Brienen & Zuidema 2005, Shono & Snook 2006, Grogan & Schulze 2011 e Cap. 2 desta tese). Perspectivas de que mudanças climáticas aumentariam a frequência de eventos climáticos extremos, aliados às taxas contínuas de desmatamento (Malhi *et al.* 2008), podem levar a alterações da dinâmica das florestas tropicais, como por exemplo, o balanço positivo na captação de carbono (Metzker *et al.*, 2011). A interação sinérgica da disponibilidade ou da falta de recursos na floresta, de forma frequente, pode acarretar diferentes respostas dos grupos funcionais e conseqüentemente afetar na dinâmica de toda a comunidade florestal.

Os resultados de estudos de monitoramento corroboram a hipótese de mudanças na dinâmica florestal frente às alterações climáticas: “*Changing Dynamics of Tropical Forests Hypothesis*” (Malhi & Grace 2000; Phillips *et al.*, 2002), sobretudo em relação à fertilização das florestas causada pelo aumento do CO₂ atmosférico (Chave *et al.*, 2008). Efeitos como alterações no crescimento da floresta (no incremento em diâmetro e de biomassa), aumento da produtividade primária, variações nas taxas da dinâmica florestal e mudanças na composição (onde as espécies de rápido crescimento são favorecidas em relação às de lento crescimento) têm sido recentemente relatados (Phillips & Gentry 1994; Phillips *et al.*, 1998; Baker *et al.* 2004, Cao *et al.*, 2004; Laurance *et al.* 2004, Lewis *et al.* 2004, Körner, 2004; Phillips *et al.* 2004, Boisvenue & Running, 2006; Lewis 2006; Feeley *et al.*, 2007; Lloyd

& Farquhar 2008; Lewis *et al.* 2009; Castilho *et al.*, 2010 e Metzker *et al.*, 2011). Entretanto, em muitos casos as mudanças observadas na floresta são decorrentes de distúrbios naturais causados pelo fogo, aberturas de clareiras, inundações e grandes ventanias ocasionais (Nelson, 2005 e Chave *et al.*, 2008), ou mesmo relacionadas a outros efeitos das variações climáticas que não o aumento de CO₂ (Körner 2009 e Clark *et al.* 2010). Desta maneira, parece imprudente afirmar que mudanças na dinâmica ou na estrutura de florestas primárias sejam causadas por alterações climáticas globais ou regionais, até que se tenha maior conhecimento sobre suas causas e efeitos específicos (Nelson, 2005).

Informações sobre taxas de crescimento da floresta podem ser adquiridas através do monitoramento do incremento diamétrico das árvores marcadas em parcelas de monitoramento permanentes (PMP's). Apesar de toda a relevância da Floresta Tropical Atlântica no panorama conservacionista mundial, são ainda recentes iniciativas de monitoramento em longo prazo que empregam uma metodologia padronizada (Rolim *et al.*, 2005; Alves *et al.*, 2010; Metzker *et al.*, 2011 e Metzker *et al.*, 2012) capaz de avaliar variações temporais interanuais na dinâmica de crescimento da floresta Atlântica.

A Mata Atlântica distribui-se ao longo da costa atlântica brasileira, com 23° de amplitude latitudinal do nordeste ao sul do Brasil, abrangendo originalmente 17 estados brasileiros. Devido a todo seu histórico de degradação, o bioma da Mata Atlântica é considerado um dos biomas mais importantes e mais ameaçado do mundo. Estudos de monitoramento em longo prazo são de vital importância, uma vez que as áreas florestais da Mata Atlântica estão sob forte pressão de desmatamento, frente à demanda por recursos naturais e áreas para a utilização pela agropecuária, principalmente no Sudeste do Brasil.

Este estudo avaliou a variação nas taxas de crescimento de árvores da Floresta Tropical Atlântica, através da utilização de 06 anos de monitoramento anual de parcelas permanentes no Parque Estadual do Rio Doce, MG – Brasil. Utilizando dessa sistemática base de dados pretendeu-se responder as seguintes questões: O crescimento diamétrico da comunidade varia entre as diferentes classes diamétricas? É possível identificar, no período de estudo, variações temporais interanuais no crescimento da floresta? Se existem, estão relacionadas à precipitação anual? Existe correlação entre a precipitação anual e as diferentes categorias da taxa de crescimento? Paralelamente, este trabalho também pretende contribuir para o

conhecimento sobre a composição da flora arbórea da Floresta Atlântica da Bacia do médio rio Doce por meio do levantamento florístico das árvores presentes nas parcelas permanentes de monitoramento avaliadas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A Floresta Tropical Atlântica brasileira possui altos níveis de biodiversidade, endemismo e elevado grau de impacto sendo, portanto considerada como um dos *hotspots* mundiais (Myers *et al.*, 2000). O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) (Figura 12) é o maior remanescente dessas florestas no estado de Minas Gerais – Brasil, com uma área de 36.000 ha (Metzker *et al.*, 2011). Localizada sob as coordenadas 19°45'03"S, 42°33'26"W, o PERD situa-se na porção média da Bacia do rio Doce, em uma importante fisiografia do sudeste, denominada como Depressão Interplanáltica do rio Doce. Suas matas são classificadas como Floresta Estacional Semidecidual Submontana (Veloso *et al.*, 1991), com altitudes que variam de 230 a 515 m. Pelas suas peculiaridades para o estado, o PERD é considerado como área de importância biológica especial e prioritária para a conservação da biodiversidade de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2005).

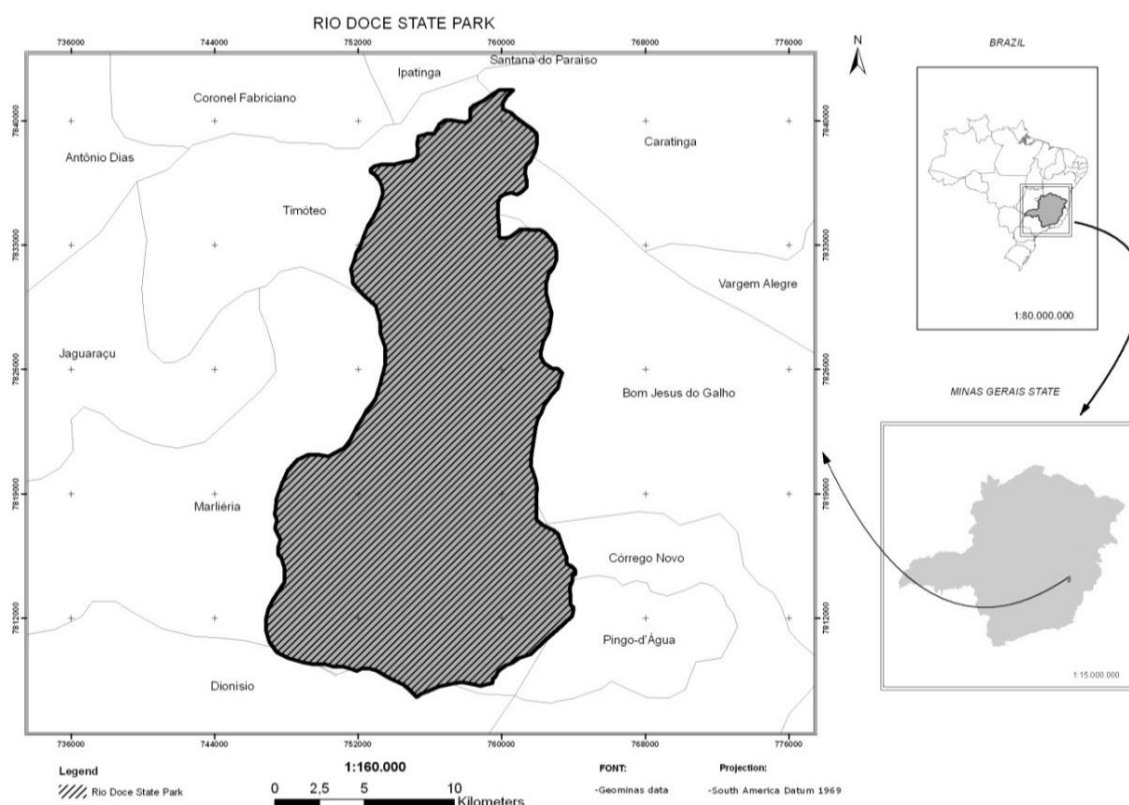


Figura 12: Localização do maior remanescente da Floresta Tropical Atlântica do estado de Minas Gerais – 36.000 hectares, onde estão localizadas as Parcelas de Monitoramento Permanente em estudo. Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região do PERD é do tipo Aw, com temperatura média anual de 22°C ($\pm 2,2^{\circ}\text{C}$). Os dados de precipitação anual foram coletados diretamente na Plataforma de Coleta de Dados (PCD – 30800), localizada no interior do PERD, para os anos de 2005 a 2010. A média da precipitação anual encontrada para o período foi de 1.542 mm, com mínimas de 1.281 mm no ano de 2007 a máxima de 1.845 mm no ano de 2008.

2.2 COLETA DE DADOS

Foram utilizados dados coletados anualmente durante seis anos em quatro Parcelas de Monitoramento Permanentes (PMP's) com área de 1 ha, totalizando 40.000 m² (4 ha) de amostragem na Floresta Tropical Atlântica do PERD. Todas as PMP's foram demarcadas segundo os critérios estabelecidos por TEAM (2010), também descritos por Metzker *et al.* (2011; 2012). Entre os anos de 2005 e 2010 foram tomadas medidas de diâmetro de todas as árvores e palmeiras com DAP ≥ 10 cm, sendo avaliada anualmente a densidade de indivíduos mortos e recrutados (Metzker *et al.*, 2012). A Tabela 3 demonstra uma síntese das informações de cada PMP do PERD.

Tabela 3: Características das Parcelas de Monitoramento Permanente (PMP's) de 1 hectare (25 sub parcelas para cada PMP), avaliadas no Parque Estadual do Rio Doce. para o período de 2005 a 2010.

Características	PMPs			
	Lagoa Preta	Lagoa Central	Garapa Torta	Lagoa do Aníbal
Abreviação	LP	LC	GT	LA
Tipo Florestal	Primária	Primária	Secundária	Secundária
Riqueza florística	113 espécies	108 espécies	98 espécies	91 espécies
Lat. (WGS84)	-19.679	-19.652	-19.685	-19.753
Long. (WGS84)	-42.520	-42.571	-42.563	-42.486
Altitude média (m)	238.2	262.4	290.4	259.3
Diâmetro médio (cm)	18,4	21,6	17,4	17,2
Diâmetro máximo (cm)	90,4	82,6	81,8	54,2
Altura média (m)	12,7	14,1	12,2	12,1
Altura máxima (m)	41,0	37,9	37,6	26,7
Tipo de solo*	Muito Argiloso	Muito Argiloso	Argiloso	Argiloso
Matéria Orgânica (dag.Kg ⁻¹)*	4.75	5.08	3.24	2.92

*Nunes (2011).

De cada árvore foram coletadas amostras para identificação taxonômica. No total foram utilizadas 2.311 árvores para a composição da lista, onde mais de 90% dos indivíduos foram identificados até o nível de espécies. As identificações foram realizadas por comparação com espécimes depositados na coleção do herbário BHCB, do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), além de consultas à literatura pertinente e determinações por especialistas.

2.3 TAXAS DE CRESCIMENTO E ÍNDICE DEMOGRÁFICO

Para os cálculos das taxas de crescimento diamétrico (cm.ano^{-1}) foi utilizada a diferença entre as medidas de diâmetro de cada ano, para cada indivíduo amostrado, bem como a média para cada PMP, classe diamétrica e ano. Os indivíduos foram separados em três classes de diâmetro, sendo: I – $10 \text{ cm} \geq \text{DAP} < 30 \text{ cm}$, II – $30 \geq \text{DAP} < 50 \text{ cm}$ e árvores maiores que 50 cm (III – $\text{DAP} \geq 50 \text{ cm}$). Para aperfeiçoar a precisão dos cálculos foi utilizada a correção desenvolvida por David Clark (Equação 1 – comunicação pessoal), a fim de normalizar o número de dias de cada intervalo de monitoramento.

Eq (1):

$$\left(\frac{\text{DAP}_{t2} - \text{DAP}_{t1}}{\text{DT}_{t2} - \text{DT}_{t1}} \right) * 365;$$

Onde: DAP_{t2} é referente ao diâmetro do ano seguinte, e DAP_{t1} ao diâmetro do ano anterior. DT_{t2} refere-se à data de realização do censo do ano seguinte, e DT_{t1} à data de realização do censo do ano anterior.

Através dos dados diamétricos, aliados aos dados da identificação taxonômica coletados no período de 2005 a 2010, foi calculado um índice demográfico (das taxas de crescimento das espécies ($\%.\text{ano}^{-1}$)). O índice demográfico reflete a posição relativa de cada táxon em quatro diferentes grupos de igual densidade de indivíduos. As análises focaram principalmente nos grupos classificados como de rápido crescimento (*fast growing species* – representantes do 1º quartil) e do grupo de crescimento lento (*low growing species* – representantes do 4º quartil). Para a composição do índice demográfico, adaptado de Chave *et al.* (2008), foi utilizada a equação 2:

Eq (2):

$$\left(\frac{TX_{ci}}{TX_{cm}}\right) - 1 * 100;$$

Onde: TX_{ci} refere-se à taxa de crescimento de espécie (i) no ano e TX_{cm} à taxa de crescimento médio da comunidade para o mesmo ano (%.ano⁻¹).

2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para a análise dos dados foram usados inicialmente testes de aderência à normalidade Kolmogorov-Smirnov e Lilliefors. Também foram feitas análises descritivas de médias, desvios padrões, máximos e mínimos. Para a análise estatística das mudanças das taxas de crescimento médias entre os anos e análises de variância entre as PMP's foram usados testes t , de *Wilcoxon* e *Tukey*, ao nível de significância de 95%. Foi utilizada a correlação não paramétrica de *Spearman* para verificar a associação entre as taxas de crescimento e os níveis de precipitação anual do PERD. Todas essas análises foram realizadas no programa Microsoft® Excel 2010 com a aplicação do PopTools (Hood, 2010), Action e Statistica 7 (StatSoft, 2007).

3 RESULTADOS

Para a análise das taxas de crescimento das quatro PMP's durante o período de amostragem (2005 – 2010) foram avaliados mais de 12 mil registros de árvores na Floresta Tropical Atlântica do PERD. A densidade de indivíduos variou significativamente entre as classes diamétricas ($p < 0,02$), sendo observada maior densidade na classe de 10 l- 30 cm (87%) e menor densidade na classe > 50 cm (2%). A taxa de crescimento geral para o PERD foi de $0,96 \text{ cm.ind}^{-1}$ considerando todo o período de amostragem (2005 – 2010). A média anual de crescimento foi de $0,19 \text{ cm.ano}^{-1}$ ($\pm 0,03$) e não variou significativamente apenas entre a segunda (≥ 30 l- < 50 cm) e terceira classe diamétrica (> 50 cm) ($p = 0,44$), sendo a diferença significativa entre as demais classes ($p < 0,00$; Figura 13). Foi observado incremento médio de biomassa de $6,65 \text{ Kg.ano}^{-1}$ para o estrato arbóreo do PERD, o qual apresentou diferença significativa entre todas as classes diamétricas ($p < 0,05$; Figura 13). Contudo, o incremento médio diamétrico e de biomassa individual não variaram entre as áreas primárias e secundárias ($p > 0,15$) e entre as PMP's ($p > 0,25$).

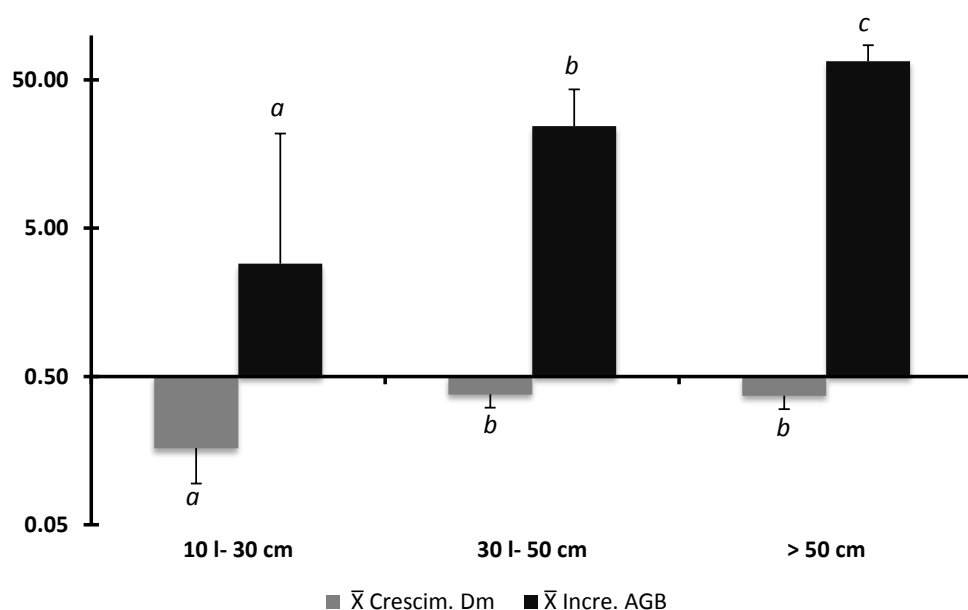


Figura 13: Taxas médias de crescimento diamétrico (cm.ano^{-1}) e incremento de biomassa – AGB (kg.ind.ano^{-1}) nas diferentes classes diamétricas. Notar Log 10 no eixo Y. Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa entre as classes.

As taxas de crescimento por classes diamétricas para a amostragem geral do PERD variaram entre os anos, mas não foram observadas diferenças significativas

entre eles (Figura 14). A taxa média anual foi de $0,19 \text{ cm.ano}^{-1}$ ($\pm 0,03$), sendo a maior taxa observada em 2009 com $0,23 \text{ cm.ano}^{-1}$ ($\pm 0,31$) e a menor em 2010 com $0,15 \text{ cm.ano}^{-1}$ ($\pm 0,50$). A maior taxa de crescimento médio encontrado foi para a classe de 30 l- 50 cm ($0,38 \text{ cm.ano}^{-1} \pm 0,05$), seguida pelos indivíduos da classe $\geq 50 \text{ cm}$ ($0,37 \text{ cm.ano}^{-1} \pm 0,14$) e com as menores taxas os indivíduos da classe de 10 l- 30 cm ($0,16 \text{ cm.ano}^{-1} \pm 0,03$).

Na análise geral, os valores anuais de crescimento por classes diamétricas não foram correlacionados com as taxas de precipitação anuais do PERD (*Spearman*, $p= 0,68$). Entretanto, essas taxas de crescimento acompanharam a tendência de variação das taxas de precipitação do ano anterior, principalmente para a taxa referente a classe das árvores grandes ($>50 \text{ cm}$) (Figura 14).

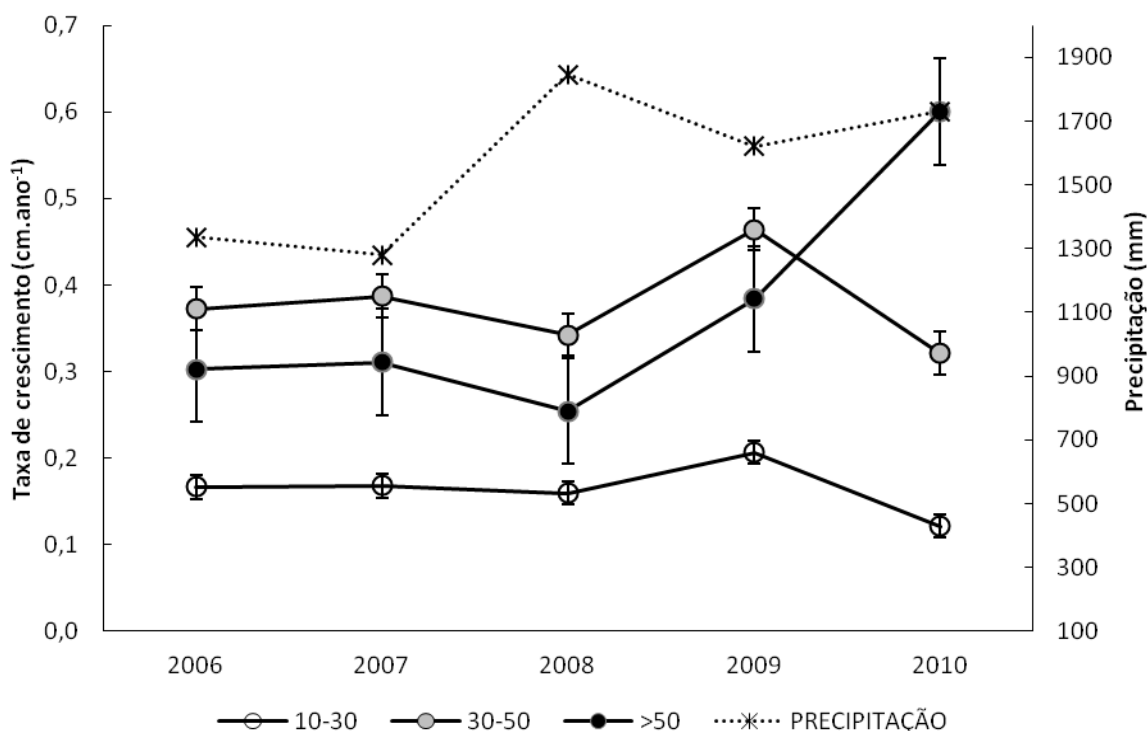


Figura 14: Análise geral da variação temporal das taxas de crescimento médio (cm.ano^{-1}) do PERD por classes diamétricas (cm) e precipitação anual (mm). Barras verticais representam o erro padrão. Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil.

A variação temporal de crescimento diamétrico e de biomassa da amostragem total apresentaram comportamento similar, contudo o incremento de AGB apresentou maior variação em torno da média, o que evidencia o incremento anual (Figura 15).

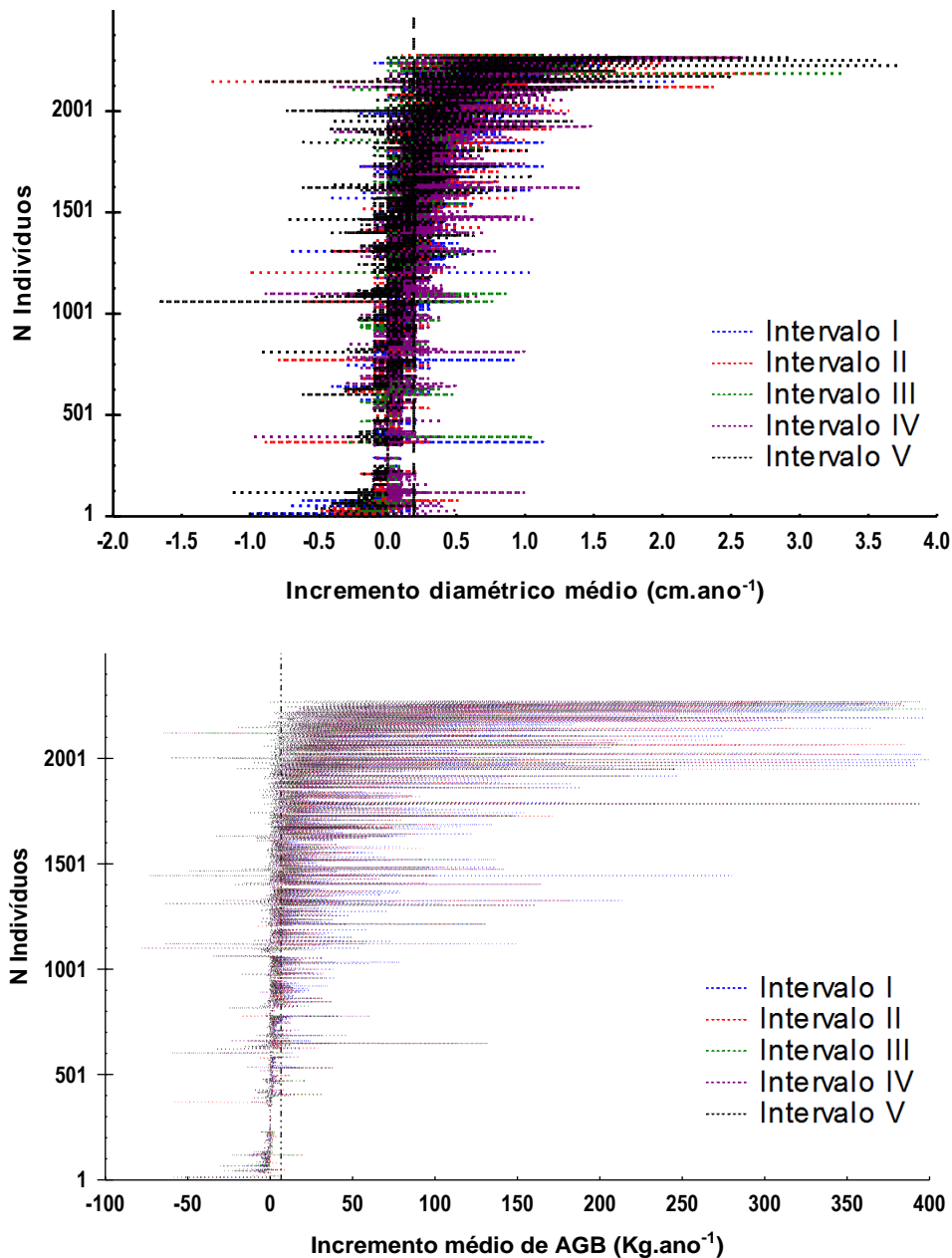


Figura 15: Variação do incremento diamétrico (cm.ind⁻¹) e de biomassa – AGB (kg.ind⁻¹) para a comunidade do Parque Estadual do Rio Doce, MG – Brasil, durante os diferentes intervalos de amostragem (2005 – 2010). Linha pontilhada vertical representando o valor médio do eixo X.

Nas áreas amostradas do PERD foram registradas 207 espécies arbóreas, distribuídas em 136 gêneros e 52 famílias, com DAP ≥ 10 cm (Anexo IV). O maior número de espécies foi de 113 na parcela LP, seguida por LC com 108 espécies, 98 espécies na parcela GT e 91 espécies em LA. O número médio de espécies encontrado foi de 102,5 espécies.ha⁻¹ (Anexo IV).

As espécies representantes do 1º quartil do índice demográfico (grupo com altas taxa de crescimento) apresentaram taxa de crescimento de 0,50 cm.ano⁻¹ (Figura 16), alcançando o valor de 0,56 cm.ano⁻¹ em 2009. A taxa obtida neste quartil é 163% significativamente superior ($p < 0,05$) à média geral encontrada no PERD (0,19 cm.ano⁻¹). As espécies que contribuíram com as maiores médias do 1º quartil foram principalmente *Anadenanthera sp.*, *Anaxagorea dolichocarpa*, *Anadenanthera peregrina*, *Plathymenia reticulata*, *Joannesia princeps*, *Tachigali rugosa* (Figura 16).

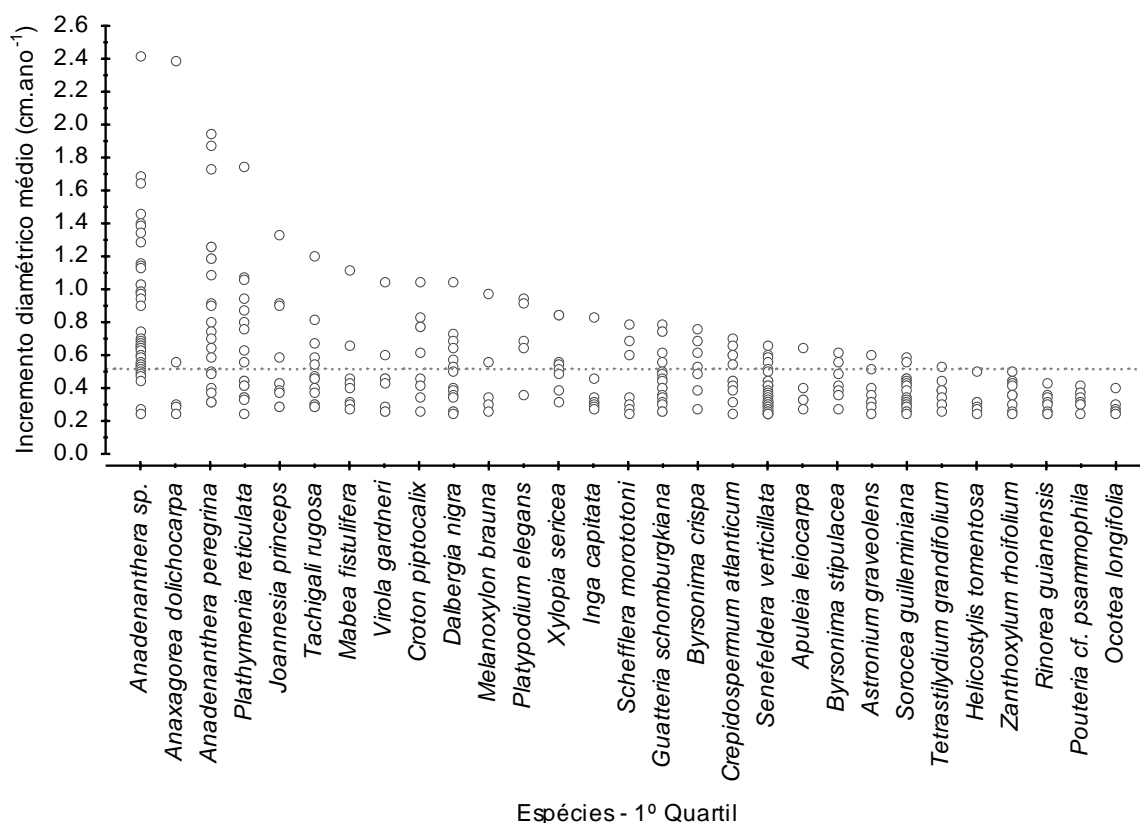


Figura 16: Distribuição ascendente das espécies representantes do quartil superior do índice demográfico (grupo de altas taxa de crescimento). Linha pontilhada representando a média do grupo. Médias de cada espécie calculadas por todo período de amostragem (2005 – 2010). Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil.

As espécies representantes do quarto quartil (grupo com as mais baixas taxas de crescimento) não apresentaram crescimento (0 cm.ano⁻¹) (Figura 17). Em 2009 foi registrada a máxima taxa de crescimento deste grupo (0,04 cm.ano⁻¹), sendo a menor taxa observada em 2010 (-0,06 cm.ano⁻¹). As espécies com as menores taxas de crescimento foram *Bixa arborea*, *Anaxagorea dolichocarpa*, *Sorocea guilleminiana*, *Astrocaryum aculeatissimum* e *Siparuna bifida* (Figura 17).

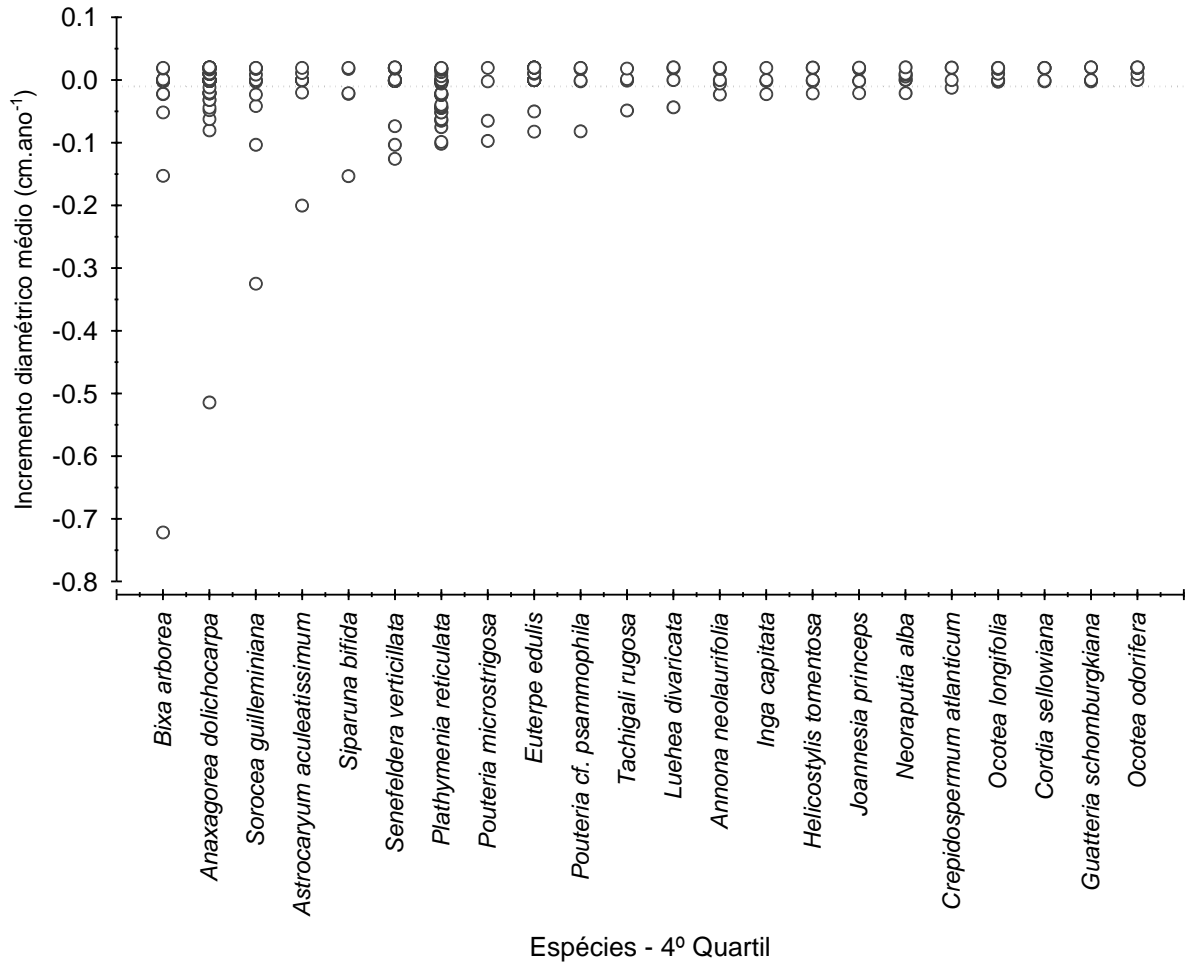


Figura 17: Distribuição ascendente das espécies representantes do quartil inferior do índice demográfico (grupo de baixas taxa de crescimento). Linha pontilhada representando a média do grupo (0 cm.ano⁻¹). Médias de cada espécie calculadas por todo período de amostragem (2005 – 2010). Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil.

As taxas de crescimento relativas (%.ano⁻¹) do 1º quartil apresentaram maior variação em torno da média no período de análise (2005 – 2010) em comparação ao 4º quartil (Figura 18). A taxa de crescimento relativo da comunidade do PERD foi de 1,04%.ano⁻¹ (±1,2), sendo a do 1º quartil uma taxa de crescimento de 2,72 %.ano⁻¹ (±0,28) e do 4º quartil uma taxa média negativa de -0,2%.ano⁻¹ (±0,28). A correlação entre a precipitação e as taxas de crescimento foi significativa para todos os grupos (*Spearman*; $p < 0,05$), com exceção do grupo das espécies de rápido crescimento (1º quartil).

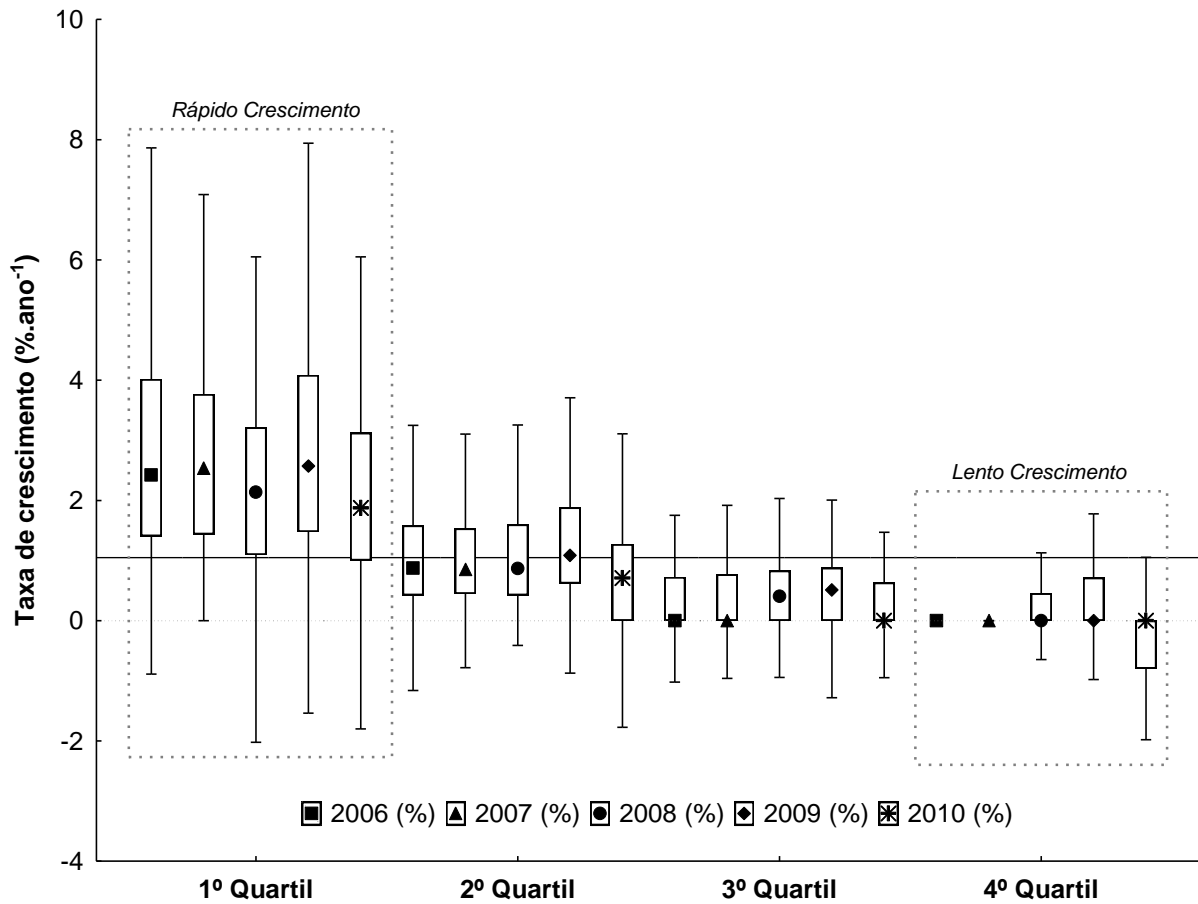


Figura 18: Box plots da variação das taxas relativas de crescimento (%.ano⁻¹) para cada ano de amostragem no PERD agrupados pelos quartis de crescimento (índice demográfico de crescimento). Linha inteira representando à média e linha pontilhada a taxa de crescimento nula. Parque Estadual do Rio Doce – MG, Brasil.

4 DISCUSSÃO

Parcelas permanentes de monitoramento anual são consideradas o melhor método para avaliar a dinâmica da vegetação em florestas tropicais (Corona *et al.*, 2011; Lund *et al.*, 1998 e Metzker *et al.*, 2012). Este estudo consolida o esforço de 06 anos de monitoramento e possui o maior número de registros (mais de 12 mil observações) avaliados interanualmente para a Mata Atlântica brasileira.

As taxas de crescimento arbóreo nas florestas tropicais refletem variações nas estratégias de vida dos indivíduos, contribuem para a determinação dos limites de distribuição das espécies e controlam o balanço de carbono nas florestas (Baker *et al.*, 2003). As taxas médias de crescimento diamétrico anual do PERD (0,19 cm.ano⁻¹; 0,15 – 0,23) são similares à encontrada em outras áreas de Mata Atlântica (Melo, 2000 e Shaaf *et al.*, 2005) e em outros tipos de floresta tropical (por exemplo 0,2 cm.ano⁻¹ em Barro Colorado; Lieberman *et al.*, 1985 e 0,04 a 0,45 cm.ano⁻¹ na Malásia; Manokaran and Kochummen, 1993). Entretanto, os valores de incremento diamétrico do PERD são menores que os obtidos na Amazônia (taxa média de 1,64 cm.ano⁻¹ na floresta de terra firme em Manaus; Silva *et al.*, 2002 e de 0,39 cm.ano⁻¹ e 0,31 cm.ano⁻¹ nas florestas de Rio Branco e Santarém, respectivamente; Vieira, 2003). Nas florestas de La Selva na Costa Rica foram observados valores variando de 0,5 a 1,8 cm.ano⁻¹ (Clark & Clark, 1999). Na análise por diferentes classes diamétricas os resultados deste estudo corroboram o padrão observado em outros estudos, com maiores taxas de crescimento nas classes diamétricas superiores. Segundo Shaaf *et al.* (2005) isto se deve ao fato de os indivíduos menores possuírem menos acesso à luminosidade e baixo poder de competitividade para a retirada de água do solo, quando comparados aos indivíduos de maiores diâmetros já estabelecidos na comunidade florestal.

As menores taxas de crescimento médias observadas no PERD, em relação às florestas da região amazônica e da Costa Rica sugerem influência da disponibilidade hídrica, uma vez que as taxas de precipitação do PERD são consideravelmente menores (florestas estacionais) quando comparadas as essas outras regiões (florestas perenes). A disponibilidade hídrica determina padrões interanuais de crescimento especialmente para as florestas estacionais (caso específico do PERD), enquanto a disponibilidade de luz tem um papel mais importante nas florestas que não apresentam padrões sazonais bem definidos (Baker *et al.*, 2003). Entretanto, é importante destacar que grande parte dos estudos relativos às

taxas de crescimento referem-se a médias relacionadas a um número definido de espécies e não para a comunidade amostrada. Além disto, as diferentes metodologias de medição de diâmetros podem levar a divergências nas comparações das taxas de crescimento. Clark (2002) demonstrou que medições diamétricas realizadas de forma inadequada, como medições sobre sapopemas ou raízes de escora, podem afetar significativamente os resultados.

Apesar do incremento diamétrico para as florestas sazonais ter relação com as taxas de precipitação, como indicado por Baker e colaboradores (2003), não foi observada correlação significativa no PERD. Contudo, foi observada correlação entre as mesmas categorias de incremento em relação à biomassa (Metzker *et al.*, 2012). Esse fato pode estar relacionado com o comportamento da distribuição diamétrica e da distribuição de biomassa. A distribuição de valores do incremento diamétrico possui menor variação em torno da média, enquanto os valores de incremento em biomassa são mais dispersos. Esse fato deve-se ao comportamento das equações utilizadas para os cálculos de biomassa, que através da entrada dos dados de diâmetro, relaciona a árvore como um cone (cilindro), fazendo com que os resultados de biomassa tenham um comportamento exponencial (até o diâmetro determinado durante a elaboração da equação). Dessa maneira, os valores de biomassa realçam a relação do crescimento das árvores com as taxas de precipitação anuais, permitindo-se perceber mais claramente a significância da correlação.

O quartil superior (grupo de rápido crescimento) das PMP's amostradas atingiu valores 163% maiores que a média, demonstrando grande variação espécie-específica nas taxas de crescimento. Em uma análise pormenorizada (Anexo IV e Tabela 4) entre as PMP's do PERD é possível identificar que as espécies ocorrentes no primeiro quartil possuem densidades (ind.ha^{-1}) superiores de ocorrência nas PMP's consideradas como áreas de florestas secundárias – GT e LA (com exceção da espécie *Senefeldera verticillata* que possui alta densidade em todos os grupos). Por outro lado, o quartil inferior (grupo de lento crescimento) apresentou média de crescimento nula. A densidade de indivíduos (ind.ha^{-1}) das espécies que ocorrem nesse grupo foi superior nas áreas consideradas como florestas primárias – LC e LP do PERD. Esses resultados indicam que as espécies ocorrentes nas áreas secundárias possuem maiores taxas de crescimento, sendo favorecidas pela maior entrada de luz na floresta (ocasionado por um maior número de clareiras) e pela menor competição com as árvores grandes pelos recursos disponíveis. As áreas secundárias do PERD possuem menor densidade de árvores grandes (Metzker *et al.*,

2011), além de os indivíduos serem de menor diâmetro e altura média, o que sugere diminuição da competição pelos recursos. Ao contrário, nas áreas primárias, de maior sombreamento e onde as taxas de crescimento são menores, a densidade de árvores grandes e já estabelecidas no dossel é maior (Metzker *et al.*, 2011), assim como as médias de diâmetro e altura, fazendo com que a competição por recursos seja maior entre os indivíduos. Esses resultados são similares aos encontrados por Kariuki *et al.*, (2006) onde foi identificada diminuição das taxas de crescimento entre grupos funcionais, sendo as maiores taxas de crescimento para aquelas espécies intolerantes à sombra e emergentes e as menores taxas para espécies de sub-bosque e tolerantes a sombra. Esta característica corrobora o fato de que as variações interespecíficas nas taxas de crescimento são importantes fatores para se determinar verdadeiros grupos funcionais em um ecossistema florestal (Baker *et al.*, 2003).

O grupo representado pelas espécies contidas no 1º quartil apresentou alta variação relativa das taxas de crescimento, cujos valores não foram correlacionadas pela precipitação. A ausência de correlação entre a precipitação com o grupo de crescimento do primeiro quartil sugere que este grupo de espécies sofre menos impacto das variações sazonais e temporais das taxas de precipitação em comparação aos demais grupos de crescimento (2º, 3º e 4º quartis). Contudo, é importante ressaltar que as espécies de rápido crescimento geralmente possuem baixos valores de densidade de madeira e maiores taxas de mortalidade dentro da floresta (Baker *et al.*, 2004; Laurance *et al.*, 2004; Slik *et al.*, 2010). Conseqüentemente, os indivíduos deste grupo possuem menor capacidade de estocar carbono. Metzker *et al.* (2011) demonstraram que as áreas primárias, apesar de possuírem crescimento mais lento, possuem ganhos anuais significativos de biomassa e carbono, enquanto nas áreas secundárias esses valores são significativamente menores e, em determinados anos, podem apresentar balanço negativo de biomassa e carbono.

Estudos recentes de modelagem climática mostram que o desmatamento reforça o efeito de aquecimento regional, bem como a frequência de eventos de secas (Malhi *et al.* 2008; Purves & Pacala, 2008). Com base nesses estudos e, considerando um cenário em que as taxas de desmatamento da Mata Atlântica não serão satisfatoriamente reduzidas, é possível inferir que as variações anuais nas taxas de precipitação serão mais frequentes. Nesse contexto, nossos resultados indicam uma melhor resistência do grupo de espécies de rápido crescimento, frente às variações de precipitação. Portanto, alterações nos padrões de precipitação regional podem levar a

uma potencial mudança gradual na composição florística da comunidade florestal. Desta forma, as espécies de rápido crescimento (*fast growing species*), que parecem sofrer menos impacto da variação da precipitação, seriam favorecidas e substituiriam as de crescimento lento (*slow growing species*). Laurance *et al.* (2004) observou mudanças significativas na composição florística em PMP's na Amazônia Central, mostrando que gêneros de crescimento mais rápido estão aumentando a dominância ou a densidade, enquanto os de crescimento mais lento, incluindo espécies de sub-bosque, estão em declínio. A mudança na composição florística de áreas florestais torna-se ainda mais importante, uma vez que espécies de rápido crescimento possuem em geral menor densidade de madeira e maiores taxas de *turnover*, principalmente maiores taxas de mortalidade dentro da dinâmica florestal (Phillips & Gentry, 1994). Sendo assim, mudanças na composição florística da comunidade florestal, a médio e longo prazo, com favorecimento das espécies de rápido crescimento, pode acarretar em uma inversão no potencial de estoque de carbono da floresta.

Os resultados deste estudo abrangem análises interanuais de seis anos de monitoramento, um período relativamente longo. Entretanto, com a continuidade de monitoramentos interanuais nas PMP's do PERD seria possível observar se variações mais acentuadas nas condições climáticas acarretará uma mudança gradual na composição de espécies arbóreas deste fragmento florestal. Neste cenário, estratégias de manejo florestal podem ser necessárias para garantir a manutenção de espécies que possuem um papel fundamental na captura e na manutenção dos estoques de carbono da Floresta Tropical Atlântica, considerada como importante sumidouro de carbono da atmosfera (Rolim *et al.*, 2005; Vieira *et al.*, 2008; Metzker *et al.*, 2011).

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, L.F., Vieira, S. A., Scaranello, M. A., Camargo, P. B., Santos, F. A. M., Joly, C. A., & Martinelli, L. A., 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *For. Ecol. Manage.* 260, 679-691.
- Baker, T.R., Swaine, M.D., & Burslem, D.F.R.P. 2003. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6, 21-36.
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., *et al.* 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philos. Trans. R. Soc., B.* 359, 353-365.
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., *et al.* 2004 Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass, *Glob Chang Biol.* 10, 545–562.
- Boisvenue, C., Running, S.W. 2006 Impacts of climate change on natural forest productivity - evidence since the middle of the 20th century. *Glob Change Biol.* 12, 862–882.
- Brienen, R.J.W., & Zuidema, P.A.. 2005. Relating tree growth to rainfall in Bolivian rain forests: a test for six species using tree ring analysis. *Oecologia.* 146, 1-12.
- Cao, M., Stephen D.P., Jennifer S., and Scott J.G. 2004. Remotely Sensed Interannual Variations and Trends in Terrestrial Net Primary Productivity 1981-2000. *Ecosystems* 7, 233-242.
- Castilho, C.V., Magnusson, W.E., Araújo, R.N., and Luizão, F.J. 2010. Short-Term Temporal Changes in Tree Live Biomass in a Central Amazonian Forest, Brazil. *Biotropica.* 42, 95-103.
- Chave, J., Condit, R., Muller-Landau, H.C., Thomas, S.C., Ashton, P.S., Bunyavejchewin, S., Co, L.L., *et al.* 2008. Assessing Evidence for a Pervasive Alteration in Tropical Tree Communities. *PLoS Biol.* 6, e45.

- Clark, D.B., D.A. Clark, and Oberbauer, S.F. 2010. Annual wood production in a tropical rain forest in NE Costa Rica linked to climatic variation but not to increasing CO₂. *Glob Change Biol.* 16, 747-759.
- Clark, D.A. 2002. Are Tropical Forests an Important Carbon Sink? Reanalysis of the Long-Term Plot Data. *Ecol Appl.* 12, 3-7.
- Clark, D.A., and Clark, D.B. 1999. Assessing the growth of tropical rain forest trees: Issues for forest modeling and management. *Ecol Appl.* 9, 981-997.
- Corona, P., Chirici, G., McRoberts, R. E., Winter, S., & Barbati, A. 2011. Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. *For. Ecol. Manage.* 262, 2061-2069.
- Drummond, G.M., Soares, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação, 2ª ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Enquist, B.J., and Leffler, A.J. 2001. Long-term tree ring chronologies from sympatric tropical dry-forest trees: individualistic responses to climatic variation. *J. Trop. Ecol.* 17, 41-60.
- Feeley, K.J., Wright, J.S., Nur Supardi, M.N., Kassim, A.R., & Davies, S.J. 2007. Decelerating growth in tropical forest trees. *Ecol. Lett.* 10, 461-469.
- Grogan, J. and Schulze, M. 2012. The Impact of Annual and Seasonal Rainfall Patterns on Growth and Phenology of Emergent Tree Species in Southeastern Amazonia, Brazil. *Biotropica.* 44, 331-340.
- Hood, G.M. 2010. PopTools version 3.2.5 (Excel Add-in).
- Kariuki, M., Rolfe, M., Smith, R.G.B., Vanclay, J.K. and Kooyman, R.M. 2006. Diameter growth performance varies with species functional-group and habitat characteristics in subtropical rainforests. *Forest Ecol. Manag.* 225, 1-14.

- Körner, C. 2004. Through enhanced tree dynamics carbon dioxide enrichment may cause tropical forests to lose carbon. *Phil Trans Roy Soc Lond B* 359, 493-498.
- Körner, C. 2009. Responses of humid tropical trees to rising CO₂. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 40, 61-79.
- Laurance, W.F., Oliveira, A.A., Laurance, S.G., Condit, R., Nascimento, H.E.M., *et al.* 2004. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Nature*. 428, 171-175.
- Lewis, S.L., Lloyd, J., Sitch, S., Mitchard, E.T.A., & Laurance, W.F. 2009. Changing Ecology of Tropical Forests: Evidence and Drivers. *Annu.Rev. Ecol. Syst.* 40, 529-549.
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Sheil, D., Vinceti, B., Baker, T.R., Brown, S., Graham, A.W., Higuchi, N., Hilbert, D.W., Laurance, W.F., *et al.* 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *J. Ecol.* 92, 929-944.
- Lewis, S. 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 361, 195-210.
- Lieberman, D., Lieberman, M., Hartshorn, G.S., and Peralta, R. 1985. Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. *J. Trop. Ecol.* 1, 97-109.
- Lloyd, J., and Farquhar, G. D. 2008. Effects of rising temperatures and [CO₂] on the physiology of tropical forest trees. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., Ser. B.* 363, 1811-1817.
- Lund, H.G., Rudis, V.A., Stolte, K.W. 1998. Plots, pixels, and partnerships: potential for modeling, mapping and monitoring biodiversity. In: Dallmeier, F., Comiskey, J.A. (eds.). *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies*. Man and the Biosphere Series, Vol. 20. Carnforth, Lancashire, UK. UNESCO and The Parthenon Publishing Group. 79-100.

- Malhi, Y., Roberts, J.T., Betts, R.A., Killeen, T.J., Li, W.H., Nobre, C.A. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. 2008. *Science*. 319, 169-172.
- Malhi, Y., and J. Grace. 2000. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends Ecol. Evol.* 15, 332-337.
- Manokaran, N. e Kochummen, K.M. 1993. Tree Growth in Primary Lowland and Hill Dipterocarp Forests. *J. Tropical F. Science*. 6, 332-345.
- Melo, M.M.R.F. 2000. Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Metzker, T., Spósito, T.C., Martins, M.T.F., Horta, M.B., & Garcia, Q. 2011. Forest dynamics and carbon stocks in Rio Doce State Park – an Atlantic rainforest hotspot. *Curr. Sci.* 100, 2093-2098.
- Metzker, T., Spósito, T.C., Britaldo, S.F., Ahumada, J.A. & Garcia, Q. 2012. Tropical Forest and Carbon Stock's Valuation: A Monitoring Policy. In: Lameed, G.A (ed.). *Biodiversity Enrichment in a Diverse World*. InTech, pp. 171-194.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403, 853-858.
- Nelson, B. 2005. Commentary: Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Biotropica*. 37, 158-159.
- Nunes, F.P. 2011. Dinâmica da produção e da decomposição da serapilheira em quatro sítios do mosaico florestal do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Tese de Doutorado. *Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre*. Instituto de Ciências Biológicas ICB – UFMG – Belo Horizonte.
- Phillips, O.L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W.F., Nunez, P.V., *et al.* 1998 Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science*. 282, 439-442.

- Phillips, O.L., & Gentry, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*. 263, 954-958.
- Phillips, O.L., Malhi, Y., Baker, T., Lewis, S.L., Higuchi, N., Laurance, W.F., Nunez Vargas, P., Vasquez Martinez, R., Laurance, S., Ferreira, L.V., Stern, M., Brown, S. & Grace, J. 2002. Changes in growth of tropical forests: evaluating potential biases. *Ecol Appl*. 12, 576-587.
- Phillips, O.L., Baker, T.R., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Lewis, S., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., *et al*. 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philos. Trans. R. Soc., B*. 359, 381-407.
- Purves, D. & Pacala, S. 2008. Predictive models of forest dynamics. *Science*. 320, 1452-1453.
- Rolim, S.G., Jesus, R.M., Nascimento, H.E.M., Do Couto, H.T.Z., and Chambers, J.Q. 2005. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia*. 142, 238-246.
- Schaaf, L.B., Filho, A.F., Sanquetta, C.R., Galvão, F. 2005. Incremento diamétrico e em área basal no período 1979–2000 de espécies arbóreas de uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Paraná. *Floresta*. 35, 271-290.
- Shono, K., and Snook, L.K. 2006. Growth of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in natural forests in Belize. *J. Trop. For. Sci.* 18, 66-73.
- Slik, J.W.F., *et al*. 2010. Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity, and stem density gradients in Borneo tropical forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 50-60.
- Pereira, R., Santos, J., Tribuzy, E.S., Chambers, J.Q., Nakamura, S., & Higuchi, N. 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *For. Ecol. Manage.* 166, 295-301.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0.

- TEAM. 2010. Vegetation Protocol Implementation Manual, vol. 1.5: Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington, D.C.
- Veloso, H.D.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE. Rio de Janeiro.
- Vieira, S.A. 2003. Global changes and tree growth rate in the Amazon forest. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba. 133 pp.
- Vieira, S.A., Alves, L.F., Aidar, M.P.M., Araújo, L.S., Baker, T., Batista, J.L.F., Campos, M.C.R., Camargo, P.B., Chave, J., Delitti, W.B., Higuchi, N., Honório, E., Joly, C.A., Keller, M., Martinelli, L.A., de Mattos, E.A., Metzker, T., Phillips, O., Santos, F, A.M., Shimabukuro, M.T., Silveira, M, and Trumbore, S.E. 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*. 8, 21-29.
- Worbes, M. 1999. Annual growth rings, rainfall-dependent growth and long term growth patterns of tropical trees from the Caparo Forest Reserve in Venezuela. *J. Ecol.* 87, 391-403.
- Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S., 2008. Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecol Econ.* 65, 834-852.

6 ANEXO IV

Tabela 4: Espécies arbóreas encontradas em quatro parcelas de 1 ha de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual do Rio Doce, com o número de indivíduos amostrados em cada parcela e o número total de indivíduos somando-se as parcelas (GT = Garapa Torta, LA = Lagoa do Aníbal, LC = Lagoa Central, LP = Lagoa Preta, T = total).

FAMÍLIAS / ESPÉCIES	GT	LA	LC	LP	T
ACHARIACEAE					
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) Endl.	1	4	6	2	13
ANACARDIACEAE					
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	16	11	0	0	27
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	5	4	2	3	14
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	1	0	0	0	1
ANNONACEAE					
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	0	0	0	195	195
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	1	2	1	1	5
<i>Annona neolaurifolia</i> H.Rainner	4	8	2	1	15
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	14	0	2	0	16
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	9	8	30	2	49
<i>Guatteria villosissima</i> A.St.-Hil.	2	0	1	0	3
<i>Oxandra martiana</i> (Schltdl.) R.E.Fr.	0	0	0	19	19
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	0	0	2	0	2
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	11	3	3	0	17
Annonaceae sp.	0	1	0	0	1
APOCYNACEAE					
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	1	0	0	0	1
<i>Aspidosperma</i> sp.	1	0	0	0	1
<i>Himatanthus lancifolius</i> (Müll.Arg.) Woodson	0	1	1	0	2
AQUIFOLIACEAE					
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	2	0	1	0	3
ARALIACEAE					
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	2	14	1	0	17
ARECACEAE					
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	0	0	5	6	11
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0	0	21	27	48
ASTERACEAE					
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	2	0	0	0	2
BIGNONIACEAE					
<i>Handroanthus</i> cf. <i>heptaphyllus</i> Mattos	0	0	0	1	1
<i>Handroanthus</i> cf. <i>serratifolius</i> (A.H.Gentry) S.Grose	0	3	1	1	5
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	2	0	0	0	2

FAMÍLIAS / ESPÉCIES	GT	LA	LC	LP	T
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	4	1	0	0	5
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhlman.	0	0	0	1	1
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	0	2	0	2	4
BIXACEAE					
<i>Bixa arborea</i> Huber	6	23	9	0	38
BORAGINACEAE					
<i>Cordia ochracea</i> DC.	1	2	0	0	3
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	12	3	1	0	16
<i>Cordia silvestris</i> Fresen.	5	0	1	1	7
BURSERACEAE					
<i>Crepidospermum atlanticum</i> Daly	14	4	4	7	29
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	0	0	1	1	2
<i>Trattinnickia ferruginea</i> Kuhlman.	2	2	2	0	6
CANNABACEAE					
<i>Celtis orthacanthos</i> Planch.	0	0	0	3	3
CARICACEAE					
<i>Jacaratia heptaphylla</i> (Vell.) A.DC.	0	0	2	0	2
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	0	0	1	1	2
CARYOCARACEAE					
<i>Caryocar edule</i> Casar.	1	0	1	0	2
CELASTRACEAE					
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Sm.	0	0	0	1	1
<i>Tontelea leptophylla</i> A.C.Sm.	0	0	0	8	8
CHRYSOBALANACEAE					
<i>Couepia monteclarensis</i> Prance	0	0	0	2	2
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	2	0	2	0	4
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	0	0	0	1	1
<i>Hirtella martiana</i> Hook.f.	1	1	3	0	5
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	5	3	2	0	10
<i>Licania</i> sp.	1	0	6	0	7
<i>Parinari excelsa</i> Sabini	0	0	0	2	2
CLUSIACEAE					
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	0	0	0	1	1
<i>Kielmeyera altissima</i> Saggi	0	0	0	3	3
<i>Kielmeyera</i> sp.	1	1	3	0	5
<i>Tovomita leucantha</i> (Schltdl.) Planch. & Triana	0	1	0	1	2
ELAEOCARPACEAE					
<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum.	0	0	3	0	3
ERYTHROXYLACEAE					
<i>Erythroxylum</i> sp.	0	0	1	0	1
EUPHORBIACEAE					
<i>Croton pipitocalyx</i> Müll.Arg.	0	0	0	13	13
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	2	22	0	11	35

FAMÍLIAS / ESPÉCIES	GT	LA	LC	LP	T
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	25	5	5	0	35
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	1	0	2	0	3
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	0	116	0	98	214
FABACEAE					
<i>Abarema obovata</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	1	0	0	0	1
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	16	7	4	0	27
<i>Andira ormosioides</i> Benth.	1	0	1	2	4
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	4	4	5	0	13
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	3	0	0	0	3
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	0	2	0	4	6
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	0	1	0	0	1
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	0	1	0	1	2
<i>Copaifera majorina</i> Dwyer	0	2	0	2	4
<i>Dalbergia brasilienses</i> Vogel	0	1	0	0	1
<i>Dalbergia foliolosa</i> Benth.	0	0	2	0	2
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	13	6	6	1	26
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	1	2	11	1	15
<i>Dimorphandra exaltata</i> Schott	0	2	0	0	2
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	2	0	1	2	5
<i>Hymenolobium janeirensense</i> Kuhlmann	1	0	1	0	2
<i>Inga capitata</i> Desv.	2	13	0	3	18
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	6	0	0	0	6
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	0	0	0	4	4
<i>Lonchocarpus costatus</i> Benth.	0	0	2	0	2
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	6	0	1	0	7
<i>Melanoxylon brauna</i> Schott	3	4	2	0	9
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	0	0	0	3	3
<i>Plathymeria reticulata</i> Benth.	0	99	0	2	101
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	0	0	0	3	3
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	9	0	0	0	9
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P. Lewis & M.P. Lima	0	1	4	0	5
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	1	4	2	6	13
<i>Senna</i> sp.	2	0	0	0	2
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	1	1	0	0	2
<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm.	0	0	1	2	3
<i>Swartzia oblata</i> R.S.Cowan	1	0	1	4	6
<i>Swartzia pilulifera</i> Benth.	0	2	1	0	3
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	11	11	1	0	23
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	1	1	2	3	7
Fabaceae sp.	0	0	0	1	1
LACISTEMATACEAE					
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	1	0	2	0	3

FAMÍLIAS / ESPÉCIES	GT	LA	LC	LP	T
LAMIACEAE					
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	5	0	4	0	9
LAURACEAE					
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	0	0	2	1	3
<i>Beilschmiedia cf. taubertiana</i> (Schwacke & Mez) Kosterm.	0	0	0	3	3
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	0	1	2	1	4
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	8	0	0	0	8
<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez	0	0	0	1	1
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	1	2	1	9	13
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	0	3	0	0	3
<i>Ocotea cf. diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	0	0	0	4	4
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	4	0	1	2	7
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	0	0	33	3	36
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	1	2	15	5	23
<i>Ocotea tenuiflora</i> (Ness) Mez	0	1	0	1	2
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	0	0	0	2	2
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	3	4	1	0	8
<i>Ocotea</i> sp.1	1	0	2	1	4
<i>Ocotea</i> sp.2	0	0	1	0	1
LECYTHIDACEAE					
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	0	1	0	0	1
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	0	0	0	2	2
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	4	2	5	0	11
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0	0	2	1	3
MALPHIGHIACEAE					
<i>Bunchosia fluminensis</i> Juss.	1	0	0	0	1
<i>Byrsonima crispa</i> A.Juss.	1	10	0	0	11
<i>Byrsonima stipulacea</i> A.Juss.	4	3	1	1	9
MALVACEAE					
<i>Basiloxylon brasiliensis</i> (All.) K.Schum.	0	0	0	5	5
<i>Ceiba</i> sp.	0	1	0	0	1
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	1	2	0	0	3
<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A.Robyns	5	1	4	0	10
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	0	0	0	3	3
<i>Pseudobombax</i> sp.	0	1	0	0	1
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir.	0	0	0	1	1
MELIACEAE					
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	0	1	0	9	10
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	0	0	1	5	6
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	0	1	2	6	9
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	0	1	1	2	4
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	0	1	0	2	3

FAMÍLIAS / ESPÉCIES	GT	LA	LC	LP	T
<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	0	0	0	7	7
<i>Trichilia</i> sp.	0	1	0	0	1
MORACEAE					
<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	1	1	1	4	7
<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	0	0	0	1	1
<i>Ficus holosericea</i> Schott	1	0	0	1	2
<i>Ficus</i> sp.1	0	0	0	1	1
<i>Ficus</i> sp.2	0	1	0	0	1
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	1	1	19	9	30
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	1	8	22	22	53
MYRISTICACEAE					
<i>Virola bicusyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	1	0	12	1	14
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	0	6	2	11	19
MYRSINACEAE					
<i>Myrsine hermogenesii</i> (Jung-Mend. & Bernacci) M.F.Freitas & Kin.-Gouv.	0	1	1	0	2
MYRTACEAE					
<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner	0	0	0	1	1
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	0	0	6	14	20
<i>Eugenia cymatodes</i> O.Berg	0	0	0	1	1
<i>Eugenia lambertiana</i> DC.	0	0	4	0	4
<i>Eugenia</i> sp.	0	0	1	0	1
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg.	0	0	0	1	1
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	10	2	3	0	15
<i>Myrciaria disticha</i> O.Berg.	0	0	0	2	2
NYCTAGINACEAE					
<i>Andradea floribunda</i> Allemão	0	0	0	4	4
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	4	5	4	4	17
<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	1	0	0	0	1
OCHNACEAE					
<i>Ouratea</i> sp.	0	0	2	0	2
OLACACEAE					
<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	1	3	12	11	27
PERACEAE					
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	7	0	0	2	9
<i>Pera heteranthera</i> (Schrank) I.M.Johnst.	4	0	2	2	8
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	0	1	3	0	4
PHYLLANTACEAE					
<i>Hieronyma oblonga</i> (Tul.) Müll.Arg.	0	0	2	0	2
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	0	0	0	1	1
PHYTOLACACEAE					
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	0	0	0	1	1
PICRAMNIACEAE					

FAMÍLIAS / ESPÉCIES	GT	LA	LC	LP	T
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	0	0	0	1	1
RHAMNACEAE					
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	0	0	0	1	1
RIZOPHORACEAE					
<i>Paradrypetes ilicifolia</i> Kuhl.	0	0	0	4	4
RUBIACEAE					
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	0	0	4	3	7
<i>Amaioua</i> sp.	1	2	0	3	6
<i>Bathysa</i> sp.	0	0	1	0	1
<i>Duroia velutina</i> Hook.f. ex K.Schum	0	0	0	2	2
Rubiaceae sp.	0	1	1	0	2
RUTACEAE					
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	3	0	0	0	3
<i>Hortia brasiliana</i> Vand. ex DC.	1	0	2	0	3
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	0	0	2	25	27
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	21	0	1	23
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	3	1	1	0	5
SALICACEAE					
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	18	3	2	0	23
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	1	0	1	2	4
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	0	1	1	0	2
<i>Casearia guianensis</i> (Aubl.) Urb.	0	0	0	2	2
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	0	3	0	0	3
<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth	0	0	0	2	2
<i>Casearia paranaensis</i> Sleumer	0	0	0	4	4
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	3	0	0	4
<i>Macrothumia kulhmannii</i> (Sleumer) M.H.Alford	0	1	0	1	2
SAPINDACEAE					
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	1	0	1	0	2
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	0	0	0	2	2
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	3	0	0	0	3
<i>Tripterodendron filicifolium</i> Radlk.	1	1	0	0	2
SAPOTACEAE					
<i>Chrysophyllum argenteum</i> Jacq.	0	0	0	1	1
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	0	0	0	2	2
<i>Micropholis gardneriana</i> (A.DC.) Pierre	1	0	8	0	9
<i>Pouteria</i> cf. <i>psammophila</i> (Mart.) Radlk.	22	9	12	0	43
<i>Pouteria durlandii</i> (Standl.) Baehni	5	0	0	0	5
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	0	0	9	1	10
<i>Pouteria microstrigosa</i> T.D. Penn.	3	2	12	4	21
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	1	3	0	1	5
<i>Pouteria</i> sp.	0	1	4	0	5
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	1	1	3	1	6

FAMÍLIAS / ESPÉCIES	GT	LA	LC	LP	T
Sapotaceae sp.	0	0	4	0	4
SIMAROUBACEAE					
<i>Simaba docensis</i> Francesch. & K.Yamam	1	0	0	0	1
SIPARUNACEAE					
<i>Siparuna bifida</i> (Poepp. & Endl.) A.DC.	7	1	3	1	12
STYRACACEAE					
<i>Styrax</i> sp.	1	0	1	0	2
URTICACEAE					
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	2	2	4	0	8
<i>Coussapoa</i> cf. <i>floccosa</i> Akkermans & C.C.Berg	0	0	3	2	5
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	0	3	4	8	15
VIOLACEAE					
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	0	0	21	0	21

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- ✓ O presente trabalho consolida o esforço inédito de 06 anos de monitoramento anual, possuindo o maior número de registros (mais de 12 mil observações) avaliados interanualmente para a Mata Atlântica;
- ✓ Parcelas permanentes de monitoramento anual são considerados como o melhor método para avaliar a dinâmica da vegetação em florestas tropicais;
- ✓ Para o monitoramento da dinâmica florestal deve-se priorizar a utilização de parcelas permanentes de monitoramento (PMP's) com medições anuais, seguindo um protocolo sistematizado de implantação, marcação e medição de árvores e análise de dados;
- ✓ Os resultados gerados das PMP's devem garantir a produção de *papers* científicos, devem integrar bases governamentais para a formulação de políticas públicas, bem como auxiliar no desenvolvimento de estratégias de manejo florestal;
- ✓ Dados do estoque florestal de carbono e sua dinâmica no ambiente devem ser utilizados na valoração dos serviços ambientais prestados pela floresta e consequente pagamento por seus ativos;
- ✓ A Mata Atlântica do PERD continua a funcionar como um importante sumidouro de carbono da atmosfera a uma taxa média de $1 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, ou seja, acumulando mais de $2 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de biomassa em seu estoque florestal;
- ✓ Áreas de floresta primária capturam e estocam uma maior quantidade de carbono em relação às áreas de floresta secundária, devido principalmente a maior densidade de árvores grandes;
- ✓ A biomassa vem crescendo significativamente no PERD com o passar dos anos, a exceção da Lagoa do Aníbal que apresentou uma ligeira perda de biomassa no período de monitoramento;
- ✓ Existem variações interanuais do incremento de biomassa e carbono correlacionados significativamente as variações de precipitação anual do PERD;
- ✓ A dinâmica florestal, avaliada através das taxas de mortalidade, recrutamento e *turnover*, não sofreu alterações significativas durante o período de estudo;
- ✓ Existem diferenças claras quanto à dinâmica florestal e o incremento de biomassa entre áreas de florestas primárias e secundárias;
- ✓ As taxas médias de mortalidade e *turnover* das áreas secundárias foram significativamente maiores quando comparadas as taxas observadas nas áreas

primárias; Consequentemente o incremento de AGB foi menor nas áreas secundárias;

- ✓ Uma árvore da floresta atlântica cresce em média $0,19 \text{ cm.ano}^{-1}$;
- ✓ As áreas de floresta primária apresentam um maior número de espécies arbóreas em relação às áreas secundárias ($\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$);
- ✓ O crescimento do grupo de espécies do primeiro quartil é 163% maior que a média geral;
- ✓ As variações das taxas de precipitação foram correlacionadas às taxas de crescimento, a exceção do grupo de espécies de rápido crescimento (1º quartil);
- ✓ Espécies de rápido crescimento possuem um menor impacto pela variação nas taxas de precipitação;
- ✓ Alterações frequentes nos padrões de precipitação regional podem levar a uma mudança gradual na composição florística de uma comunidade florestal ($\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$);
- ✓ Variações interespecíficas das taxas de crescimento são importantes variáveis para se determinar grupos funcionais na floresta.

PERSPECTIVAS

O Brasil é a capital mundial do capital natural global.

Os resultados do presente estudo apresentam importantes implicações para o manejo e a conservação da Floresta Tropical Atlântica. Primeiramente, conforme apresentado, a floresta primária, principalmente as fisionomias localizadas em áreas de baixada, possui alta capacidade de estocar e incrementar seus estoques de biomassa devido à presença de árvores grandes (DAP > 30 cm). Desta forma, remanescentes de vegetação com essas características devem ter prioridade para a conservação em Unidades de Conservação de Proteção Integral. Além da captação de carbono, essas áreas promovem ainda a manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais para a humanidade, como proteção de mananciais, regulação de microclimas, proteção do solo, conservação da biodiversidade e manutenção da diversidade genética. Baseados em uma robusta análise das condições atuais da Mata Atlântica, Ribeiro *et al.* (2009) propõem fortes diretrizes para estimular a conservação de grandes fragmentos de florestas primárias da Mata Atlântica. Dentre outras razões mencionadas, grandes fragmentos são os únicos capazes de preservar espécies que possuem exigências de hábitat muito específico, cuja sobrevivência é particularmente problemática no atual estado de fragmentação da Mata Atlântica (Ribeiro *et al.*, 2009). Árvores grandes são um exemplo, visto que persistem em ambientes que estejam em bons estados de conservação e também a distâncias de centros urbanos que sejam suficientes para evitar pressões antrópicas, como a de corte seletivo.

Outra questão relevante é que, para a proposição de políticas públicas adequadas, bem como para um manejo efetivo de áreas de conservação, é necessário antes um intenso conhecimento das áreas alvo. Dado esse pressuposto, bem como por todas as evidências apresentadas neste estudo, é aqui recomendado a criação de uma rede unificada de parcelas de monitoramento permanentes nas unidades de conservação de proteção integral, *sensu* SNUC, do Brasil, dentro de um princípio de governança ambiental. Essa rede de monitoramento, que poderia ser chamada inicialmente como **Projeto Carbono Brasil – CABRA**, funciona através de um banco de dados associado, integrando, *a priori*, variáveis climáticas, edáficas e morfológicas de cada UC, em cada bioma, para que possam ser relacionadas aos dados coletados de taxonomia, de estrutura e da dinâmica das populações arbóreas durante as análises científicas.

Os dados de estoques de carbono e sua variação temporal darão ao país uma base precisa para se estimar o valor financeiro agregado de uma UC, por exemplo, bem como pelo seu conjunto pelos serviços ambientais prestados, fortalecendo os valores advindos da multifuncionalidade das florestas em pé. Nessas PMP's de caráter nacional, devem ser previstas coletas anuais sistematizadas por um protocolo unificado que respeite diferenças regionais, mas que tenha ferramentas para análises conjuntas de processos ecológicos. Pode ainda ser possível a coleta sistematizada de dados de determinados grupos faunísticos indicadores para integrar o banco de dados.

Essa rede de monitoramento deve ser implantada em parceria com Universidades e Centros de Pesquisas locais, como a Embrapa, para que sua manutenção e monitoramento estejam vinculados a pesquisas científicas de alunos de graduação, pós-graduação e professores. O intercâmbio com alunos e professores de universidades do exterior também é de extrema importância, visto sua experiência e *expertise* nessa área. Desta forma, será possível a geração de conhecimento pela publicação de *papers* de alta qualidade científica em periódicos nacionais e internacionais. Essa divulgação dará ao Projeto CABRA maior visibilidade internacional, auxiliando na consolidação de parcerias e na captação de recursos para manter seu funcionamento. Esses exemplos de parcerias são essenciais para o bom funcionamento a longo prazo dessa rede de monitoramento de UC's. As PMP's possuem também um papel importante para a Educação Ambiental e divulgação científica, uma vez que podem ser efetuadas visitas monitoradas de pequenos grupos de visitantes das Unidades de Conservação e escolas públicas nessas parcelas, demonstrando seu *modus operandi* e sua importância para a conservação.

Finalmente, essa rede pode promover ao Brasil a produção de relatórios nacionais anuais Monitoráveis, Reportáveis e Verificáveis (MRV), afim de cumprir suas metas nos acordos assinados. Essa política de Governança Ambiental, exemplificada pela iniciativa de monitoramento nacional em rede, pode funcionar como um dos fatores determinantes para alcançar a almejada credibilidade internacional pelo país que possui o maior capital natural do planeta.

ANEXO V

Tropical Forest and Carbon Stock's Valuation: A Monitoring Policy

Thiago Metzker, Tereza C. Spósito, Britaldo S. Filho,
Jorge A. Ahumada and Queila S. Garcia

Additional information is available at the end of the chapter

<http://dx.doi.org/10.5772/48355>

1. Introduction

Carbon is the fourth most abundant element on Earth. It is estimated that the world's forests store 283 gigatonnes (1Gt = 1 billion tons) of carbon in their biomass alone and 638 Gt of carbon in the ecosystem as a whole (to a soil depth of 30 cm). Thus, forests contain more carbon than the entire atmosphere. Carbon is found in forest biomass and dead wood, as well as in soil and litterfall [1]. Consequently, changes in forest carbon storage, resulting from a shift in land use, have a significant impact on global climate change [2].

Changes in climate occur naturally, through processes operating on a geologic time scale. For example, the main species presently inhabiting the planet have survived climate changes during the Pleistocene, adjusting their geographical distribution to weather conditions. However, the speed and magnitude of changes that have been occurring in the Earth's climate system since the Industrial Revolution are currently of great concern. In 1991, the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) published a first report about global temperature increases caused by the intensification of the greenhouse effect. After this official announcement, the IPCC has established different working groups with scientists from various parts of the world in order for them to meet and compile as much information as possible and to update scientific predictions about the climatic future of the planet. The reports that have been produced by the international scientific community are considered as the main reference for global climate change.

Currently, scientific societies question the capacity of the present biota to tolerate such changes, in an environment that has been highly fragmented by human intervention and where what is still left intact is confined within protected areas. Changes within biota can result in changes in the ecosystem services they provide. Human well-being depends directly and indirectly on the environmental services provided for free by the natural world,

including climate regulation, soil formation, erosion control, carbon storage, nutrient cycling, provision of water (both quality and quantity), maintenance of hydrological cycles, preservation of genetic resources, scenic beauty, among others [3]. Furthermore, tropical forests contain 50% of all world species and are considered mega-diverse environments. Therefore, changes in any of these services can have serious consequences for biodiversity, for the natural carbon cycle and the hydrological cycle, which may in turn alter the world economy and affect the everyday life of humans and other species on the planet.

How can these changes be monitored? One way to monitor biodiversity and carbon stocks over large areas is through the establishment of forest inventories. These are effective tools for estimating the type, amount and condition of forest resources over large areas [4]. The regular collection of measurements within Permanent Monitoring Plots (PMPs), combined with the use of statistical techniques, provide a baseline for assessing changes in the structure and dynamics of a forest and permit the construction of predictive models [5]. In the last decade, there has been a large increase in the installation of PMPs in different tropical forest sites around the world, especially in the Amazon Rainforest, where large monitoring networks (TEAM, PELD, CTFS, RAINFOR, LBA, REDEFOR, PDBFFE and CIFOR) have been established. These programs increase the level of understanding of ecological systems, transforming the knowledge base [6]. However, there are still serious deficiencies in estimating carbon stocks and other components of other types of tropical forests, types and others components of tropical forests.

Within the current political and environmental international situation it is vital that all countries, whether or not signatories of the Kyoto Protocol, do promote initiatives to monitor their biodiversity and their carbon stocks. These data are strategic for each country because they indicate where and how the management of natural resources can bring benefits to local people (local scale), they support the creation of public policies that can become part of the country's legislation (regional scale) and promote policies for adaptation to an increased vulnerability to climate change (global scale).

This chapter, *"Tropical Forest and Carbon Stock's 1 Valuation: A Monitoring Policy"*, incorporates parts of the TEAM (Tropical Ecology Assessment Monitoring) protocol [7] and the knowledge generated over six years of monitoring permanent plots in an area of the Atlantic Rainforest in Brazil. It aims to discuss the importance of planning and implementation of PMPs, the main techniques used, and the errors associated with them. Biomass, carbon stock calculation techniques and data analysis will also be discussed, among other topics. Data collection and analysis have a greater value when incorporated into natural resource management policies, such as Payment for Environmental Services (PES), which are provided by nature. A comprehensive approach involving stakeholders at all levels, from the local to the global scale, is essential for the success of integrated policies. Each of the topics listed below will be presented with the aid of practical examples, figures and tables, in order to allow readers the opportunity to fully engage with the subject matter and, most importantly, to begin to understand how to apply these practices in their own social and environmental contexts.

2. Inventory Data

2.1. Methods for establishing Permanent Monitoring Plots (PMPs)

The establishment of vegetation monitoring networks is a strategy that aims to develop an integrated database through systematized collections using a single monitoring protocol on various sites. In the vegetation network implementation, it is extremely important that the database management team be clear about the questions to be asked and the objectives for the collection of field data. This systemization has implications directly related to the method of collection and the definition of the protocol for implementation and monitoring. The primary analyses to be conducted also must be predefined as they too have a direct impact on the sample design and the means of data collection.

During the planning of a monitoring network, it is important to keep in mind that the key objective is to conduct large-scale analyses that can speak to physiognomy, biomes and wider generalizations. This scale of work is fundamental in order to accomplish robust analyses and to study broad-scale ecological processes. However, it should be noted that local and regional data and publications are also part of this network as they promote the development of local scientific knowledge, along with the participation of the team responsible for the collection of field data. These initiatives encourage cooperation and sharing of experience, in addition to motivating those who are responsible at the local level to continue the work of monitoring once the objectives and results of the initiative are made clear to all involved.

The means of disseminating results should also be defined in the planning phase. For example, during this phase, contact can be made with the editors of scientific journal where there is an intention to publish, in order to establish a connection with the journal and develop credibility for a strong relationship. The sharing of the monitoring protocol, the initial results and the key conclusions at national and international conferences provides visibility for the project and stimulates ongoing discussions with other researchers in the topic area. This interaction and sharing of experience always benefit the project as they increase quality and strengthen key elements. The network planning team should also identify other forms of communication for scientific dissemination, such as specialized documentaries, news networks, community sites and scientific blogs. These promote dissemination and constructive discussion of the conclusions and methods of the published initiative. Another tactic that can make a significant contribution to successful monitoring over the long term by strengthening relationships with local teams is the development of news releases in the local language where the data was collected.

As with any good plan, the protocol must be rigorous. Several protocols for monitoring tropical forests are available including RAINFOR's [8], TEAM's [7] and the Smithsonian's Center for Tropical Forest Science [9]. However, it must also be flexible enough to be adapted and to evolve naturally according to the knowledge generated during the planning process, as well as to the local reality of each site. Ongoing workshops with the local team guarantee that acquired experience is formally recorded, in addition to facilitating the continuous improvement of the protocol by applying experience acquired through its execution *in situ*.

2.2. Geoprocessing techniques for area selection

Many field procedures involve high costs due to transportation and logistics. Therefore, prior to any field procedure, errors in area selection can be minimized by careful planning using GIS techniques. In addition to playing an important role in the preliminary phase (planning), these tools are also very useful in the data analysis phase. When these instruments are used extensively by a qualified professional, significant economies of time and financial resources can be achieved.

After clearly defining the objectives for the implementation of the monitoring network, the next phase is the selection of potential areas to house the plots. The use of GIS allows for a more confident selection of the target areas since it works with georeferenced bases and shapes which allow for simulation of PMPs implemented in practically any location in the world. These areas can be selected by process of elimination from those that, for example, do not have the required attributes or by selection of multiple criteria that involves interpolation of various bases. Through experience acquired in the implementation and monitoring of PMPs, we understand that the minimal criteria for exclusion of target areas for monitoring include:

- Areas that possess accentuated declivity;
- Areas that are not easily accessible and complicate field logistics;
- Areas with creeks, swamps, lakes and rivers;
- Areas that have significant spatial heterogeneity;
- Areas that have variations in the type of soil.

Assuming that the objective of monitoring is to evaluate the temporal dynamics of primary vegetation areas, the areas that are not located in Conservation Units can be excluded first. It is understood that forested areas protected by law in any part of the world represent the highest percentage of protected primary areas. After this first filter, the layers or shapes that meet the exclusion criteria cited above are applied. This type of cut is made relatively quickly, while still in the office, but can reduce a universe of potential samples by more than 90% in certain regions of the world, thus optimizing the accuracy and use of the project's financial resources.

Following elimination of the areas not selected for the sample, the professional responsible for the GIS technology should create polygons capable of housing the future PMPs so that random samples can be selected from within the universe of possible options, thus establishing statistical confidence for the sample. Another important point is that the PMPs should be replicated in areas where there is similar physiognomy, so that means, errors and reliable statistics can be obtained.

It is of fundamental importance for the field team that thematic maps be developed by the GIS team. These maps should be easy to visualize and understand, with current satellite images and superimposed colored sketches of the PMPs in various layers. Essential factors for successful field work include the standardization of symbols, language and scale of work, as well as pre-definition of a standard datum, and being in a system of unique

coordinates compatible with the use of local GPSs. The field maps should also be plasticized to avoid stains and tears which can often occur with the use of these materials in the middle of the forest.

2.3. Choosing target areas

The field team should also be very clear about the objective of monitoring. When the project's primary issue is related to the dynamics of areas in recovery or to the differences between primary and secondary vegetation areas, area selection involves different parameters. When the question is focused on temporal variations in areas of intact vegetation in the climactic stage, area selection will be directed primarily toward areas protected by legal mechanisms in each region, ensuring that there will be no interference in the plot throughout the years of monitoring. Depending on the objective, criteria for inter-site analysis can also be established, such as a latitudinal gradient temperature or rainfall gradient, soil gradient, etc.

Once all of the criteria have been established, the field team should depart in order to locate and validate the target areas *in situ*. In addition to being accompanied by local guides, the team should be supplied with basic field supplies as well as thematic maps developed by the GIS team, a GPS, a compass, and a camera for the validation or invalidation of areas previously defined by the GIS team. Additionally, the field team should have in your GPS all points and layers that were previously prepared by the GIS team. For example, see [10] for a complete data transfer protocol.

It is important that the field team be fully trained on the monitoring protocol and have the ability to independently decide at any given moment if an area truly possesses the defined selection criteria or if it would be better to search for a new area. This decision is a key since all monitoring throughout the years ahead will depend on the correct choice and demarcation of these plots. In order to select the best areas for PMPs to be implemented, various factors should be taken into consideration, including the homogeneity of the forest typology to be sampled, the existence of water courses, logistics, access, type of soil and inclination of the terrain.

Due to difficulties of orientation and localization in interior bush areas, the geographical coordinates should be checked and the location of the field team confirmed upon arrival at the target area. Once the location has been verified, a marker should be placed in the ground (a PVC tube of about 1.3 m can be used) to be the point of coordinates 0,0 (X, Y), which will serve as a reference point for the validation of the area as well as for future plot implementation. This point will be used to evaluate the area to decide whether or not it will be selected for PMP implementation. Thus, using a compass, the direction of the course should be read, so that the angle of the directions has a difference of 90° (straight angle). The course is followed in the first direction (X), remaining aligned with the lead angle on the compass, stopping every 20 meters to check the coordinates and the direction of the course. In the field, detours are very common during a walk/hike due to natural obstacles such as fallen trees and branches, the presence of lianas or holes in the ground, or large trees that

have to be circumvented. It is important in this verification phase, as well as in the PMP implementation phase, that knives and scythes are not to be used to open trails or forest passages as they can have a long term impact with significant implications on the dynamics of vegetation. Thus, when faced with a natural obstacle, the ideal would be for the team to circumvent it and return to the defined course in order to continue with area verification.

The team should be aware of sudden changes in the type of soil, the existence of accentuated declivity that was not possible to identify in the satellite images, or any other element that strongly differentiates the landscape and that could negatively impact the monitoring or the homogeneity of the plot. This should be recorded in a designated worksheet in order to justify the decision not to use the area in question. Once line X has been verified, the same procedure is conducted with line Y beginning from ground zero. If an area does not possess significant heterogeneity, the selection of the plot must be validated, assigning a number and a syllable to be used throughout the entire period of monitoring and analysis of that area (e.g. 01-LP).

2.4. Implementation of PMPs in the field

Once the entire validation process is complete, the actual marking of the PMP in the field is undertaken. On the day prior to departure, a checklist should be reviewed of all equipment required for field implementation, such as PVC tubes, rubber hammer, colored tape, polypropylene cord, compass, GPS, binoculars, clipboard, collection worksheets, plastic bags, masking tape, pencils, erasers and pens. In addition to support materials, specialized clothing must also be taken, such as boots, leggings and field jackets (with many pockets). The PMP implementation team should be comprised of at least 4 people, primarily to divide the weight of materials to be taken to the selected PMP area, as the tubes or stakes used to mark the chosen spots are very heavy and bulky.

Upon arrival at the PMP location previously marked as 0,0, a suitable location to leave all of the equipment should be identified, as well as an appropriate place to have snacks or lunch while in the field. This location, named "Support Station - SS" should be located in the outlying area of the PMP so that it does not interfere with the vegetation to be monitored on the plot. The ground should be covered by a light blue tarp (or any color that strongly contrasts the forest floor), upon which all of the equipment should be placed to avoid loss. Again, it is imperative that the team be careful not to allow any type of vegetation (lianas, branches or shrubs) to be cut during plot implementation.

In the following example, we simulate the implementation of a 1 ha PMP (10.000 m²) according to the TEAM protocol for vegetation monitoring [7]. The size of the PMP will depend on the initial objective outlined by the team responsible for managing the project. The size of 1 ha is widely used in permanent plots whose objectives are related to monitoring the dynamics and carbon stocks for the site in question.

Starting at 0,0, two baselines (X, Y) should be projected, at 90° perpendicular angles, which will serve as reference points throughout the PMP implementation. Each baseline should be spiked every 20 meters, with their distance verified using a measuring tape and direction

verified by reading the course angle on the compass. After the 6 spikes for each baseline have been duly marked and inserted into the ground, the entire line should be measured to confirm its length, which should be a total of 100 meters. Each spike placed every 20 meters should be sequentially numbered, as well as having its Cartesian coordinates on the plot recorded (e.g. 20, 0; 40, 0; 60, 0;...). Once line X has been completed, the formation of line Y can be undertaken using the same procedures previously followed.

Once the two baselines have been formed, the internal squares of the PMP can be developed. In order to close a PMP, two basic methods can be used: creating 5 lines parallel to baseline Y (Figure 1-B) or creating small 400 m² squares, forming sequential lines until the entire PMP is closed (Figure 1-A).

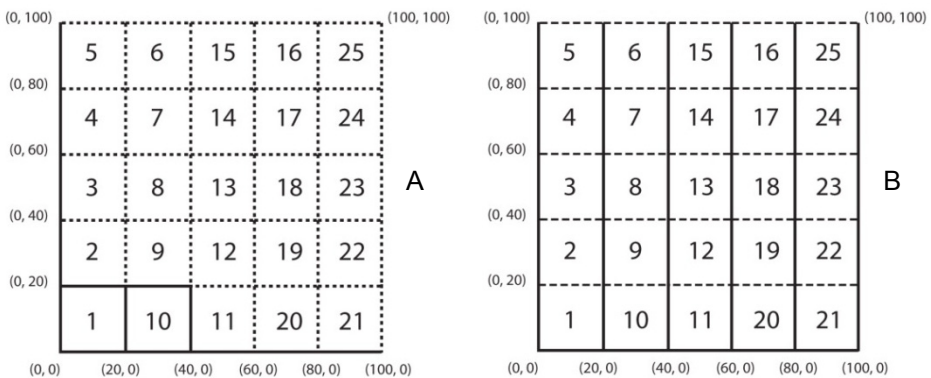


Figure 1. Sample structure of the Permanent Monitoring Plot (PMP), with 25 sub-plots. A – Means of closure using squares; B – Means of closure using lines. Adapted from TEAM (2010).

2.5. Marking trees

After marking the PMP, the individuals to be monitored are marked and data collection is undertaken. For studies related to long-term monitoring of the structure and dynamics of vegetation, it is common for the sample to include all individuals in the forest that have DBH ≥ 10 cm (Diameter at Breast Height). For studies of biomass and carbon stocks, individuals with DBH < 10 cm are not included, due to their low contribution to the total stocks of the PMP. In general, if the objective is to monitor changes in floristic composition and the biodiversity of the PMP, these smaller individuals should be incorporated into the monitoring.

In this case, all of the trees palms and lianas with a DBH greater than or equal to 10 cm should be marked and measured. The POM (Point of Measurement) is the point on the tree or liana where their respective diameters are measured. The POM is marked at 1.30 m with the help of a PVC tube graded at 1.60 m and 1.30 m to avoid error related to the different heights of the field markers. However, for individuals with tabular roots, sapopemas or buttress roots, the POM should be identified at 50 cm above the highest root (Figure 2). This is a valid

change since it is common in forest inventories to find all stems with their DBHs measured at 1.30 m. When these data are inserted into allometric equations to calculate biomass, they overestimate biomass, increasing the standard error of these calculations [9-13].

In the case of trees that have many deformities at the POM, a modular ladder up to 12 meters (4 modules of 3 meters each to make it easy to transport in the forest) should be used so that the best location on the tree can be selected for diameter measurement (Figure 2 and Figure 3). Leaning or fallen trees should have their DBH measured following the methodology above; however, the distance from the base should be measured from the underside of the tree (Figure 2) in order to obtain an accurate distance. For trees with multiple trunks, where forking occurs below 1.30 m, each trunk should be considered a separate individual (Figure 2), with the number of measurements matching the number of trunks for the tree.

Once the best area for DBH measurement has been selected, it should be painted with yellow paint. This can also be done with a type of stamp (stencil) that can be made out of a sheet of hard plastic that is cut in the center in the following dimension: 20 × 3 cm. After selecting the location to be painted, the stamp (stencil) is placed on the tree and the POM is painted (Figure 3). In addition to facilitating field work, this stamp also standardizes the width of the paint marking on the trees, thus reducing the possibility of errors in future tree measurements.

This marking should be re-done every two years so that the specific POM is not lost. In order to avoid errors related to POM marking, the height at which the POM is marked should be recorded in a designated field worksheet. This procedure, along with painting the POM, guarantees that the measurement will be done at the exact same point during re-census throughout the monitoring period.

All of the individuals selected should be marked with nails and aluminium tags using increasing numbers according to the layout within the PMP. The nail should always be a distance of 40 cm from the POM so that the nail hole does not damage the trunk and consequently alter the POM. It is very common to see trees in the forest that have significant deformities resulting from a small nail hole. Bacteria and pathogens can enter through this small orifice and cause significant stress to tree trunks. Another important point is that the nail should be pointed downward whereby the tag is touching the head of the nail, since it is common to see trees that envelop around the tags over time when the tags had been touching the trees themselves.

After numeration and marking are complete, each individual should be identified at the highest taxonomic level possible in the field. It is highly recommended that photos be taken of the collected branches and that a collection of each species within the PMP be maintained as a botanical collection specific to each region. The data should be recorded in field worksheets and branch samples that are not identified should be taken for laboratory activities, herbarium consultations and completion of taxonomic identification by specialists. All field collections should be labelled with masking tape, recording their PMP number and reference code.

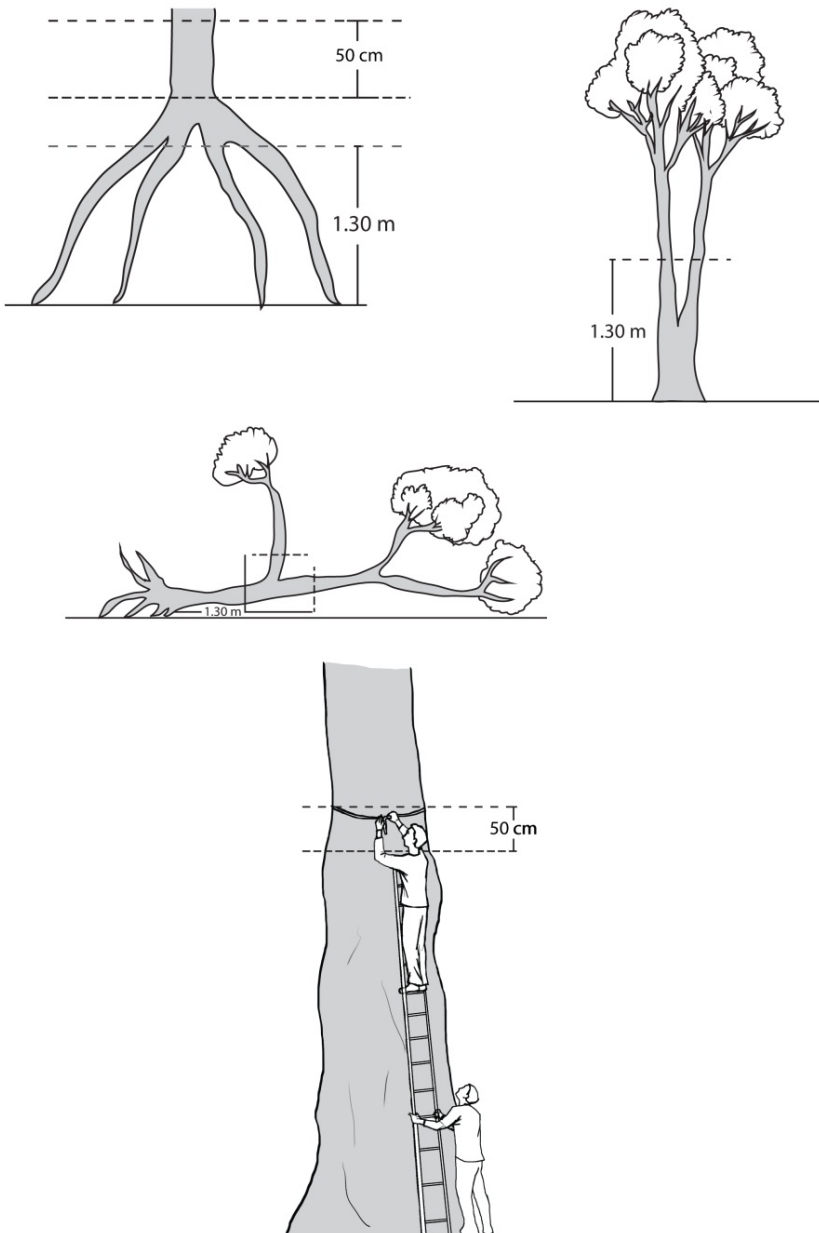


Figure 2. Details for marking trees with deformities in the field. A – For tabular roots, the POM is measured 50 cm above the last root; B – For multiple trunks, each is measured as a separate individual, provided the forking is below 1.30 m; C – For fallen trees, the distance is taken from the underside; D – For tall trees, the measurement should be done with the support of modular ladders.



Figure 3. Details of marking big trees at Rio Doce State Park: Use of a modular ladder up to 12 meters and POM painting process using a stencil. Source: Metzker, T.

With the collection and identification of botanical material, local guidebooks can be developed for the identification of trees registered within the PMPs. The guidebook could include photos of dried plants, taxonomic identification, location of the species, whether or not there are medicinal purposes, and details about flowers or fruits. In collaboration with local experts, the production of this type of material strengthens relationships between project managers and the execution team, in addition to producing registered material that is easily understood by the local population.

2.6. Calibration of diameter tape

As a result of the measurement process, diameter tape can become stretched or it may come from the factory already with small defects. Considering that the annual growth rate of a tree stratum in the forest is ~ 0.2 cm/year [14] small measurement errors can have a strong impact on the final results. In order to avoid this type of error, the diametric tape should be calibrated using an aluminium ruler prior to each census, thus maximizing the level of precision in the results.

2.7. Measurement calibration

Errors in reading the diametric tape or errors in the position of the tape on the tree can be common during the census, negatively impacting the processing and analysis of data.

Therefore, prior to each census, it is also necessary to calibrate the technician responsible for measuring the trees.

On the first day of the census, all possible measurements should be completed within a given PMP. One or two days later, the same person who measured the trees on day one should return to the same area and re-measure all of the previously measured trees. The results are considered good if the one measuring the trees obtains a minimum of 70% accuracy, or 90% with less than 1 mm of error. If these parameters are not reached, the procedure is repeated, even with others doing the measuring, until the required precision is obtained. The objective in each phase is to minimize potential errors that generally occur in field activities and which substantially impact data analysis.

2.8. Census and re-census

The measurement of the individuals located in a PMP is the heart of the entire initiative. The measurements conducted during the first census should be done with careful attention so that the complete methodology for measurement and marking is constantly being verified and validated. Despite the fact that there are technicians responsible for data collection who are fully trained in the methodology, a copy of the measurement protocol and its specifications should be available for consultation in the field.

It is important to remember that the period for plot measurement (completion of the first census or re-censuses) should be defined by the analysis of a series of rainfall in the region under study so that the measurements can always be done at the same time of year, that is, in the month that has the least amount of precipitation. This strategy seeks to take advantage of the best transportation logistics, generally by ground, and to avoid the influence of rain in the diameter measurements since tree bark can become saturated with water, thus affecting/falsifying growth data.

For the individual measurement of trees, it is recommended that diametric tape (e.g. Diameter Tape – Forest Suppliers) be strictly used. The use of tapes that measure the circumference of individual trees, in order to later convert to diameter, increases estimation errors. The technician responsible for measurement should note, tree by tree, any loose bark, lichens, lianas or other factors that could impact diameter measurement. The technician cleans the measurement area by passing his/her hand along the trunk and then runs the diametric tape around it. Also responsible for worksheet data, the technician should seek to assist the one who is measuring the trees, primarily during the evaluation of large trees, in order to verify the correct position of the tape and to determine if there is anything between the tape and the tree.

During the annual re-censuses, the technician responsible for recording data in the worksheets should pay even greater attention to the data that are found to be divergent from the previous year's records, which could likely be due to an error in reading the diametric tape. If an error is found, the technician should ask for a re-measurement and a re-reading of the diameter for recording in the worksheet.

Another important activity undertaken during the re-censuses is an active search throughout the PMP for new individuals to be included in the sample (recruits) and individuals that no longer exhibit vegetative activity (dead). All of the new trees, palms and lianas that have met the inclusion criteria ($DBH \geq 10$ cm) are included in the sample and the same marking methodology is followed. Individuals marked in the first census but which, during the re-census, did not exhibit vegetative activity or were not found after a detailed sweep of the plot, should be considered dead.

It is also possible that trees that had died in the previous year show activity through diametric growth or new growth. In this case, the processing worksheet should be modified, correcting the data recorded the previous year and including this individual once again in the sample since it was not actually dead.

3. Analyzing data

3.1. Tabulation of data

For all field activities related to planning, implementation and monitoring of PMPs, there should be specific worksheets. The standardization of the entry of information that will be generated is of fundamental importance to guarantee the quality of the data. Each worksheet should include the following information at minimum:

- PMP name and abbreviation;
- Complete date when the collection was done;
- Names of each of the team members;
- Number of each individual;
- Registration number of the sub-plot to which each individual belongs;
- Data related to the POM and DBH;
- Pertinent observations.

Upon completion of the field work, all of the worksheets used should be digitized, scanned, and saved in a digital file and then stored in a dry, safe place. These procedures assure that the original worksheets can be consulted in the case of duplicate or conflicting information, when typing errors occur, or when mistakes are made in noting information in the field. After digitizing the worksheet data, the new worksheets should be printed and evaluated by pairs for accuracy, followed by the correction of any confirmed errors.

3.2. Spatial mapping

Spatial mapping of the individuals marked in the PMPs allows for the possibility of analyses of the distribution of species or guilds in the forest. For these analyses, indices of aggregation, such as Morisita [15] or McGuinness [16], can be used, thus defining the spatial distribution of the individuals as aggregate, random or regular. This knowledge is fundamental to ecological analyses as it facilitates an understanding of how a certain species uses available resources in the forest. While the aggregation factor can vary within a species,

in different diametric classes, it shows how the life stages of an individual can change the way it uses an available resource.

For mapping, each individual should have its Cartesian coordinates X and Y measured in the PMP. The distances can be measured using a 50 meter measuring tape or a digital measuring stick. It is important that a compass always be used to support the measurements so that the distances are consistently taken in a straight line with respect to the position within each sub-plot. In the example below (Figure 4), the individual marked in the PMP has Cartesian coordinates of $X = 56.2$ meters and $Y = 74.3$ meters.

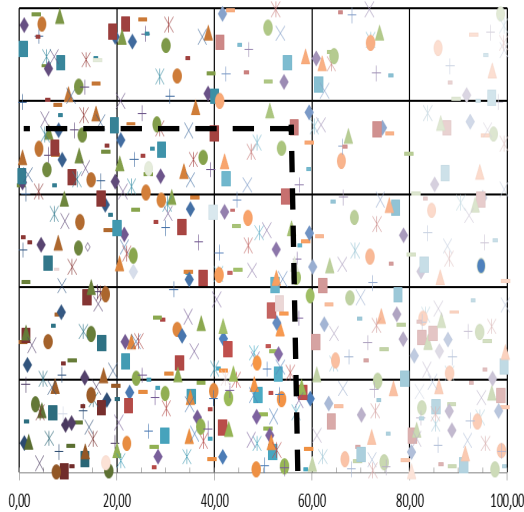


Figure 4. Example of the result of spatial mapping of the field individuals within the PMP at Rio Doce State Park – Minas Gerais, Brazil.

3.3. Estimates of biomass and carbon stocks

The estimates of aboveground live biomass and the resulting carbon stocks can be obtained using two key methods. The first, based on destructive sampling (direct method), involves cutting, drying and weighing separately (roots, trunk and leaves) all of the trees in a specific area. This technique becomes unviable in the case of monitoring since it can damage the sample over the life of the vegetation. The second method (indirect method) consists of estimating biomass and carbon stocks by measuring field variables without having to fall the tree. In this case, DBH data and/or total height of the trees (H_t) and/or specific density of the wood (ρ) are inserted into previously developed allometric equations in order to estimate the biomass and carbon stocks of the PMP.

Table 1 shows examples of allometric equations already developed and that can be used to calculate biomass. The selection of the best equation should be based on the objective of the project and on the questions to be answered. Allometric models that offer greater precision should be given preference [17].

Types	Allometric Equations	R ²
Wet Forest [18]	$EXP(-2.557 + 0.940 * LN(p * DBH^2 * Ht))$	0.99
Moist Forest [18]	$EXP(-2.977 * LN(p * DBH^2 * Ht))$	0.99
Dry Forest [18]	$EXP(-2.187 + 0.916 * LN(p * DBH^2 * Ht))$	0.99
Palms [19]	$\frac{EXP((5.7236 + 0.9285 * LN(DBH^2)) * 1.05001)}{10^3}$	0.82
Lianas [20]	$EXP(0.07 + 2.17 * (LN(DBH)))$	0.95
Amazon [21]	$EXP(-1.754 + 2.665 * LN(DBH))$	0.92
Amazon [21]	$EXP(-0.151 + 2.17 * LN(DBH))$	0.90
Tree ferns [22]	$-4266348 / (1 - (2792284 * EXP(0.313677 * Ht)))$	0.88
Wet Forest [23]	$EXP(21.297 - 6.953(DBH) + 0.74(DBH^2))$	0.91

[18] – Chave *et al.* (2005);

[19] – Nascimento & Laurance (2002);

[20] – Gerwing & Farias (2000);

[21] – Higuchi *et al.* (1998);

[22] – Tiepolo *et al.* (2002);

[23] – Brown *et al.* 1997.

Table 1. Example of allometric equations used to estimate the aboveground biomass (kg) of trees, palms and lianas in different tropical forest types. DBH – Diameter at breast height; Ht – Total height; and p – Wood mean density g/m³.

In order to conduct accurate comparisons with other areas or to serve as a potential indicator of carbon stocks for a specific region, simpler allometric equations with only one variable – DBH can be used [17]. In this case, it is not necessary to collect data related to the height or wood density of individuals, resulting in the inventory being completed much faster. An important detail regarding the selection of the equation is that the results for some are fresh biomass data, while for others they are dry biomass data, and still others provide results as carbon quantity.

As previously mentioned, the ideal would be to use an allometric model that provides the highest degree of confidence. The best model has to explain most of the variation in the data or has the lowest AIC (Akaike Information Criterion). In the most cases, equations that use multiple entries with 3 variables per individual (DBH, Ht and p) are better. DBH data are easily collected as previously outlined. The data related to tree height are generally complicated to collect due to error associated with height estimations, in addition to the need for greater time in the field, which results in inventories having higher costs. In order to optimize this work, an estimate of tree height can be used by creating an allometric equation adjusted by the diametric and height measurements of a specific number of trees in the plot (Figure 4). This requires the collection of height data for a certain part of the plot. These data should be collected with the greatest precision possible, using cords, ladder or equipment such as a rangefinder. It is recommended that height be measured for a random sample of 20% of the individuals of a PMP in order to later relate them to the diameters,

producing an equation for site-specific heights (Figure 4). In order to collect data for specific wood density, there are some protocols for extracting and obtaining these values for each tree in a PMP. With a view to obtaining economies of time and project resources, existing databases can be used, for example, Global Wood Density Database [24, 25], which makes available a series of wood density values for species that exist in almost every part of the world.

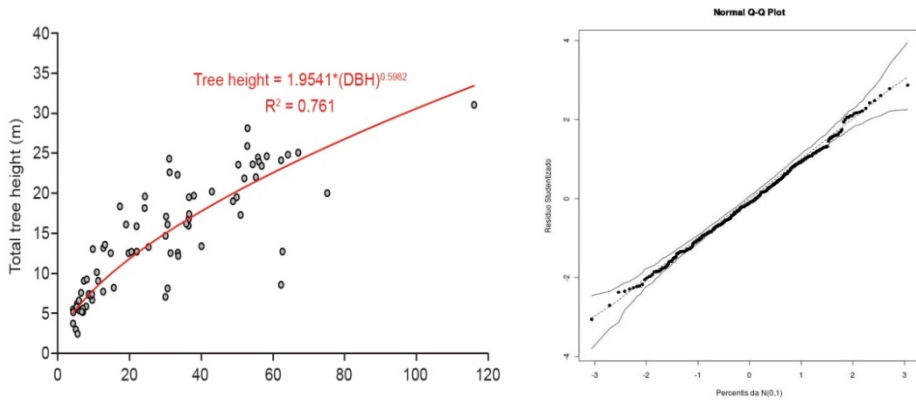


Figure 5. Examples of the development of a site-specific equation for the calculation of height using tree diameters [17] and of equation adjustment using the observance of the normality of residues.

With biomass calculated, many different possibilities for analysis become available. For example, comparisons of biomass can be done between primary and secondary areas, between one year and another, and total biomass can be calculated for the PMP and extrapolated to large forested areas of the same typology. In addition to comparing the relative data to the average annual increment of biomass (or of carbon) of a PMP, analyses of the change in biomass between years can also be conducted. This can be achieved by subtracting the biomass in year one from the biomass in year 0, remembering that this biomass value should include the biomass of recruits in year 1 while the biomass of individuals considered to be dead is subtracted. Another factor that can be considered is the number of days between each census in order to standardize the calculations for a specific period. For example, for 1 year, the following equation would be used:

$$\left(\frac{AGBt2-AGBt1}{DTt2-DTt1}\right) * 365; \quad (1)$$

where AGBt2 refers to biomass in year 2, and AGBt1 to biomass in year 1. DTt2 refers to the date the census was taken in year 2, and DTt1 to the date the census was taken in year 1 (D. Clark personal communication).

Table 2 shows the data for aboveground biomass (AGB) for different neotropical forest sites (adapted by Alves, 2010 [26]). The highest values were primarily found in the Brazilian Amazon (Manaus and Santarém).

Sites	AGB (Mg.ha ⁻¹)	Reference
Submontane moist semideciduous secondary forest, Marliéria, Brazil	92.0	[27] Metzker et al. (2011)
Submontane moist semideciduous secondary forest, Marliéria, Brazil	107.0	[27] Metzker et al. (2011)
Lowland seasonally dry forest, Mexico	109.0	[28] Vargas et al. (2008)
Lowland wet forest, La Selva, Costa Rica	148.7	[11] Clark and Clark (2000)
Seasonally flooded forest (Restinga), Ubatuba, Brazil	154.0	[26] Alves et al. (2010)
Montane wet forest, Venezuela	157.0	[29] Delaney et al. (1997)
Montane moist forest, Venezuela	173.0	[29] Delaney et al. (1997)
Submontane moist semideciduous primary forest, Marliéria, Brazil	174.0	[27] Metzker et al. (2011)
Lowland moist forest, Venezuela	179.0	[29] Delaney et al. (1997)
Lowland moist forest, BCI, Panama	179.1	[30] DeWalt and Chave (2004)
Submontane moist semideciduous primary forest, Marliéria, Brazil	179.8	[27] Metzker et al. (2011)
Lowland moist forest, Ubatuba, Brazil	198.4	[26] Alves et al. (2010)
Submontane moist semideciduous primary forest, Marliéria, Brazil	201.0	[27] Metzker et al. (2011)
Lowland wet forest, La Selva, Costa Rica	203.2	[30] DeWalt and Chave (2004)
Lowland forests, SW Amazonia (Bolivia, Peru)	206.7	[31] Baker et al. (2004)
Lowland forests, NW Amazonia (Peru, Ecuador)	220.8	[31] Baker et al. (2004)
Submontane semideciduous forest, La Chonta, Bolivia	236.6	[32] Broadbent et al. (2008)
Submontane moist forest, Ubatuba, Brazil	239.3	[26] Alves et al. (2010)
Lowland wet forest, Manaus, Brazil	240.2	[30] DeWalt and Chave (2004)
Lowland moist forest, Rio Branco, Brazil	244.1	[33] Vieira et al. (2004)
Lowland moist forest, BCI, Panama	260.2	[34] Chave et al. (2003)
Montane moist forest, Ubatuba, Brazil	262.7	[26] Alves et al. (2010)

Lowland forests, Central & Eastern Amazonia (Brazil)	277.5	[31] Baker et al. (2004)
Lowland moist forest, Santarem, Brazil	281.2	[33] Vieira et al. (2004)
Lowland semideciduous forest, Roraima, Brazil	292.1	[35] Nascimento et al. (2007)
Lowland moist forest, Santarem, Brazil	294.8	[36] Rice et al. (2004)
Lowland moist forest, Santarem, Brazil	298.0	[37] Pyle et al. (2008)
Lowland moist forest, Rondonia, Brazil	306.8	[38] Cummings et al., 2002
Lowland wet forest, Manaus, Brazil	307.6	[39] Castilho et al. (2006)
Lowland wet forest, Nouragues, French Guiana	317.0	[40] Chave et al. (2001)
Lowland wet forest, Manaus, Brazil	325.5	[19] Nascimento and Laurance (2002)
Lowland moist Cocha Cashu, Peru	332.8	[30] DeWalt and Chave (2004)
Lowland wet forest, Manaus, Brazil	334.0	[37] Pyle et al. (2008)
Lowland semideciduous forest, Linhares, Brazil	334.5	[41] Rolim et al. (2005)
Lowland wet forest, Manaus, Brazil	360.2	[33] Vieira et al. (2004)

Table 2. Estimates of aboveground biomass in different forest typologies on neotropical sites. Adapted by (Alves et al. 2010 [26]). AGB data (Mg.ha⁻¹).

3.4. Recruitment and mortality rates

Calculations of the annual rates of Recruitment (Eq. 2) and Mortality (Eq. 3) can be done using the equations by Sheil and Mail [42]. These rates are an excellent indicator of forest dynamics, providing a solid understanding of forest behaviour as it is affected by seasonal events causing variations in water availability, or by extreme climatic events or to conduct multiple comparisons. Since, in reality, everything depends on the proposed objective, forest dynamics can be compared, for example, between those individuals that belong to the higher diametric classes and those who belong to the lower, or the behaviour between different species, among others.

$$R = \left[\left(\left(\frac{No + Nr}{No} \right)^{\left(\frac{1}{t} \right)} - 1 \right) * 100 \right] \quad (1)$$

$$M = 1 - \left[\left(\frac{N_0 - Nm}{N_0} \right)^{\left(\frac{t}{\tau} \right)} \right] * 100; \quad (2)$$

where: N_0 equals the number of individuals at time 0; Nm is the number of dead individuals between the interval; and Nr is the number of individuals recruited in the same time interval (t).

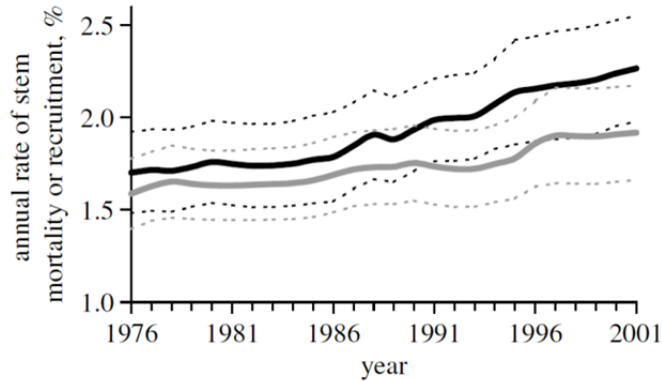


Figure 6. Example taken from Phillips et al., (2008) [43] referring to the analysis of mortality rates (grey lines) and recruitment rates (black lines), using a monitoring time period of 25 years. Solid lines are means and dotted lines are 95% CIs.

4. The valuation of tropical forests

In this section, we will explain how to assign value to carbon stock estimates taken from collected data on PMPs. We will also discuss issues regarding the Payment for Environmental Services (PES), which is provided by tropical forests that are connected with major international protocols and signed agreements.

4.1. Assigning value

Forest conservation strategies to be effective, local communities must first be significantly involved and they must believe in the importance of biodiversity to guarantee quality of life. These communities are the key to a conservationist network. The second step is to invest financially in these initiatives. The project should clearly demonstrate that forest conservation efforts are more economical lucrative when compared with the opportunity costs of using the soil in a given region, for example, for cattle-raising. Therefore, investing in the protection of biodiversity in order to encourage the social and economic development of local communities is one of the best long-term conservation strategies for biodiversity and the ecosystemic services it generates.

One of the difficulties in assigning value to biodiversity and the services it offers is how to specifically quantify this value. First, the value of its natural attributes is immeasurable,

such as the services offered by bees when pollinating plantations throughout the world or the atmospheric regulation offered by forests (see, [44]). Thus, the carbon valuation and commercialization market has an advantage, since the prices per ton are already known by the market. Despite being affected by countries' economic changes, a ton of carbon (sequestered or saved) has its own regulations derived from international agreements, such as the Kyoto Protocol or by mechanisms such as the CDM (Clean Development Mechanism) and REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation). Therefore, projects that seek to assign economic value to environmental services can include "carbon valuation" as a more precise indicator of the technical reliability of the project.

Forest projects began to participate in the global carbon credit market when companies partnered in order to preserve forests and plant trees with the goal of neutralizing their greenhouse gas emissions [3]. Due to the initial difficulty of negotiating these credits within a regulated market (compliance market), many of these initiatives looked for the voluntary market [3] and other financial transactions that could neutralize their emissions by trees capturing carbon. These new mechanisms opened the door for a wide variety of carbon projects that include voluntary initiatives as payment for the recovery of degraded areas as a means of neutralizing emissions and even responsibility for conserving existing forest areas.

4.2. Development of public policies

These widely diverse ongoing carbon projects have one objective in common: to take advantage of existing market mechanisms in order to assign economic values to rainforests. Today, the REDD+ mechanism is considered one of the most interesting since it focuses on creating an institutional structure and economic incentives required for developing countries to substantially reduce their CO₂ emissions resulting from deforestation and forest degradation [45].

A practical example of implementing public policies connected to carbon projects is the program called Bolsa Floresta (Forest Fund), created by the state of Amazonas through Law no. 3135 on 05/06/2007. Through this initiative, the Government pays R\$50 (~USD \$30) per month to registered families who live in State Conservation Units and who have signed a collective agreement to stop deforestation [45]. In the state of Minas Gerais, the Government created an initiative called Bolsa Verde (Green Fund) (Law no. 17.127 in 2008), whose objective is to help conserve native vegetation cover in the State by paying property owners for environmental services if they already preserve or are committed to restoring native vegetation on their properties. In this case, the financial incentive is relative to the size of the protected area, which is a priority for family farms and rural producers. Thus, the REDD+ has a comprehensive rural planning strategy that values rainforests and their recovery, as well as supporting the sustainable development of rural livelihoods [45] and facilitating true socio-environmental gains.

For all of these initiatives works, there must also be reliable data on existing carbon stocks to serve as a baseline for the projects. Permanent Monitoring Plots are technically considered

to be the best way to obtain these data. For forest recovery projects, where it is not possible to implement PMPs, they can be implemented using adjacent areas or existing data can even be used to extrapolate biomass values. During the monitoring of carbon projects, the random distribution of PMPs serves as a statistically equivalent sample area for forest recovery monitoring. As an example of other monitoring sites using a standardized methodology we can cite the TEAM network (<http://teamnetwork.org/>) which has more than 15 monitoring sites in tropical forests. In Brazil we can cite two of these sites: Manaus, Caxiuanã, which have 05 PMPs each. Another success case in the monitoring area is the LBA project (<http://lba.inpa.gov.br/lba/>), which has a vast network of PMPs in the Amazon forest, that in ten years been able to train more than 500 masters and doctors in Brazil, publishing ~1000 articles in specialized journals.

Regardless of the type of project or the mechanism that is used to implement it, projects that use a ton of carbon (sequestered or saved) as the base, guarantee the long-term presence of these stocks in nature. But most importantly, these projects require the assured quality of the data they propose to collect. These data should have Measurement, Reporting and Verification (MRV) to guarantee the technical quality of the project (e.g. see the Standard CCBA – Climate Community and VCS - Voluntary Carbon Standard). In order to guarantee viability, these projects should also have local community involvement as a goal, whether in the implementation phase or during monitoring, in order to facilitate the improvement of quality of life and the resulting socio-environmental gains. In addition to facilitating the socio-environmental benefits already outlined, the implementation of local PMPs has a powerful differential: calibrating the calculation of international methodologies with highly reliable data, collected locally and using a standardized methodology [27].

Author details

Thiago Metzker

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Brazil

Tereza C. Spósito

*Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG),
CP 486, CEP 31270-970, Belo Horizonte, Brazil*

Britaldo S. Filho

Departamento de Geociências, UFMG, Belo Horizonte, Brazil

Jorge A. Ahumada

*Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division,
Conservation International, Arlington, VA, USA*

Queila S. Garcia

*Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG),
CP 486, CEP 31270-970, Belo Horizonte, Brazil*

Acknowledgement

Support for this research was received through FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de Minas Gerais, Process APQ-02183-09), PELD (Long Term Ecological Research – CNPq, Process 520031/98-9), the Tropical Ecology Assessment and Monitoring (TEAM) Network, a collaboration between Conservation International, the Missouri Botanical Garden, the Smithsonian Institution, and the Wildlife Conservation Society, and partially funded by these institutions, the Gordon and Betty Moore Foundation, and other donors, and USF&WS. We thank Edgar Paiva for the illustrations in this chapter, Orbifish Global Solutions for linguistic review and the whole community of Rio Doce State Park. We thank UFMG, ECMVS and IEF (State Forestry Institute) for logistical support. T.M. received a Doctor fellowship from CAPES (Brazil) and Q.S.G. received a scholarship from CNPq (Brazil).

5. References

- [1] FAO. Global Forest Resources Assessment (2005). Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 350 p.
- [2] Keeling, H.C. & Phillips, O.L. (2007) The global relationship between forest productivity and biomass. *Global Ecol. Biogeogr.* Vol. 16: 618–631.
- [3] MMA (2011). Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições apreendidas e desafios. Guedes, F.B. & Seehusen, S.E. (Eds.). *Série Biodiversidade* 42. 276 p.
- [4] Corona, P. et al. (2011). Forest Ecology and Management Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. *Forest Ecology and Management*, Vol. 262: n 11, p. 2061-2069.
- [5] Lund, H.G. et al. (1998). Plots, pixels, and partnerships: potential for modeling, mapping and monitoring biodiversity. In: *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies*, F. Dallmeier, J.A. Comiskey, (Eds.). *Man and the Biosphere Series*. Vol. 20: UNESCO & The Parthenon Publishing Group. Carnforth, Lancashire, UK.
- [6] Andelman, S.J. and Willig, M. R. (2004). *Networks by Design: A Revolution in Ecology*. Science. Vol: 305. 2004.
- [7] TEAM Network (2010). *Vegetation Protocol Implementation Manual*. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division, Conservation International. Vol. 1.5.1: 75 p.
- [8] Malhi, Y. et al. (2002). An international network to understand the biomass and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*. Vol 13: 439-450.
- [9] Condit, R. (1998). *Tropical Forest Census Plots*. Springer-Verlag, Berlin, and R. G. Landes Company, Georgetown, Texas.

- [10] TEAM Network. (2011). TEAM Network Sampling Design Guidelines. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division, Conservation International, Arlington, VA, USA.
- [11] Clark, D.B. & Clark, D.A. (2000). Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, Vol: 137. 185–198.
- [12] Clark, D.A. (2002). Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. *Ecological Applications*. Vol 12: 3–7.
- [13] Chave, J. et al. (2004). Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*. Vol 359: 409–420.
- [14] Schaaf L. B. et al. (2005). Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Paraná. *Floresta*. Vol 35:2.
- [15] Morisita, M. (1959). Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. *Men. Fac.Sci. Kyushi Univ., Ser. E (Biol.)* Vol. 2: n. 4, p. 215 – 235.
- [16] McGuinness, W.G. (1934). The relationship between frequency index and abundance as applied to plant populations in a semi-arid region. *Ecology*. Washington. Vol 16: p. 263-282.
- [17] Vieira, S.A. (2008). Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotrop Journal*. Vol. 8: n 2. ISSN 1676-0603. Available at: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/fullpaper?bn00108022008+en>
- [18] Chave, J. et al. (2005) Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. Vol 145: 87–99.
- [19] Nascimento, H. E. & Laurance, W.F. (2002). Total aboveground biomass in central Amazonian rainforest: a landscape-scale study. *For. Ecol. Manage.* Vol 168: 311–321.
- [20] Gerwing, J. J. & Farias, D. L. (2000). Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.* Vol 16: 327–336.
- [21] Higuchi, N. et al. (1998). Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia Brasileira. *Acta Amazônica*. Vol 28(2): 153-166.
- [22] Tiepolo, G. et al. (2002). Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraquec, aba Climate Action Project, Paraná, Brasil. In: *International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring*. Extension Series Taiwan Forestry Research Institute. Available at: http://www.spvs.org.br/download/monitoramento_ingles.pdf, pp. 98– 115.
- [23] Brown, S. (1997). *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer*. For the food and agriculture organization of the united nations. Rome, FAO Forestry Paper 134.
- [24] Chave J. et al. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*. Vol 12: 351-366.
- [25] Zanne A. E. et al. (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository.

- [26] Alves, L. F. (2010). Forest Ecology and Management Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology and Management*. Vol 260(5): 679-691. doi:10.1016/j.foreco.2010.05.023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023>.
- [27] Metzker, T. et al. (2011). Forest dynamics and carbon stocks in Rio Doce State Park – an Atlantic rainforest hotspot. *Current Science*. Vol 100(12): 2093-2098. Available at: <http://cs-test.ias.ac.in/cs/Volumes/100/12/1855.pdf>
- [28] Vargas, E. et al. (2008). Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Glob. Change Biol*. Vol 14, 109–124.
- [29] Delaney, M. et al. (1997). The distribution of organic carbon in major components of forests located in five life zones in Venezuela. *J. Trop. Ecol*. Vol 13, 697–708.
- [30] DeWalt, S.J. & Chave, J., 2004. Structure and biomass of four lowland Neotropical forests. *Biotropica*. Vol 36: 7–19.
- [31] Baker, T.R. et al. (2004). Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Glob. Change Biol*. Vol 10: 545–562.
- [32] Broadbent, E. et al. (2008). Spatial partitioning of biomass and diversity in a lowland Bolivian forest: linking field and remote sensing measurements. *Forest Ecol. Manag*. Vol 255: 2602–2616.
- [33] Vieira, S.A., et al. (2004). Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. *Oecologia*. Vol 140: 468–479.
- [34] Chave, J. et al. (2003). Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *J. Ecol*. Vol 91: 240–252.
- [35] Nascimento, M.T. et al. (2007). Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecol*. Vol 192: 181–191.
- [36] Rice, A.H. et al. (2004). Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. *Ecol. Appl*. Vol 14: 55–S71.
- [37] Pyle, E.H. et al. (2008). Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. *J. Geophys. Res*. Vol 113: G00B08.
- [38] Cummings, D.L. et al. (2002). Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecol. Manag*. Vol 163: 293–307.
- [39] Castilho, C.V. et al. (2006). Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: effect of soil and topography. *Forest Ecol. Manag*. Vol 234: 85–96.
- [40] Chave, J. et al. (2001). Estimation of biomass in a Neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *J. Trop. Ecol*. Vol 17: 79–96.
- [41] Rolim, S.G. et al. (2005). Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia*. Vol 142: 238–246.
- [42] Sheil, D. & May, R.M. (1996). Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology*. Vol 84: 91–100.
- [43] Phillips, O. L. et al. (2008). The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*. Vol 363: 1819-1827. Available at: <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2374914&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>.

- [44] Artaxo, P. et al. (2005). Química atmosférica na Amazônia: a floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. *Acta Amazônica*. Vol 35:185-196.
- [45] Soares Filho, B. et al. (2012). Challenges for Low-Carbon Agriculture and Forest Conservation in Brazil. IDB Publications 64798, Inter-American Development Bank.