UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIÊNCIAS DA MATEMÁTICA E DA NATUREZA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA – PPGG/UFRJ

DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DE DOIS SISTEMAS FLORESTAIS EM GRADIENTE DE CLIMA NA PAISAGEM DA MATA ATLÂNTICA FLUMINENSE.

FERNANDO VIEIRA CESARIO

Orientador

André de Souza Avelar

Fabiano de Carvalho Balieiro

Rio de Janeiro
2014/1

DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DE DOIS SISTEMAS FLORESTAIS EM GRADIENTE DE CLIMA NA PAISAGEM DA MATA ATLÂNTICA FLUMINENSE.

Fernando Vieira Cesário

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciência (Geografia).

Orientador: André de Souza Avelar

Rio de Janeiro

2014/1

DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DE DOIS SISTEMAS FLORESTAIS EM GRADIENTE DE CLIMA NA PAISAGEM DA MATA ATLÂNTICA FLUMINENSE.

Fernando Vieira Cesário

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciência (Geografia).

Aprovada por:

Prof. Dr. André de Souza Avelar – Orientador (UFRJ)

Dr. Fabiano de Carvalho Balieiro – Orientador (Embrapa)

Prof. Dr. Evaristo de Castro Junior – (UFRJ)

Prof. Dr. Irene Garay – (UFRJ)

Rio de Janeiro
2014/1

Ficha Catalográfica

Cesário, Fernando Vieira

Dinâmica da matéria orgânica de dois sistemas florestais em gradiente de clima na paisagem da mata atlântica fluminense. UFRJ/Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2013.

XXXX p.

Dissertação de mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro / Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2013.

1. Matéria orgânica 2. Formas de Húmus 3. Sistema Florestal

Aprendemos a voar como pássaros e a nadar como peixes,

mas não aprendemos a conviver como irmãos.

Martin Luther King

Agradecimentos

A meu pai Oxalá que sempre cuidou do meu caminho, me beneficiou com saúde, uma ótima família e me carregou no colo nos momentos mais difíceis da minha vida.

Aos meus pais, Alexandre Cesário e Lúcia Cesário que abdicaram da própria vida em favor da minha, meu amor e gratidão eterna.

A minha irmã Izaura Cesário a quem tenho profundo amor e que faz minha vida cada dia melhor.

A minha avó Georgina Vieira, pelo apoio, serenidade e palavras sabias.

A Roberta Brasileiro por trazer felicidade para minha vida e por quem tenho um amor incondicional.

A meu irmão Daniel Pires pela amizade de longa data, pelo grande coração e por toda ajuda no cotidiano.

A minha irmã Ana Notaroberto pela companhia diária, conselhos e apoio.

Ao meu orientador e amigo Dr. Fabiano Balieiro, a quem me inspiro e admiro pela dedicação e rigor na pesquisa. E pelo grande coração.

A Embrapa-Solos (CNPS) por todos esses anos de intenso aprendizado.

Ao professor Dr. Evaristo de Castro por ter me iniciado na pesquisa científica e com quem aprendi muito.

Ao orientador André Avelar por toda ajuda e cuidado na reta final, meu muito obrigado.

Ao meu amigo M.sc Fernando Pessoa, por toda ajuda com o campo, com as discussões e ideias e principalmente pelo bom convívio diário. Meu sincero agradecimento

Aos pesquisadores da Embrapa-Solos: Ademir Fontana e Guilherme Donagemma pelas trocas de experiências sem preço e pelo cotidiano.

Aos estagiários Tarcísio Batista, Natália Gil e ao Geógrafo Moritz Koch pela ajuda com os campos e amostras, sem a qual seria impossível finalizar está dissertação.

A todos os outros pesquisadores da Embrapa-Solos, técnicos de laboratórios e funcionários pelo convívio harmônico e ajuda no dia a dia.

Aos meus amigos Chaiana Furtado, Luis Paulo, Tatiana Lemos, Rafael Ferreira, Maurício Chaves a aos inúmeros outros que preencheriam diversas paginas. Pela amizade, momentos fundamentais de apoio e descontração.

Aos amigos Marcio D´arrochela, Felipe Alves, Vercilo e a todos os outros amigos de laboratório (NESAG) pelo agradável convívio e pelas discussões aprofundadas sobre nossos temas.

Sumário

1. Introdução 16

2. Hipóteses 18

2.1 Objetivos 19

3. Revisão Bibliográfica 20

3.1 Sistema ambiental: análise sob o ponto de vista sistêmico 20

3.2 Sistemas florestais e a fragmentação florestal 22

3.3 Ciclagem de nutrientes em ambientes florestais 26

3.4 Formas de humus 29

4. Descrição e caracterização das áreas de estudo 32

4.1 Cachoeiras de Macacu 34

4.2 Nova Friburgo 38

4.3 Bom Jardim 43

5. Operacionalização da pesquisa 50

5.1 Delineamento experimental 50

5.2 Produção do material decíduo 51

5.3 Formas de humus 52

5.4 Amostragem e análise de solo 54

5.4.1 Atributos químicos 54

5.4.2 Densidade e estoque do solo 55

5.4.3 Massa de raízes finas 55

5.5 Decomposição de folhas 55

5.7 Apresentação dos dados e estatística 56

6. Resultados 60

6.1 Produção do material decíduo (folhas) 60

6.1.1 Influência dos sistemas (floresta e eucalipto) no fluxo de nutrientes e matéria 60

6.1.2 Controle do gradiente climático (municípios) no fluxo de nutrientes e matéria. 63

6.2 Decomposição do material foliar 67

6.2.1 Influência da mudança do uso (floresta e eucalipto) no processo de decomposição 67

6.2.2 Controle do gradiente climático (municípios) no processo de decomposição 71

6.3 Formas de Humus 75

6.3.1 Influência do uso (mata e eucalipto) nas formas de humus. 75

6.3.2 Controle do gradiente climático (municípios) sobre as formas de humus 78

7. Discussão 81

7.1 Consequências da mudança do uso (mata e eucalipto) ao longo do gradiente climático: Ciclos de produção de matéria e nutrientes. 81

7.1.2 Sazonalidade 84

7.2 Consequências da mudança do uso e da variação climática no processo de decomposição 87

7.2.1 Limitações abióticas para a decomposição. 89

7.2.2 Regulação pelos processos biológicos 91

7.2.3 Inibição química e física do processo de decomposição 92

7.3 Efeito da vegetação no acumulo e estrutura das formas de humus ao longo do gradiente climático. 95

7.3.1 Quantificação das formas de humus para assinalar mudanças no funcionamento ecossistêmico. 95

7.3.2 Mudança das formas de humus ao longo do gradiente climático. 99

8. Conclusão 101

9. Referências Bibliográficas 102

Listas de Figuras

Figura - 1: Esquema de localização das áreas de estudo ao longo da escarpa da Serra do Mar 33

Figura - 2: Dados climáticos da normal climatológica 1982 -2012 do município de Cachoeiras de Macacu. Fonte: Agência nacional de Aguas (ANA)..... 35

Figura - 3: Imagens aéreas das áreas de estudo no município de Cachoeiras de Macacu, Fotos em detalhe arquivo pessoal. 37

Figura - 4: Dados climáticos da normal climatológica 1982 – 2012 do município de Nova Friburgo. Fonte: Agência Nacional de Aguas, (ANA). 39

Figura - 5: Imagens aéreas das áreas de estudo no município de Nova Friburgo. Foto em detalhe arquivo pessoal. 42

Figura - 6: Dados climáticos da normal climatológica 1982 – 2012 do município de Bom Jardim. Fonte: Agência Nacional de Aguas, ANA. 43

Figura - 7: Imagens aéreas das áreas de estudo no município de Bom Jardim. Foto em detalhe arquivo pessoal. 46

Figura - 8: Ilustração da parcela experimental usada nos estudos de produção do material decíduo, decomposição da serapilheira e do material orgânico de superfície (Formas de Humus) 50

Listas de tabelas

Tabela 1:Lista de abreviações e suas respectivas referências para os usos e municípios usadas ao longo do texto 32

Tabela 2: Características gerais climáticas das áreas de estudo 34

Tabela 3: Tabela de descrição geral das características das áreas de estudos no município de Cachoeiras de Macacu 36

Tabela 4: Tabela de descrição geral das características das áreas de estudos no município de Nova Friburgo..... 41

Tabela 5: Tabela de descrição geral das características das áreas de estudos no município de Bom Jardim 45

Tabela 6: Atributos químico-físicos do solo em dois diferentes usos 49

Tabela 7: Atributos químico-físicos do solo em gradiente climático 49

Tabela 8: Produção anual total de material decíduo (folhas) e conteúdo de nutrientes contidos nas folhas nos dois usos estudados..... 61

Tabela 9: Produção anual total de material decíduo (folhas) e conteúdo de nutrientes contidos nas folhas nos gradientes climáticos 65

Tabela 10: Produção e teor de nutrientes em floresta e eucalipto de ambientes tropicais 82

Tabela 11 : Correlação de Person entre material decíduo, precipitação e conteúdos de nutrientes 87

Tabela 12: Correlação de Pearson (r) entre coeficientes de decomposição, formas de humus, atributos químicos do horizonte A e características químicas do material decíduo (folhas) 98

Listas de Fotos

Foto - 1: Coletor de produção do material decíduo 51

Foto - 2: Coletor de serapilheira usado para a coleta das formas de humus..... 52

Foto - 3: Separação das formas de humus segundo Zanella, et. al (2011) adaptado..... 53

Foto - 4: Amostragem de solo feita em trincheira com auxílio de anel de Kopec 54

Foto - 5: : Litter Bags dispostos no piso florestal para as médias de decomposição 56

Listas de Gráficos

Gráfico - 1: Características da estrutura florestal dos usos avaliados no estudo independente do município (gradiente climático) 47

Gráfico - 2: Características da estrutura florestal do gradiente climático (municípios) avaliados no estudo independente do uso 48

Gráfico - 3: Produção mensal de material decíduo (folhas) nos usos estudados 60

Gráfico - 4: Conteúdo de nutrientes avaliados nas folhas dos dois usos estudados em duas estações do ano. 62

Gráfico - 5: Produção mensal do material decíduo em cada município estudado 64

Gráfico - 6: Conteúdo de nutrientes avaliados nas folhas no gradiente climático independente do uso em duas estações do ano. 66

Gráfico - 7: Percentagem do material inicial remanescente durante o período de estudo 68

Gráfico - 8: Tempo de meia vida para os usos em estudo 69

Gráfico - 9: Características químicas e relações entre os usos estudados 70

Gráfico - 10: Percentagem do material inicial remanescente durante o período de estudo 72

Gráfico - 11: Tempo de meia vida entre o gradiente climático (municípios)..... 73

Gráfico - 12: Características químicas e relações ao longo do gradiente climático proposto 74

Gráfico - 13: Médias do estoque das camadas das formas de humus avaliadas em cada uso 76

Gráfico - 14: Relações de sinergia entre as camadas das formas de humus nos usos estudados 77

Gráfico - 15: Massa de raízes finas em duas profundidades nos usos estudados 78

Gráfico - 16: Médias do estoque das camadas das formas de humus avaliadas ao longo do gradiente climático proposto 79

Gráfico - 17: Relações de sinergia entre as camadas das formas de humus ao longo do gradiente 80

Gráfico - 18: Massa de raízes finas em duas profundidades ao longo do gradiente estudado 80

Gráfico - 19: Ordenação de MNS entre os usos estudados (mata e eucalipto)... 83

Gráfico - 20: Médias de produção de material decíduo e conteúdo de nutrientes por município independente do uso 85

Gráfico - 21: Correlação entre média do coeficiente de decomposição e temperatura média anual em gradiente climático 90

Gráfico - 22: Ordenação das características químicas das folhas inseridas nos litter bags nos dois usos estudados. 93

Gráfico - 23: Ordenação NMS utilizando as camadas e relação das formas de humus 101

DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DE DOIS SISTEMAS FLORESTAIS EM GRADIENTE DE CLIMA NA PAISAGEM DA MATA ATLÂNTICA FLUMINENSE.

Resumo

O histórico de devastação da floresta Atlântica originou uma paisagem fragmentada, onde cada fragmento se encontra circundado por diferentes hábitats. O desafio da preservação dos fragmentos nas suas próprias paisagens exige a avaliação do *status* da biodiversidade a fim de determinar quais as estratégias para conservação. Cenário que se adiciona aos novos paradigmas sobre mudança global, diversidade e sustentabilidade debatidos e assumidos na Conferência Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio-92) e reavaliados na RIO +20. Os paradigmas inerentes aos temas suscitaram entre diversos compromissos assumidos na Convenção sobre Diversidade Biológica CDB, as obrigações relativas à coleta e disseminação de informações e ao monitoramento que proporcionam inúmeras questões sobre a temática da Biodiversidade. Neste contexto, originar estudos sobre ecossistemas florestais terrestres naturais ou plantados para fins econômicos considerando uma visão sistêmica do ambiente, além de contribuir para os avanços na comunidade científica focada nos processos fundamentais de um ecossistema e suas variações espaciais, os estudos também contribuem para o desafio lançado da CDB de promover a avaliação, recuperação, conservação e uso sustentável da biodiversidade.

Doravante, o uso de variáveis que permitem avaliar de processos fundamentais de um ecossistema, notadamente produção e decomposição, se tornam interessantes, pois permitem uma avaliação relativamente rápida e confiável dos processos ecossistêmicos, levando em conta a variabilidade espacial e temporal das paisagens em que estão inseridos os ecossistemas permitindo a inferência nos temas em questão. Assim sendo, o Bioma Mata Atlântico é considerado como um bioma prioritário, pois com seu histórico de devastação e as políticas de gestão de fragmentos florestais do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), fornecem base para questões motivadoras sobre a fragmentação, conservação de habitats e integridade e funcionamento ecossistêmico.

Finalmente, a paisagem da escarpa da Serra do Mar na Mata Atlântica Fluminense, abrange características climáticas e de uso do solo que permitem estudos sobre o tema que poderão servir de base para grande parte do Bioma em questão.

DYNAMICS OF ORGANIC MATTER OF TWO FOREST SYSTEMS IN THE CLIMATE GRADIENT OF FLUMINENSE ATLANTIC FOREST LANDSCAPE.

Abstract

The history of the Atlantic forest devastation caused a fragmented landscape, where each fragment is surrounded by different habitats. The challenge of preserving fragments in their own landscapes requires an assessment of the status of biodiversity in order to determine which strategies for conservation. This scenario that is added to the new paradigms of global change, diversity and sustainability discussed and agreed at the World Conference on Environment and Development (Rio-92) and reassessed at Rio +20. Paradigms inherent to the topics raised between various commitments under the Convention on Biological Diversity CBD obligations regarding the collection and dissemination of information and monitoring that provide numerous questions on the theme of Biodiversity. In this context, lead to studies on natural or planted for economic purposes considering a systemic view of the environment terrestrial forest ecosystems, and contribute to advances in the scientific community focused on fundamental processes of an ecosystem and their spatial variations, the studies also contribute to the challenge launched from CBD to promote the evaluation, recovery, conservation and sustainable use of biodiversity.

Henceforth, the use of variables for assessing the fundamental processes of an ecosystem, notably production and decomposition become interesting as they enable a relatively quick and reliable assessment of ecosystem processes, taking into account the spatial and temporal variability of the landscapes in which they are ecosystems entered permitting the inference on the topics in question. Thus, the Atlantic Forest biome is considered as a priority biome because with its history of devastation and management policies of forest fragments in the National System of Conservation Units (SNUC), provide the basis for motivating issues of fragmentation, habitat conservation and ecosystem integrity and functioning.

Finally, the landscape of the Serra do Mar Atlantic Forest Fluminense, covers climate and land use that allow studies on the topic that could form the basis for much of the biome characteristics in question.

1. Introdução

Os novos paradigmas sobre mudança global, diversidade e sustentabilidade surgem como resultado de um aumento crescente na escala de percepção do mundo (Garay e Dias, 2001). A emergência, em meados da década de 80 no cenário internacional, de preocupações com novos episódios de extinção em massa da biodiversidade (Wilson, 1994) e os avanços de novas tecnologias, que permitiram a compreensão da importância econômica da biodiversidade como capital natural de realização futura (Albagli, 1998) abriram caminho para o debate sobre biodiversidade.

Da tríade Diversidade biológica, Mudança global e Desenvolvimento sustentável, emanaram debates e negociações sem precedentes na Conferencia Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio-92) onde foi assinada a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), a qual o Brasil é signatário. O que se pretende é refrear a destruição de espécies, habitas e ecossistemas considerando a Biodiversidade como um recurso para a construção do desenvolvimento (Garay e Dias, 2001).

Entre diversos compromissos assumidos na CDB, as obrigações relativas à coleta e disseminação de informações e ao monitoramento proporcionam inúmeras questões sobre a temática da Biodiversidade. Ancorados na própria convenção alguns temas possuem destaque, como: a perda e fragmentação dos habitas, uso de híbridos e monoculturas na agroindústria e silvicultura, uso do solo, água e atmosfera, dentre outros.

Os estudos mais recentes sobre a temática da Biodiversidade e fragmentação de habitas são baseados em duas perspectivas motivadoras (Garay e Dias, 2001): A primeira acerca da necessidade do uso sustentável da Biodiversidade, e a segunda a exigência de se considerar a relação existente entre o recurso biodiversidade e a situação no que diz respeito ao grau de desenvolvimento do país que possui o recurso.

Por outro lado, as soluções para a degradação da biodiversidade não podem recair somente na substituição de técnicas porque o status da biodiversidade é uma produção social e sua manutenção ou degradação resulta de tendências de longa duração (Diamond, 2006). O desafio científico é encontrar maneiras para se conservar o maior número de diversidade biológica nos seus próprios ambientes (conservação *in situ*), com

complexidade suficiente para que os processos evolutivos e biogeográficos mimetizem a evolução da biodiversidade no espaço e no tempo.

Nesse sentido, originar estudos sobre ecossistemas florestais terrestres naturais ou não considerando uma visão sistêmica do ambiente, além de contribuir para os avanços na comunidade científica focada nos processos fundamentais de um ecossistema e suas variações espaciais, o tema também contribui para o desafio lançado da CDB de promover a avaliação, recuperação, conservação e uso sustentável da biodiversidade.

De acordo com a conferencia (CDB), biodiversidade pode ser definida entre outros como o conjunto e as interações dos genes, das espécies e da diversidade ecológica em um determinado espaço e num determinado tempo (Castri, 1995) esta significa "A variabilidade de organismos vivos de todas as origens incluindo, entre outras coisas, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreende a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas.".

Doravante, enfoques científicos e prioridades no tema Biodiversidade vêm fornecendo base para o estabelecimento de vários programas em prol da avaliação, recuperação, conservação e uso sustentável da biodiversidade, no que tange aos seus três níveis de analise: Genes, Espécies e Ecossistemas.

Nesse sentido, o Bioma Mata Atlântico é considerado como um bioma prioritário, pois com seu histórico de devastação (Dean, 1995) e as políticas de gestão de fragmentos florestais do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), fornecem base para questões motivadoras sobre a fragmentação e conservação de habitats.

A partir da análise do atual estado de conservação da Mata Atlântica, considera-se este um dos ecossistemas mais ameaçados e devastados do planeta, sendo um dos 25 *hotspots* de biodiversidade (Myers, Mittermeier et al., 2000) reconhecidos no mundo pela, International Union for Conservation of Nature (IUCN). Áreas que perderam pelo menos 70% de sua cobertura vegetal original, mas que, juntas, abrigam mais de 60% de todas as espécies terrestres (Câmara, 2005).

Desta maneira, pesquisas que avancem na dinâmica ecossistêmica em fragmentos de floresta e em sistemas florestais potencialmente econômicos; como a avaliação do estoque de C na vegetação e o sequestro de C no solo nos sistemas (Janzen, 2004), o processo de ciclagem de nutrientes (Vitousek e Sanford, 1986, Attiwill e Adams, 1993a, Correia e Andrade, 2008), as interações e os feedbacks das formas de humus com o sistema solo-planta (Ponge, 2003, Ponge, Zanella et al., 2010, Ponge, 2013) e o processo de decomposição de sistemas florestais (Berg e Mcclaugherty, 2003) contribuem de forma efetiva para a preservação, conservação e sustentabilidade da biodiversidade (Garay e Dias, 2001).

Portanto, o uso de variáveis que permitem avaliar de processos fundamentais de um ecossistema: produção e decomposição (Odum, 1969), se tornam interessantes, pois permitem uma avaliação relativamente rápida e confiável dos processos ecossistêmicos, levando em conta a variabilidade espacial e temporal das paisagens em que estão inseridos os ecossistemas.

Nesse contexto, a pesquisa desenvolvida dessa dissertação faz parte de um amplo projeto, intitulado DINARIO, de avaliação do uso da terra e dos recursos naturais relacionados à dinâmica da paisagem e indicadores para subsidiar o planejamento agroambiental em áreas de Mata Atlântica. Uma cooperação da Embrapa-Solos com universidades alemãs.

2. Hipóteses

Levando em consideração as abordagens sobre os processos fundamentais de um ecossistema, notadamente a produção e decomposição, o trabalho teve duas hipóteses a respeito da dinâmica da matéria orgânica de sistemas florestais (fragmentos florestais e plantios de eucalipto) em gradiente de clima na paisagem da Mata Atlântica fluminense.

- Os plantios de eucalipto alteram significativamente a dinâmica de produção e de decomposição da matéria orgânica em comparação com os fragmentos de floresta?
- O gradiente de clima observado num transecto de aproximadamente 80 km pode afetar a dinâmica da matéria orgânica independente do tipo de cobertura vegetal existente?

2.1 Objetivos

O trabalho teve como objetivo avaliar a dinâmica da matéria orgânica de dois sistemas florestais (fragmentos florestais e plantios de eucalipto) em gradiente de clima na paisagem da Mata Atlântica fluminense.

Para avaliar da dinâmica da matéria orgânica em ambientes florestais utilizamos alguns atributos que de certa forma sintetizam os processos ecossistêmicos. Foram mensurados o material decíduo depositado, a velocidade de decomposição do seu principal componente (folhas) e o estoque de serapilheira, que teve suas formas de húmus caracterizadas.

Desta maneira, alguns objetivos podem ser destacados:

- Caracterizar quimicamente o material decíduo de fragmentos e plantios florestais, quantificando sua contribuição na deposição anual de matéria orgânica ao solo de 3 municípios;

- Estimar a velocidade de decomposição de folhas decíduas de fragmentos e plantios de eucalipto e possíveis relações com sua composição química ou local de avaliação;
- Diagnosticar as formas de húmus e quantificar o estoque de matéria orgânica do solo das florestas estudadas e buscar as relações com a dinâmica de decomposição da serapilheira
- Realizar comparações da dinâmica da matéria orgânica entre os fragmentos florestais e os plantios de eucalipto, igualmente comparar a dinâmica nos gradientes de clima independente do uso, utilizando os processos citados.

3. Revisão Bibliográfica

3.1 Sistema ambiental: análise sob o ponto de vista sistêmico

O conceito de sistema foi introduzido na geomorfologia por Chorley em (1962) e vários aspectos dessa abordagem foram considerados pela comunidade cientifica. A noção consiste da concepção de se utilizar unidades espaciais complexas como um todo integrado. Segundo Chistofoletti (1999) um sistema é um conjunto estruturado de objetos e/ou atributos.

Esses objetos e atributos consistem de componentes ou variáveis (isto é fenômenos que são passiveis de assumir magnitudes variáveis) que exibem relações discerníveis um com os outros e operam conjuntamente como um todo complexo, de acordo com um determinado padrão (Chistofoletti, 1999). Ou seja, todo e qualquer componente constituinte de um sistema arbitrário que pode ser medido em uma determinada amplitude, servirá em ultima instancia para classificar diferentes sistemas. Assim, além de um sistema ser um todo composto de partes, essas partes possuem interações características. Contudo, outros autores definem sistema apenas como um conjunto de elementos que se encontram em relação entre si, e que formam uma determinada unidade e integridade (Rodrigues, 2004).

Um sistema pode ser entendido como um todo que é cunhado pela integração condicional ou não de varias partes estruturadas, nas quais as inter-relações das partes criam um inteireza que não refletem o todo quando os componentes estão desagregados. O conceito de sistema pode ser aplicado em diversas esferas científicas, porém para este estudo a esfera ambiental é significativamente relevante e está atualmente em voga.

A definição de sistemas ambientais na maioria dos autores é bastante simples e pode ser entendida como entidades organizadas na superfície terrestre, de modo que a espacialidade se torna uma das suas características inerentes (Chistofoletti, 1999), a organização desses sistemas vincula-se com a estruturação e funcionamento dos seus elementos e entre eles. Quando usamos o conceito sistêmico para analisar e estudar, sob o ponto de vista ambiental, a funcionalidade dos sistemas em diversas escalas de grandeza espacial e temporal, definindo variáveis importantes e considerando os fluxos e matéria. Podemos realizar as analises e estudos considerando os níveis de

ecossistemas e/ou geossistemas, pois estes são entidades representativas dos sistemas ambientais.

O conceito de ecossistema é antigo e sofreu ao longo das décadas muitas transformações, todavia, o conceito de ecossistema foi proposto em seus primórdios por Tansley (1935) que teve como objetivo principal definir a unidade básica resultante da interação entre todos os seres vivos que habitam uma determinada área ou região, com as condições físicas ou ambientais que as caracterizam (Chistofoletti, 1999). Desta maneira, os ecossistemas estão vinculados e correspondem aos sistemas ambientais biológicos, isto é, constituídos em função dos seres vivos sob a perspectiva ecológica (Ricklefs, 1996).

A definição mais básica e primária de ecossistema, o caracteriza como sendo área relativamente homogênea de organismos interagindo com seu meio ambiente (Tansley, 1935), essa definição consiste apenas em os organismos e seu entorno. Anos mais tarde, Odum (1988) define ecossistema como qualquer unidade (biossistema) que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto (a comunidade biótica) numa dada área, interagindo com o ambiente físico de tal forma que um fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de materiais entre as partes vivas e não vivas. A estrutura conceitual do ecossistema para Odum já engloba a ciclagem de matéria e fluxo de energia (Ricklefs, 1996), e assim, os conceitos de ciclagem, fluxo e matéria permeiam ainda hoje os conceitos mais comuns de ecossistemas.

Além dos ecossistemas, os geossistemas também representam entidades de organização no sistema ambiental, de modo geral pode-se mencionar que os geossistemas, também designados como sistemas ambientais físicos, representam a organização espacial resultante da interação dos elementos físicos e biológicos da natureza (clima, topografia, geologia, águas, vegetação, animais, solos) (Chistofoletti, 1999). O conceito de geossistemas é mais amplo e inclui o caráter espacial entre os elementos abióticos, advém dos campos de ação da geografia física, onde os sistemas ambientais físicos possuem uma expressão espacial na superfície terrestre. Segundo Rodrigues (2004) os geossistemas naturais são a parte da superfície terrestre na qual os componentes individuais da natureza se encontram em estreita relação um com os outros, e que como um todo interatua com as partes vizinhas da esfera cósmica e da

sociedade humana. A geografia física, como subconjunto da disciplina geografia, preocupa-se com o estudo da organização espacial dos sistemas ambientais físicos, também denominados geossistemas aponta mais sucintamente Chistofoletti (1999).

Desta maneira, no campo conceitual e analítico para o estudo das características e complexidade dos sistemas ambientais duas perspectivas surgem como norteadoras: a ecológica e a geográfica. De acordo com Christofoletti (1999) ambas as perspectivas partem de referenciais distintos, porém focam em categorias de fenômenos específicos, sempre chamando atenção para aspectos estruturais, funcionais e dinâmicos para a compreensão de ecossistemas e geossistemas. A perspectiva ecológica focaliza nas características das comunidades biológicas e seu habitat, enquanto que a perspectiva geográfica refere-se à organização dos elementos físicos e biogeográficos no contexto espacial. As duas perspectivas não são excludentes e podem interagir no campo do meio ambiente terrestre, onde a complexidade de sistemas exige uma visão mais holística.

3.2 Sistemas florestais e a fragmentação florestal

Os sistemas florestais são sem sombra de dúvida um dos sistemas mais importantes para o meio ambiente. Tanto os sistemas naturais quanto os sistemas plantados possuem características ambientais imensuráveis. As florestas por todo o globo terrestre guardam uma parcela significativa da biodiversidade, contribuem para a manutenção dos mananciais hídricos, proteção e melhoramento dos solos, são responsáveis pela diversidade de espécies e endemismos entre outros serviços ambientais (Ricklefs, 1996) que muitas vezes não podem ser mensurados. Fato este que colocou o bioma Mata Atlântica e suas florestas como um reconhecido “hotspot” (Myers, Mittermeier et al., 2000).

As florestas naturais, principalmente no Bioma Mata Atlântica que é alvo deste estudo, historicamente sofreram com o desflorestamento devido aos grandes ciclos econômicos (cana de açúcar e café) e com a ocupação humana desenfreada (Dean, 1995). Nos dias atuais a agricultura insustentável e a pressão urbana ainda são evidencias preocupantes para as florestas existentes (Ribeiro, Metzger et al., 2009).

A região montanhosa da Serra do Mar, onde se situa este trabalho, tem uma história interessante de ocupação humana, uma vez que os vales foram ocupados primeiro por vilas e cidades e, em seguida, estendeu-se a área da encosta sob a paisagem

vegetal (Gaese, Albino et al., 2009). Hoje em dia, apesar de alguns municípios da região (Cachoeira de Macacu, Nova Friburgo e Bom Jardim) ter uma alta cobertura florestal, o crescimento econômico vem atraindo fluxos migratórios que impõem pressão humana sobre os remanescentes florestais (Santos et al., 2009). Esses municípios têm vulnerabilidade alta, exigindo atos políticos para proteger as áreas, pois os fragmentos desempenham um papel importante em termos de conectividade florestal e serviços ambientais e sua conservação não deve ser negligenciada.

Assim, o conceito de fragmentação florestal tem surgido com total importância e a preservação destes sistemas florestais é tema em voga.

Fragmentação é o processo de separar um todo em partes, um fragmento, portanto, é uma parte retirada de um todo. Em geral, quando se fala em fragmentação pensa-se numa floresta que foi derrubada, mas que partes dela foram deixadas mais ou menos intactas (Rambaldi e Oliveira, 2003).

A fragmentação do hábitat é definida por Primack e Rodrigues (2001) como o processo pelo qual uma grande e contínua área de hábitat é reduzida e/ou dividida em uma ou mais áreas menores, frequentemente isoladas umas das outras por uma paisagem altamente modificada ou degradada. À medida que as paisagens florestais tornam-se fragmentadas, as populações das espécies são reduzidas, os padrões de migração e dispersão são alterados e os habitats tornam-se expostos a condições externas adversas anteriormente inexistentes, o que resulta, em última análise, numa deterioração da diversidade biológica ao longo do tempo (Laurance, Ferreira et al., 1998).

Segundo Viana e Pinheiro (1998), a área, forma, grau de isolamento e conectividade são alguns dos principais fatores que afetam a dinâmica de fragmentos florestais. A conectividade pode ser entendida como a capacidade da matriz em facilitar os fluxos biológicos de organismos, sementes e grãos de pólen entre os fragmentos (Urban e Shugart, 1986 *apud* (Metzger, 1999). Na Mata Atlântica a dinâmica da fragmentação também esta associada ao uso desordenado da terra (Abdullah e Nakagoshi, 2007) a densidade de estradas e a variação das encostas (Freitas, Hawbaker et al., 2010) e segundo Butler (2004), as mudanças no uso da terra é um processo de fragmentação dos mais significantes, pois cria padrões severos e permanentes.

O fato a ser reconhecido é que o desmatamento leva a fragmentação florestal, onde formações florestais estão circundadas por inúmeros tipos de habitats não florestado (Metzger, 1999). A fragmentação também pode ocorrer quando um ecossistema é subdividido pela ação do homem ou perturbações naturais, como o fogo, resultando em uma paisagem na qual permanecem alguns fragmentos da cobertura vegetal original inserido em uma matriz totalmente diferente. (Kindel, 2001).

Além das causas da fragmentação florestal e da paisagem heterogênea construída, a fragmentação pode ainda promover alterações nos sistemas fragmentados, ou seja, nos fragmentos de floresta remanescentes. E estas alterações podem ser significativas e são objeto de estudo de vários autores, como aponta Laurance e Vasconcelos (2009) a fragmentação florestal promove alterações de diversos tipos na paisagem, nas espécies, nas comunidades e nas populações, a fragmentação também causa mudanças na produção da serapilheira entre fragmentos e florestas não perturbadas (Schessl, Silva et al., 2008), Didham (1998a) estudando efeito de borda de fragmentos florestais em comparação com florestas contínuas percebeu alterações nos processos de decomposição, num mesmo sentido estudos comparando a profundidade da serapilheira com o tamanho relativo da borda de fragmentos mostrou uma resposta positiva (Feeley, 2004). Estudando fauna de solo Didhan (1998b) percebeu mudanças na população de besouros em áreas fragmentadas, já Herrera (1981) estudando a ciclagem de nutrientes em florestas perturbadas e não perturbadas na Amazônia percebeu alterações nos mecanismos da ciclagem para quase todos os nutrientes. Num estudo de emissão de gás carbônico por desflorestamento e fragmentação autores perceberam aumento da emissões em fragmentos de floresta (Laurance, Laurance et al., 1998).

Esses aspectos sugerem que os estudos focados nos processos e dinâmica de fragmentos florestais, não estão relacionados apenas a escala local, da gênese de um fragmento e seu histórico de uso e pressão, mas possuem interação com outras escalas geográficas de conservação da biodiversidade e carecem de indicadores que possam desvelar de forma mais contundente possível o funcionamento ecossistêmico.

Em contra partida é notável o aumento de florestas plantadas no território nacional, principalmente de espécies de eucalipto e pinus. Este fato se dá pela demanda de recursos e pelos benefícios econômicos que fornecem as florestas plantadas, como:

Celulose, carvão, equipamentos para construção civil, essências, aromatizantes entre outros.

Em 2012, a área ocupada por plantios florestais de eucaliptos e Pinus no Brasil totalizou 6.664.812 ha, sendo 76,6% correspondente à área de plantios de eucaliptos e 23,4% aos plantios de Pinus (Abraf, 2013). E o estado do Rio de Janeiro conta com aproximadamente 18.500ha de plantios de eucalipto (Abraf, 2013).

Entretanto, as monoculturas de eucalipto já foram e vem sendo alvo de questionamentos devido ao seu rápido crescimento e agressividade competitiva, como: esgotamento dos recursos hídricos, empobrecimento do solo, geração de desertos verdes entre outros, nesse sentido diversos estudos têm sido feitos no mundo tentando entender o comportamento dos sistemas florestais de eucalipto.

Em debates bem atuais, Forrester (2012) procurou entender como se comporta a transpiração, fotossíntese e eficiência do uso de água em plantios jovens de eucaliptos frente ao manejo e a adubação nitrogenada. Outros estudos na mesma linha tentam entender porque os padrões de eficiência no uso de nutrientes diferem entre árvores e ambientes (Binkley, Campoe et al., 2013).

Contudo, uma das perspectivas no uso de florestas plantadas é a mistura do plantio do eucalipto com outras espécies, com o intuído de minimizar os possíveis danos e prejuízos das monoculturas de eucalipto. Nesse viés, o uso de espécies fixadoras de nitrogênio tem sido alvo de diferentes estudos, pelo fato da possibilidade de incremento do solo e diminuição da adubação nitrogenada, além de outros benefícios. Uma revisão ampla sobre o tema foi feita por Forrester et.al (2006b). O mesmo autor também promoveu estudos avaliando a eficiência no uso da água entre plantios mistos de acácia com eucalipto e monoculturas (Forrester, Theiveyanathan et al., 2010) e na alocação do carbono (Forrester, Bauhus et al., 2006a). Também estudando plantios mistos Rachid et.al (2013) mostraram que os plantios mistos podem promover a integração microbiana com mudanças nos genes do ciclo do nitrogênio, a comunidade microbiana de bactérias apresentou claras diferenças entre os plantios mistos e as monoculturas de eucalipto e acácia.

Portanto, o conhecimento do comportamento dos sistemas naturais e dos sistemas plantados é fundamental tanto para a preservação e manutenção dos benefícios que os

sistemas naturais oferecem, quanto para saber qual o potencial efetivo dos sistemas plantados, sob o ponto de vista dos benefícios econômicos e ambientais, e quais os possíveis riscos inerentes à introdução de espécies exóticas no meio ambiente.

3.3 Ciclagem de nutrientes em ambientes florestais

Uma das mais importantes funções de um sistema florestal é sem sombra de duvidas a ciclagem de nutrientes. A ciclagem de nutrientes é responsável pela transformação da matéria e manutenção de fluxos que são essenciais para o crescimento das plantas e estabilidade do sistema. A ciclagem de nutrientes inclui diversos mecanismos, entre os mecanismos envolvidos na ciclagem a queda de resíduos senescentes da parte aérea das plantas, que formam a serapilheira na superfície do solo e sua gradativa decomposição e mineralização tem um papel fundamental na manutenção da funcionalidade desses sistemas (Correia e Andrade, 2008). O processo de ciclagem compreende desde a produção de biomassa através da fotossíntese até a assimilação de nutrientes pelas raízes das plantas. É um processo aberto que interage com o meio abiótico.

A ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais, plantados ou naturais tem sido amplamente estuda com o intuito de se obter maior conhecimento da dinâmica dos nutrientes nesses ambientes (Selle, 2007). Essas informações contribuem para o estabelecimento de praticas de manejo florestal, recuperação de áreas degradadas e manutenção da produtividade de áreas em recuperação. Ainda sim, a ciclagem de nutrientes pode ser estudada sob o ponto de vista de nutrientes específicos e essenciais para os ecossistemas, e.g ciclo do carbono e nitrogênio. Alguns trabalhos mais antigos se dedicam a explicar e mostrar ideias gerais de como é importante e como funciona a ciclagem de nutrientes em florestas tropicais (Vitousek, 1982, Vitousek e Sanford, 1986, Attiwill e Adams, 1993a).

Em condições naturais, os principais fatores que interferem na ciclagem de nutrientes são o clima, a composição das espécies vegetais, o status sucessional da floresta e a fertilidade do solo (Vitousek e Sanford, 1986, Correia e Andrade, 2008). Desta maneira, alguns trabalhos apontam que a ciclagem de nutrientes nos trópicos é mais rápida em relação a áreas mediterrâneas (Attiwill e Adams, 1993b, Montagnini e Jordan, 2005).

A produção de folhas pelas florestas assim como as taxas de decomposição da serapilheira são as duas vias mais estudadas para tentar entender o processo de ciclagem. Vasconcelos e Luizão (2004) estudando o processo de produção de serapilheira e concentração de nutrientes nas folhas entre borda e interior de fragmentos na Amazônia, perceberam diferenças significativas nas concentrações de Ca e P e na produção de folhas das bordas nos fragmentos. Estudos comparando a dinâmica de nutrientes em florestas naturais e plantadas em áreas subtropicais mostrou que a eficiência da floresta natural em transcolar e imobilizar N e P nas folhas foi muito maior do que as áreas plantadas. (Pandey, Sharma et al., 2007). A produção de folhas e concentração de nutrientes em florestas com diferentes estados sucessionais foi avaliada por Toledo et.al (2002) que perceberam que as maiores produções acontecem nas florestas com estágios sucessionais mais avançados, contudo não perceberam mudanças concentrações do nutrientes entre as florestas.

Outro processo que é muito estudado em estudos de ciclagem de nutrientes é o processo de decomposição, este subsistema é responsável por duas funções que são a mineralização e a formação de matéria orgânica do solo (Swift, Heal et al., 1979). A mineralização é a conversão de elementos da forma orgânica para a inorgânica. O que inclui a formação de CO_2 como resultado da respiração microbiana de carboidratos e a formação de amônia pela degradação de proteínas (Singh e Gupta, 1977). A importância da mineralização se dá pelo fato das plantas não serem capazes de absorver nutrientes em forma orgânica, sendo necessária a conversão em formas inorgânicas mais fáceis de serem absorvidas pelas plantas. Pois, a manutenção da produção das plantas precisa ter um acesso contínuo a elementos essenciais em formas disponíveis. (Ritz, 2006).

Outra função advinda do processo de decomposição é a formação de matéria orgânica do solo, esta pode ter um caráter particulado de resíduos de plantas, carcaças de animais e seus excrementos, são resíduos muitas vezes fáceis de serem identificados e ainda plausíveis de serem decomponíveis, consiste um pool ainda lábil da matéria orgânica do solo. A matéria orgânica também pode assumir um caráter mais difícil de ser reconhecido, o humus, é uma porção da matéria orgânica do solo que pode persistir por anos. O humus consiste em uma mistura de um complexo de moléculas

polimerizadas que são sintetizadas durante o processo de decomposição (Swift, Heal et al., 1979).

Deveria ser razoável assumir que as espécies de plantas produzam folhas em excesso suficientes para manter a reserva de nutrientes em concentrações apropriadas para a sobrevivência, nesse sentido muitos estudos tentam entender como se dá o processo de decomposição, quais seus limites, quais as variáveis que mais influenciam e como pode ser afetado (John, 1973, Mcclaugherty, Pastor et al., 1985, Couteaux, Bottner et al., 1995, Alvarez-Sanchez e Enriquez, 1996, Aerts, 1997, Bernhard-Reversat e Schwartz, 1997, Torreta e Takeda, 1999, Berg, 2000, Berg, Mcclaugherty et al., 2001, Gama-Rodrigues, Barros et al., 2003, Huttl e Bens, 2003, Janzen, 2004, Prescott, 2005, Liu, Berg et al., 2006, Berglund, Ã…Gren et al., 2013).

A despeito de toda a discussão sobre o processo de decomposição, é bastante aceito que o ambiente físico-químico, a qualidade do recurso a ser decomposto e os organismos decompositores são variáveis que regulam ou modulam o processo de decomposição em determinado nível. (Couteaux, Bottner et al., 1995, Berg e Mcclaugherty, 2003). Entretanto, Berg et.al (2003) estudando a influencia da composição química das folhas nos limites da decomposição em diferentes ambientes percebeu que diferentes tipos de recurso se decompõem com diferentes taxas, mesmo com os fatores físicos controlados, entendendo que o controlador das taxas de decomposição é realmente o recurso, o que corroborou estudo de Ewel (1976) que não mostrava diferenças nas taxas de decomposição de espécies similares em solos diferentes.

Em termos relativos em florestas mediterrâneas o recurso que for mais rico em nutrientes será o mais rapidamente respirado, onde o conteúdo de N for maior o turnover desse material será mais rápido (Berg, Mcclaugherty et al., 2001). Fato que também vale para florestas tropicais, onde as maiores taxas de decomposição foram observadas em espécies que possuíam altos conteúdos de nutrientes, mesmo entre as estações secas e úmidas em florestas mexicanas (Alvarez-Sanchez e Enriquez, 1996). No mesmo sentido os conteúdos de nitrogênio nas folhas estão diretamente relacionados às taxas de decomposição em florestas naturais (Mcclaugherty, Pastor et al., 1985).

O teor de carbono orgânico total (COT) no solo depende do aporte e do processo de decomposição / mineralização da matéria orgânica do solo (MOS). As medidas da quantidade de MOS já foram relacionadas à produção foliar e a concentração de nutrientes nas folhas. Estudando a formação de humus entre pinheiros e coníferas na Noruega Berg et.al (2001) perceberam que a diferença nos conteúdos de nitrogênio das folhas, estavam relacionadas a velocidades diferentes nas taxas de decomposição, e como consequência disto diferentes eficiências ou capacidades em acumular MOS nos dois sistemas.

Trabalhos tentando identificar um limite para o processo de decomposição usando os teores de nutrientes das folhas já foram realizados (Berg, De Santo et al., 2003, Huttl e Bens, 2003), contudo a comparação na acumulação do humus entre florestas com idades que variam de 3000 anos a 120 anos sugere que não existe um steady-state em florestas naturais não perturbadas. Em adição não existe uma explicação para um steady-state da acumulação de humus. Levando-nos a um entendimento que conforme a floresta vai crescendo a acumulação de humus continuará acontecendo. Desta maneira, podemos dizer que o fim do crescimento ou a destruição da camada de humus depende mais de um distúrbio qualquer na floresta do que um estado de equilíbrio (Berg e Mcclaugherty, 2003).

3.4 Formas de humus

Dentro de um ecossistema florestal a camada de folhas depositada na superfície do solo, muitas vezes chamada de serapilheira, exerce forte influencia nos processos de ciclagem de nutrientes, nas funções e estruturas do sistema e é onde vive boa parte da biota. Contudo, essa camada de folhas depositadas pode ser analisada como um todo, o que não permite inferências sobre os padrões de sua estrutura, ou pode ser analisada sobre a perspectiva das formas de humus, que em ultima instancia permite fazer associações com diversas outras características do ecossistema.

A forma de húmus, ou seja, a parte do solo que é influenciada pela matéria orgânica, foi um termo criado durante o século 19 por morfologistas do solo para noticiar as recentes descobertas de que o tipo e a taxa de decomposição desses componentes orgânicos, assim como a incorporação da matéria orgânica nos horizontes minerais do solo variavam de acordo com o tipo de floresta. Muitos autores

contribuíram para o avanço neste campo de estudo, porém foi Babel (1975) que na década de 70 reconheceu que as formas de humus é um processo chave para a maioria dos processos biológicos e físico-químicos do solo essenciais para o desenvolvimento e funcionamento do ecossistema terrestre.

Este conceito aplica-se a todo o tipo de solo e ao material sobreposto a ele, e envolve pedologia, biologia, geologia e clima. No entanto, foi recentemente que o conceito de formas de humus ganhou proporção e estudos em diferentes abordagens sendo considerada como um dos principais processos que moldam e estabilizam os ecossistemas (Green, Trowbridge et al., 1993, Brethes, Brun et al., 1995, Ponge, 2003, Ponge e Chevalier, 2006, Ponge, Jabiol et al., 2011, Zanella, Jabiol et al., 2011a)

As formas de humus correspondem à parte do topo do solo que é fortemente influenciada pela matéria orgânica e coincide com a sequência OL, OF e OH e está subjacente ao horizonte organomineral do solo (Ai, Ae) (Ponge, 2003). Consiste em remanescentes que incluem toda a matéria orgânica do solo, podendo ser considerados resíduos de plantas, material fecal e de animais entre outros (Zanella, Jabiol et al., 2011b) , bem como o material orgânico misturado as primeiros centímetros do solo (Brethes, Brun et al., 1995).

A estrutura das formas de humus, ou seja, os estoques nas camadas OL, OF e OH são classificados de acordo com a estrutura macro morfológica (Zanella, Jabiol et al., 2009) e são classificadas no mínimo nas três famílias básicas: Mull, Moder e Dysmoder que em última instância correspondem as variações no processo de decomposição e a sítios florestais (Ponge, Chevalier et al., 2002). O próprio Ponge e Chevalier (2006) já associaram diferentes atributos físico-químicos do solo e também propriedades da estrutura florestal com uma variação das formas de humus indo do EuMull (baixo estoque nas camadas) para o DysModer (altos estoques nas camadas).

O tipo de formas de humus Mull é caracterizado por um rápido desaparecimento das camadas (OL e OF), pela ausência da camada OH, baixa fertilidade dos solos e alta atividade microbiana e biológica do solo, principalmente minhocas. As diferenças nas camadas da formas de humus tipo Mull já foi associada a fertilidade do solo (Ponge, Chevalier et al., 2002), estudando um cronossequência de 130 anos de Fagus sylvatica

(7, 30 ,60 e 130) Trap (2011) mostrou um decréscimo do quociente microbiano N na camada OL nas florestas mais antigas.

O aumento nas camadas OL, OF e OH com a consequente mudança nas formas de humus, pode levar a uma incompleta decomposição da matéria orgânica sobreposta ao solo e a mudanças na ciclagem de nutrientes, interferindo no crescimento das plantas, uma vez que a liteira, ou forma de humus como preferimos chamar nesse trabalho, contem a maioria dos nutrientes essenciais para a o crescimento das plantas (Ponge, 2012). Nos ambientes tropicais, em duas florestas secundárias Loranger et. al (2003) percebeu que o aumento nos estoque de folhas fragmentadas (OF) e poucos agregados no horizonte organomineral nos perfis estudados, indicavam que a matéria orgânica era menos incorporada ao solo. O que pode levar a baixas taxas de sequestro de C e aumento na respiração e consequentemente emissão de CO_2 (Stockmann, Adams et al., 2013).

Também em ambientes tropicais as formas de humus já foram utilizadas para classificar diferentes ecossistemas na Mata Atlântica, diferindo na estrutura e entre as estações em ecossistemas de floresta alto e baixa montana, além de restingas (Kindel e Garay, 2002), o que também foi feito para caracterizar reservas florestais em Mata Atlântica de tabuleiros costeiros (Kindel e Garay, 2001). Devido à estreita relação das formas de humus com a formação do solo e os feedbacks entre planta e solo (Ponge, 2013), uma proposta recente de incluir as formas de humus na classificação internacional de solos (WRB-FAO) foi proposta por Jabiol (2013).

As formas de húmus são um indicador da comunidade microbiológica durante o desenvolvimento de florestas (Salmon, Mantel et al., 2006, Trap, Laval et al., 2011), podem ser alterados pelo tipo de manejo e praticas como corte e queima (Hoover e Lunt, 1952), clima e vegetação (Brethes, Brun et al., 1995) e pode ser considerado um dos principais componentes de ecossistemas terrestres (Green, Trowbridge et al., 1993). Além disso, um marcante aumento em características do solo como o pH, MOS e a relação C/N e as características das formas de humus foi mostrada em dez diferentes áreas de manejo por Seeber et. al (2005). Esta relação também é evidente em solos agrícolas (Haynes, 2000).

Assim sendo, como aponta Ponge et.al (2010) as formas de humus podem ajudar significativamente em avaliar o estado de bem estar de um ecossistema, devido as características intrínsecas e por abranger processos tão importantes do funcionamento ecossistêmico.

4. Descrição e caracterização das áreas de estudo

Com o intuito de dinamizar a parte textual algumas abreviações serão utilizadas nas partes procedentes do texto. A **tabela 1** apresenta a lista de referências das abreviações utilizadas. Além disso, o termo mata, floresta e fragmento de floresta serão utilizados nessa dissertação como sinônimos.

Tabela 1:Lista de abreviações e suas respectivas referências para os usos e municípios usadas ao longo do texto

Abreviação	Referencias
CdM	Município de Cachoeiras de Macacu
NF	Município de Nova Friburgo
BJ	Município de Bom Jardim
CM	Uso de Mata em Cachoeiras de Macacu
CE	Uso de Eucalipto em Cachoeiras de Macacu
FM	Uso de Mata em Nova Friburgo
FE	Uso de Eucalipto em Nova Friburgo
BM	Uso de Mata em Bom Jardim
BE	Uso de Eucalipto em Bom Jardim

As áreas de estudo se localizam em três municípios do Estado do Rio de Janeiro; Cachoeiras de Macacu, Nova Friburgo e Bom Jardim situados na paisagem da escarpa da Serra do Mar na Mata Atlântica Fluminense. Tentou-se com a área de estudo abranger um transecto climático, já que cada fragmento de floresta e plantio de eucalipto está localizado numa posição geográfica específica nos três municípios citados ao longo da escarpa da Serra do Mar, (**figura 1)**.

Daqui por diante, cada município será então utilizado como referência para as comparações entre os diferentes climas e altitudes. Estão apresentadas na **tabela 2**, as características gerais climáticas de cada município estudado.

A seguir (itens 4.1, 4.2 e 4.3), esses municípios serão caracterizados mais detalhadamente quanto ao clima, a geologia, a geomorfologia, seus solos e vegetação. Um breve histórico e as características da estrutura florestal e dos atributos químico-físicos dos solos das áreas estudadas também serão apresentados nesses itens.

Como parte das atribuições do projeto DINARIO e com o intuito de confeccionar os relatórios inerentes ao projeto, em cada área de estudo foram inventariados os dados de estrutura florestal (altura, diâmetro a altura do peito, biomassa, densidade do tronco entre outros) e também dos atributos químico-físicos do solo, este último será descrito no item matérias e métodos. Desta maneira, os dados apresentados da estrutura vegetal e solos foram inventariados em campo.

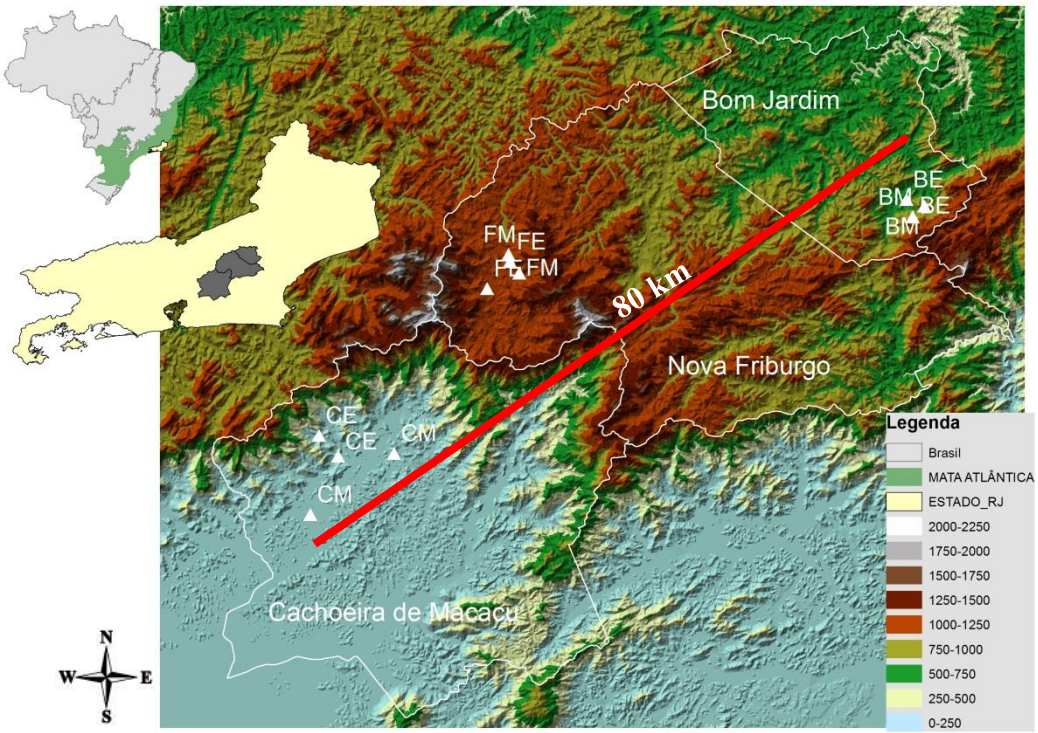


Figura - 1: Esquema de localização das áreas de estudo ao longo da escarpa da Serra do Mar

Tabela 2: Características gerais climáticas das áreas de estudo

	Cachoeira de Macacu	Nova Friburgo	Bom Jardim
Precipitação Máxima (mm)	47	31	34
Precipitação Mensal (mm)	177	121	111
Dias sem Chuva	20	20	23
Precipitação Total Anual (mm)	2074	1435	1313
Temperatura Média (°C)	23,1	18,4	20,0
Altitude (m)[1]	62	1200	630

1 altitude sem correção geoidal

4.1 Cachoeiras de Macacu

A geologia e a geomorfologia do município de Cachoeiras de Macacu, apresenta características relacionadas a formação da Serra dos Órgãos. O município é constituído principalmente por gnaisses, granitos e migmatitos largamente distribuídos na área de estudo (Valeriano, Junior et al., 2012). A geomorfologia é constituída principalmente de morros alongados de baixa altitude, com exceção ao norte do município, no limite com o município de Nova Friburgo, onde os alinhamentos da Serra do Mar direcionam-se à costa em forma de degraus caracterizando esporões rochosos com maior altitude, (Valeriano, Junior et al., 2012).

O clima em Cachoeiras de Macacu é tropical quente e úmido, com chuvas concentradas no verão. Segundo a classificação de Köppen o clima é Aw. Em Cachoeiras de Macacu a temperatura média é de 23.1 °C segundo CLIMATE-DATA (www.climate-data.org/location) e a pluviosidade anual é de 2074 mm, segundo os dados na normal climatológica 1982-2012 da ANA (2007) (**figura 2)**, essa pluviosidade se deve em grande parte à ventos úmidos vindos do litoral.

Ainda com relação à pluviosidade, o mês de Julho é o mês mais seco com apenas 62 mm, já o mês de maior precipitação é Janeiro, com uma média de 314 mm, **(figura 2)**. Cachoeira de Macacu tem uma média mensal de 19 dias sem chuva. Com relação à temperatura dos meses do ano, o mês mais quente é Fevereiro com uma

temperatura média de 26.1 °C, já o mês de Julho tem uma temperatura média de 20 °C que durante o ano é a temperatura média mais baixa**.**

Com relação aos solos predominantes no município em questão, a classe de solos que predomina é o argissolo vermelho-amarelo PVa. Contudo, também há uma pequena ocorrência de luvissolos e argissolos com caráter mais hidromórficos nas regiões menos íngremes e baixadas (Carmo, Tôsto et al., 2000).

A fitofisionomia da região é denominada floresta ombrófila densa baixo montana (IBGE, 2004), com diferentes graus de sucessão. Além disso, algumas formações como mangue e campos de altitude podem ser encontradas na região (Pedreira, Fidalgo et al., 2009).

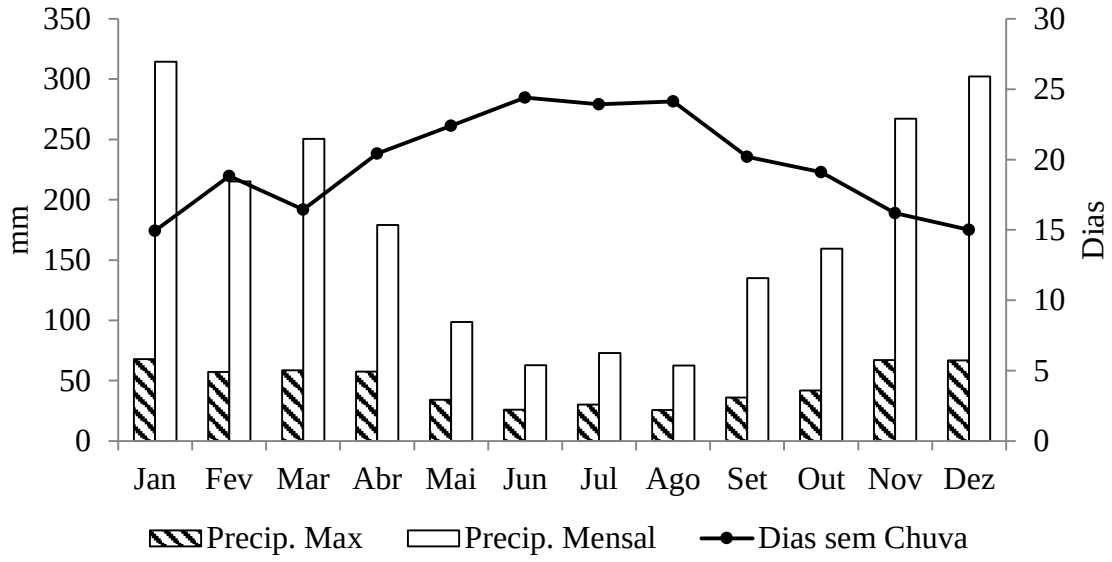


Figura - 2: Dados climáticos da normal climatológica 1982 -2012 do município de Cachoeiras de Macacu. Fonte: Agência nacional de Aguas (ANA)

No município de Cachoeira de Macacu foram selecionados dois fragmentos de floresta e dois plantios de eucalipto, as características gerais das áreas, sua estrutura florestal e atributo químico-físico dos solos (ver materiais e métodos para critérios de amostragem) estão apresentados na **tabela 3.**

Os dois fragmentos de floresta foram classificados utilizando os dados de estrutura florestal levantados em campo e segundo critérios do CONAMA (www.mma.gov.br/port/conama) foram classificados como estágio médio de sucessão.

Tabela 3: Tabela de descrição geral das características das áreas de estudos no município de Cachoeiras de Macacu

	Áreas de Estudo			
	CM	CM	CE	CE
	Características Gerais			
Aspecto da encosta	200° SW	Plano	170° SE	160° SE
Altitude[1]	89	60	54	108
Fitofisionomia	Ombrófila Densa Baixo Montana	Ombrófila Densa Baixo Montana	--	--
Estágio de Sucessão	Médio	Médio		
Solo[2]	Argissolo	Argissolo	Argissolo	Argissolo
	Características da estrutura florestal			
DAP	12,3 ± 9,2	12,7 ± 6,7	8,6 ± 2,9	9,3 ± 3,5
Altura Média	7,8 ± 4,2	9.6 ± 7,6	11,7 ± 2,3	12,1 ± 3,4
Área Basal	40,3	52,3	20,1	17,09
	Atributos químico-físicos do solo 0-5 cm			
pH	4,4	3,8	4,6	4,9
Ca	2,4	1,2	0,7	2,1
Mg	1,3	1,1	1,5	1,2
K	90	66	43	47
P	2,1	2,6	1,5	1
S	3,9	2,5	2,3	3,4
CTC	14,3	19	11,4	11,8
V	27	13	20	29
CO	23,6	38	20,4	15,9
CT	30,8	53,2	24,9	19
CI	7,2	15,2	4,5	3,1
Areia	482	364	510	626
Silte	218	216	110	114
Argila	300	420	380	260

1 Altitude sem correção do geoide. 2 Descrição dos solos segundo Carmo et.al (2000). Fitofisionomia dominante segundo IBGE (2004). Estágio de sucessão atribuído segundo critérios do CONAMA, através dos dados obtidos do inventário da estrutura florestal de estudo (Relatórios projeto DINARIO dados não publicados). Médias seguidas do desvio padrão (±). Parâmetros das unidades: Al, Ca, Mg, C.T.C ($cmol_c dm^{-3}$); P e K ($mg\ dm^{-3}$), V (%), CT, CI, CO ($g\ kg^{-1}$), pH (1:10 H_2O), Areia, Silte, Argila ($g\ kg^{-1}$). C.T.C = capacidade de troca catiônica; S = Soma de bases; V = Saturação por bases e DAP (m) = Diâmetro a altura do peito, Área Basal ($m^3\ ha^{-1}$). Atributos químico-físicos do solo obtidos de uma amostra composta de nove.

O primeiro fragmento de floresta está localizado numa matriz de área rural, pois se encontra envolto de áreas agrícolas e/ou pastagens. Além disso, a estrada que dá acesso ao fragmento percorre parte do seu perímetro (**figura 3a)**. O interior do fragmento é caracterizado pela presença de algumas clareiras, possui trilhas no seu interior que são usadas como passagem entre propriedades rurais. O fragmento não apresenta sinais de cortes seletivos de árvores de nenhuma espécie, contudo, ao longo das trilhas podemos perceber uma presença significativa palmeiras.

O segundo fragmento escolhido está inserido numa matriz rural, contudo, seu entorno imediato é caracterizado por áreas de pastagens (**figura 3b)**. O fragmento cobre um pequeno morro no formato de uma meia laranja, no seu interior apresenta vestígios de animais de grande porte (vacas). O fragmento não apresenta sinais de corte seletivo de espécies e/ou sinais de queimada.

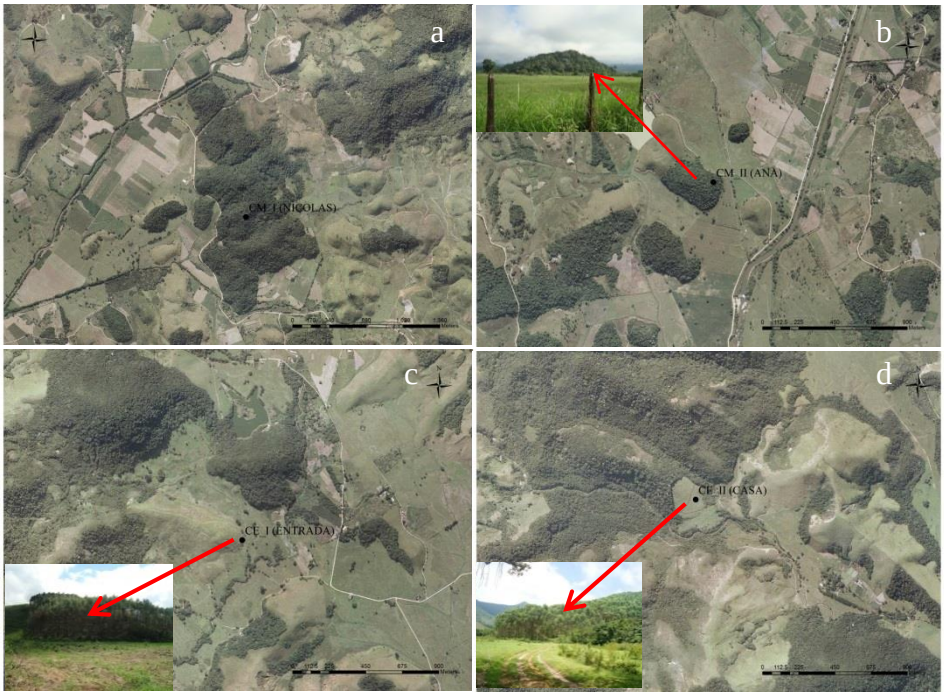


Figura - 3: Imagens aéreas das áreas de estudo no município de Cachoeiras de Macacu, Fotos em detalhe arquivo pessoal.

O primeiro plantio de eucalipto selecionado, (**figura 3c),** consiste em uma área de plantio de aproximadamente dois hectares (ha). De acordo com o proprietário a espécie utilizada é o Eucalyptus grandis. O plantio possui espaçamento de 3,0 x 2,0 m. Contudo, o plantio em certos locais parece percorrer as curvas de nível e em outros locais não, fazendo com que o espaçamento seja irregular em algumas áreas do plantio.

A idade do plantio na época das amostragens era de 4 anos, e o plantio era destinado à lenha e mourões.

O segundo plantio possui espaçamento de 3,0 x 2,0 m, não havendo alterações das distâncias ao longo de todo o plantio. De acordo com o proprietário a espécie plantada também é o Eucalyptus grandis. A idade do plantio na época das amostragens é 5 anos, e também é destinado a lenha e mourões. Antes do plantio a área era destinada a pastagem. Esse plantio se encontra muito próximo a um grande fragmento de floresta, (**figura 3d).**

4.2 Nova Friburgo

O município de Nova Friburgo possui geomorfologia diferenciada resultante do relevo bastante movimentado, oriundo dos falhamentos e dobramentos da morfoestrutura geológica. Apresenta desníveis altimétricos de 800 a 2000 m resultado de processos erosivos, por influência climática, durante o período Terciário (Bohrer e Barros, 2006). A maior parte dos afloramentos rochosos compostos de granitos formam "pães de açúcar", caracterizado por dissecação diferencial, acompanhados nas áreas de baixada de áreas sedimentares, oriundas da decomposição.

A litologia do município de Nova Friburgo, que está situado na Serra dos Órgãos, e pertencente à cadeia da Serra do Mar, é formada basicamente por rochas intrusivas e metamórficas Paleozoicas (gnaisses e granitos), do Complexo Paraíba do Sul. Ocorrem também depósitos aluviais holocênicos nas partes mais baixas (Dantas, 2001)

O clima do município de Nova Friburgo é caracterizado como tropical de altitude. O inverno apresenta um regime menor de chuvas em relação ao verão. Segundo Köppen o clima é classificado como Cwb, com temperaturas médias de 18.4 °C CLIMATE-DATA (www.climate-data.org/location) e pluviosidade anual de 1434 mm segundo dados da normal climatológica 1982-2012 ANA (2007), (**figura 4)**. Com chuvas concentradas entre os meses de outubro a abril e temperaturas mínimas de 15 °C Nova Friburgo é considerada uma das regiões mais frias do Estado do Rio de Janeiro.

A menor precipitação no ano é de 26 mm no mês Julho, que é o mês mais seco. A maior precipitação ocorre em Janeiro, com uma média de 288 mm, **(figura 4).** Já no

que tange a temperatura o mês mais quente do ano é Janeiro com temperatura média de 21,8 °C, já Junho o mês mais frio atinge a temperatura média é de 15,1 °C é a temperatura mais baixa de todo ano. O município tem uma média mensal de 19 dias sem chuva, (**figura 4).**

Os solos da região são resultantes de uma combinação da litologia, e dos eventos de dissecação do relevo, compreendendo classes de solo como: latossolo vermelho-amarelo, podzólico vermelho-amarelo álico ou distrófico e cambissolos álicos e/ou distróficos. São solos altamente lixiviados e de fertilidade moderada (Embrapa, 1992, Bohrer e Barros, 2006).

A vegetação está totalmente compreendida dentro do domínio da Mata Atlântica, predominando as regiões ecológicas da floresta ombrófila densa alto montana (floresta pluvial) e estacional semi-decidual (floresta mesófila), com ocorrência restrita da floresta ombrófila mista (mata de Araucária) e de outros tipos de vegetação associados, como campos rupestres (Rizzini, 1979, Bohrer e Barros, 2006).

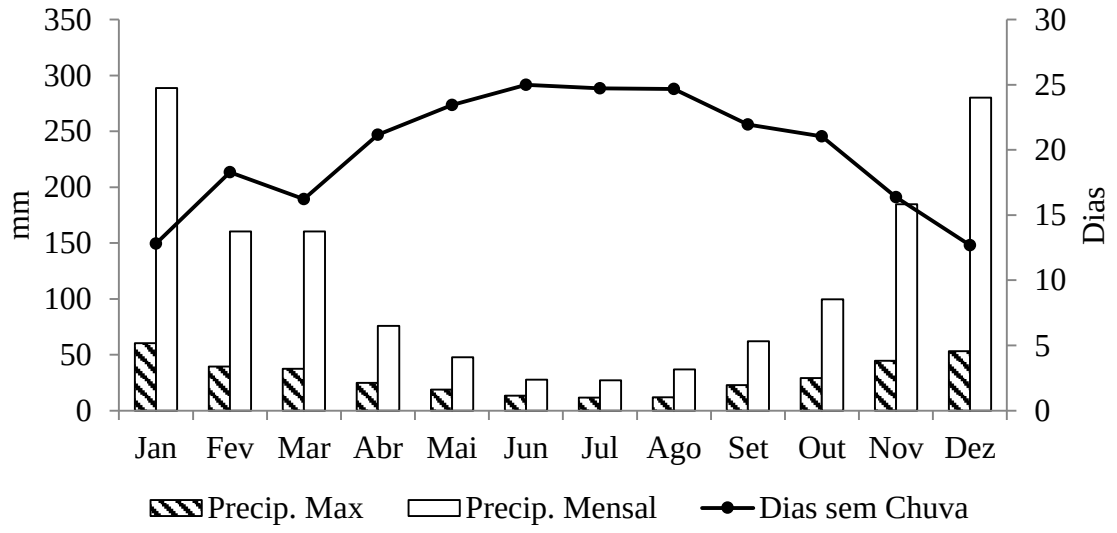


Figura - 4: Dados climáticos da normal climatológica 1982 – 2012 do município de Nova Friburgo. Fonte: Agência Nacional de Aguas, (ANA).

A cobertura vegetal reflete a influência integrada dos diversos fatores do ambiente abiótico, como a ocorrência constante de nuvens. Nas áreas até 1500-1600m, devido a formação de nevoeiros, ocorre a formação da (mata nebular ou ¨cloud forest¨). (Ambiente, 1999).

No município de Nova Friburgo também foram selecionados dois fragmentos de floresta e dois plantios de eucalipto, as características gerais das áreas, sua estrutura florestal e atributo químico-físico dos solos (ver materiais e métodos para critérios de amostragem) estão apresentados na **tabela 4.**

Os dois fragmentos de floresta foram classificados utilizando os dados de estrutura florestal levantados em campo e segundo critérios do CONAMA (www.mma.gov.br/port/conama), também em NF foram classificados como estágio médio de sucessão.

Uma das áreas de estudo escolhida no município de Nova Friburgo (**figura 5a)**, é um fragmento de floresta que está dividido por uma cerca de arame farpado que limita duas propriedades. Além disso, o fragmento apresenta sinais claros de corte seletivo de espécies florestais, contudo, não foi possível identificar as espécies alvo. Em todo o fragmento há a ocorrência de gramíneas, espécies invasoras de pequeno porte e cipós, além de ocorrências de clareiras e covas de animais. Durante o estudo foi evidenciado que árvores de grande porte encontravam-se caídas, provavelmente causada por temporais.

O segundo fragmento de floresta escolhido (**figura 5b)**, apresenta boa parte da sua borda com o sub-bosque todo cortado, nesse espaço, o gado fica solto provocando varias trilhas, compactação do solo e pequenas erosões entre as árvores. Após aproximadamente uns 100 m do inicio da borda, o fragmento apresenta uma cerca de arame farpado que “protege” o interior do fragmento. O interior do fragmento não apresenta sinais de corte seletivo de árvores, contudo apresenta quantidade significativa de pequenas clareiras e trilhas.

Tabela 4: Tabela de descrição geral das características das áreas de estudos no município de Nova Friburgo

	Áreas de estudo			
	FM	FM	FE	FE
	Características gerais			
Aspecto da encosta	155° SE	200° SW	0° N	115° SE
Altitude[1]	1104	1137	1100	1093
Fitofisionomia	Ombrófila Densa Alto Montana	Ombrófila Densa Alto Montana		
Estágio de Sucessão	Médio	Médio		
Solo	Cambissolo	Cambissolo	Cambissolo	Cambissolo
	Característica da estrutura florestal			
DAP	9,8 ± 5,6	10,3 ± 7,2	9,4 ± 3,9	11,9 ± 4,7
Altura Média	9,9 ± 3,5	7,4 ± 3,6	11,1 ± 3,9	11,2 ± 3,5
Área Basal	42,5	44,8	25,5	26,8
	Atributos químico-físicos do solo 0-5 cm			
pH	3,9	4,7	4,8	4,8
Ca	0,4	4,2	2,2	3,1
Mg	0,4	2,4	1,7	1,8
K	51	156	98	66
P	2,4	3,8	8,6	2,3
S	0,9	7	4,2	5,1
CTC	25	20,2	20	17,8
V	4	35	21	29
CO	62,6	49,1	29,9	31,7
CT	78,1	57,9	45,7	42,3
CI	15,5	8,8	15,8	10,6
Areia	400	442	360	524
Silte	260	218	180	196
Argila	340	340	460	280

1 Altitude sem correção do geoide. Fitofisionomia dominante segundo IBGE (2004). Estágio de sucessão atribuído segundo critérios do CONAMA, através dos dados obtidos do inventário da estrutura florestal de estudo (Relatórios projeto DINARIO dados não publicados). Médias seguidas do desvio padrão (±). Parâmetros das unidades: Al, Ca, Mg, C.T.C ($cmol_c dm^{-3}$); P e K ($mg\ dm^{-3}$), V (%), CT, CI, CO ($g\ kg^{-1}$), pH (1:10 H_2O), Areia, Silte, Argila ($g\ kg^{-1}$). C.T.C = capacidade de troca catiônica; S = Soma de bases; V = Saturação por bases e DAP (m) = Diâmetro a altura do peito, Área Basal ($m^3\ ha^{-1}$). Atributos químico-físicos do solo obtidos de uma amostra composta de nove.

O primeiro plantio de eucalipto escolhido no município de Nova Friburgo se encontra entre duas matas, (**figura 5c).** O plantio em questão possui idade de seis anos, na data do estudo (2012), o plantio foi realizado com espaçamento de 3,0 x 2,0 m e destina-se a carvoaria e a indústria civil. De acordo com o proprietário as espécies utilizadas no plantio são compradas com subsidio da prefeitura a 0,06 centavos a muda, e não se sabe quais são as espécies que são vendidas. Esse plantio parece ter sido bem manejado sendo um dos melhores plantios de eucalipto estudado, anteriormente segundo o proprietário foi um plantio de hortaliças.

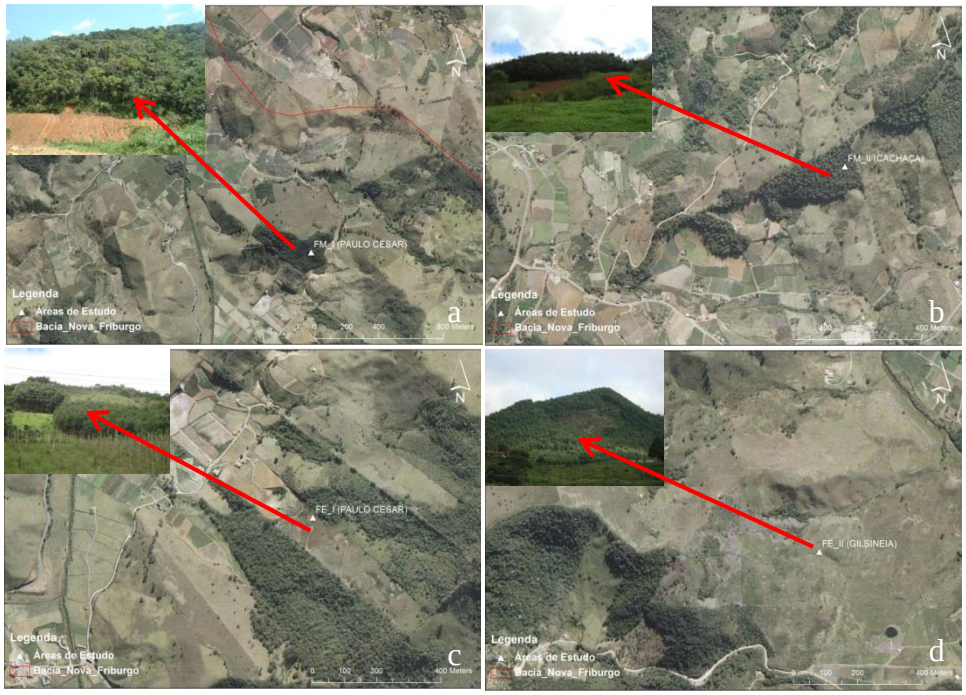


Figura - 5: Imagens aéreas das áreas de estudo no município de Nova Friburgo. Foto em detalhe arquivo pessoal.

A última área escolhida no município de Nova Friburgo (**figura 5d),** trata-se de um plantio de eucalipto também com 6 anos de idade, na data do estudo. O plantio possui aproximadamente 5 ha e é o maior entre todas as áreas. Foi plantado no espaçamento 3,0 x 3,0 m e possui um sub-bosque de espécies invasoras. Com relação a esse plantio, não se sabe a finalidade da produção nem as espécies plantadas, pois em todas as visitas na área não conseguimos contatar os proprietários.

4.3 Bom Jardim

A região onde se situam as áreas de estudo estão enquadradas na unidade geomorfológica do reverso das colinas e maciços costeiros do Planalto da Serra dos Órgãos. Apresenta litologia metamórfica e tipos de rochas predominantes como granito, gnaisse granitoide, migmatitos e associações. A bacia se situa próxima ao gráben do médio-baixo curso do rio Paraíba do Sul. A geomorfologia da região é caracterizada por morros elevados e montanhas, com ocorrência de alvéolos de relevo suave, subordinados ao domínio montanhoso (Dantas, 2001). Além disso, a área possui um desnível altitudinal que varia de 600 – 1500 m.

O clima do município de Bom Jardim pode ser caracterizado como tropical mesotérmico com o verão brando, atingindo temperatura média anual de 20 º C. A classificação do clima é Cwa de acordo com Köppen (**figura 6)**. A precipitação anual segundo dados da normal climatológica 1982-2012 ANA (2007) é de 1312 mm, concentrados no verão.

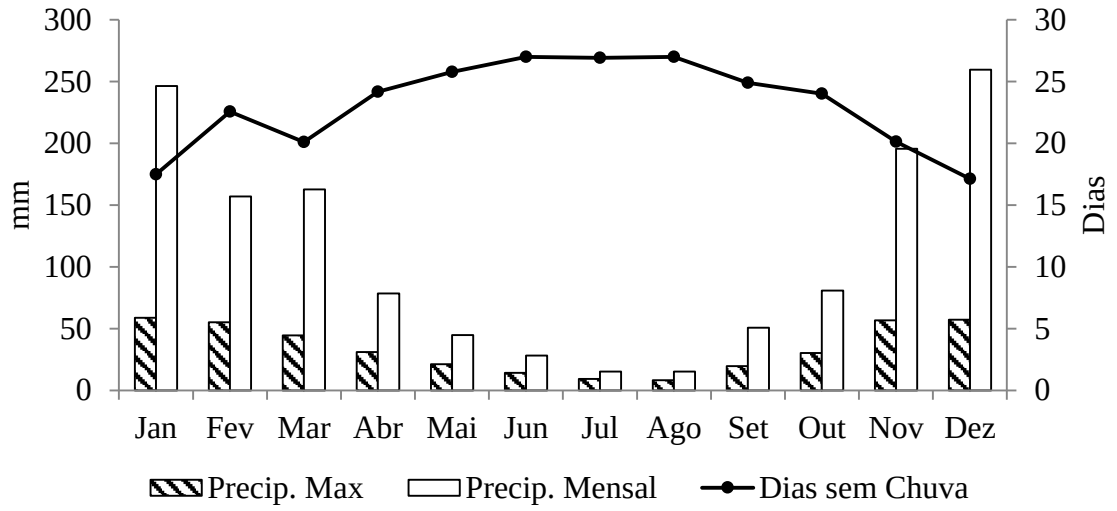


Figura - 6: Dados climáticos da normal climatológica 1982 – 2012 do município de Bom Jardim. Fonte: Agência Nacional de Aguas, ANA.

O mês mais seco é Julho com 15 mm de pluviosidade e o mês de maior precipitação é Dezembro, com 260 mm. Com relação à temperatura, Janeiro pode ser considerado o mês mais quente do ano, a temperatura média é de 23.5 °C. Já o mês de Junho apresenta temperaturas médias de 16.9 °C. Durante o ano é a temperatura mais baixa.

As classes de solos de maior ocorrência na bacia em questão podem ser resumidas em: argissolos vermelho amarelo, latossolos vermelho e amarelo e cambissolo. Segundo (Prado, Barcellos et al., 2010), os cambissolos aparecem distribuídos nas encostas, seguidos dos argissolos distribuídos no terço médio/inferior da paisagem e os latossolos também no terço médio.

O domínio da vegetação é caracterizado novamente pela floresta ombrófila densa, influenciado pelos períodos úmidos dos meses mais chuvosos (Rizzini, 1979). Apresenta vegetação exuberante, com formação densa e espécies arbóreas de grande porte, típicas de clima úmido (Filho, Polivanov et al., 2010).

No município de Bom Jardim também foram selecionados dois fragmentos de floresta e dois plantios de eucalipto, entretanto, neste município uma área de eucalipto foi perdida com 3 meses de estudo em função do corte das árvores. As características gerais das áreas, sua estrutura florestal e atributo químico-físico dos solos (ver materiais e métodos para critérios de amostragem) estão apresentados na **tabela 5.**

A primeira área de estudo escolhida em Bom Jardim compreende um fragmento de floresta que, segundo relatos dos moradores do local, existe pelo menos há 150 anos. O fragmento está localizado entre uma área de pastagem que se encontra ao norte e áreas agrícolas mais ao sul, (**figura 7a)**. Uma das características desse fragmento é presença de grande quantidade de palmeiras.

A segunda área também compreende um fragmento de floresta (**figura 7b)**, de acordo com moradores locais está área existe como floresta há aproximadamente 50 anos. Contudo, durante as coletas para o estudo percebemos grande quantidade de árvores de café no interior do fragmento, o que pode sugerir que esta área anteriormente tenha sido área de plantação de café, uma vez que esse cultivo é predominante e tradicional na bacia em questão.

Tabela 5: Tabela de descrição geral das características das áreas de estudos no município de Bom Jardim

	Áreas de estudo		
	BM	BM	BE
	Características gerais		
Aspecto da encosta	250° SW	Plano	Plano
Altitude[1]	891	977	726
Fitofisionomia	Ombrófila Densa	Ombrófila Densa	
Estágio de Sucessão	Médio	Médio	
Solo	Cambissolo	Latossolo	Latossolo
	Característica da estrutura florestal		
DAP	11,6 ± 8,0	15,1 ± 8,5	11,5 ± 6,4
Altura Média	9,4 ± 4,8	11,9 ± 4,8	19,5 ± 12,1
Área Basal	37,3	58,7	33,9
	Atributos químico-físicos do solo 0-5 cm		
pH	4.7	5.5	5.2
Ca	2	10	2.9
Mg	3	2.6	1.7
K	55	183	55
P	1.6	1.3	0.4
S	5.1	13.1	4.7
CTC	14.9	22.8	11.3
V	35	57	42
CO	23.5	47.4	17.1
CT	33.4	65.5	19.6
CI	9.9	18.1	2.5
Areia	518	480	600
Silte	242	280	140
Argila	240	240	260

1 Altitude sem correção do geoide. Fitofisionomia dominante segundo IBGE (2004). Estágio de sucessão atribuído segundo critérios do CONAMA, através dos dados obtidos do inventário da estrutura florestal de estudo (Relatórios projeto DINARIO dados não publicados). Médias seguidas do desvio padrão (±). Parâmetros das unidades: Al, Ca, Mg, C.T.C ($cmol_c dm^{-3}$); P e K ($mg\ dm^{-3}$), V (%), CT, CI, CO ($g\ kg^{-1}$), pH (1:10 H_2O), Areia, Silte, Argila ($g\ kg^{-1}$). C.T.C = capacidade de troca catiônica; S = Soma de bases; V = Saturação por bases e DAP (m) = Diâmetro a altura do peito, Área Basal ($m^3\ ha^{-1}$). Atributos químico-físicos do solo obtidos de uma amostra composta de nove.

A última área do estudo, porém não menos importante, compreende um plantio de eucalipto com 11 anos de idade, (**figura 7c)**. No que concerne à altura das árvores este plantio possui a maior altura média entre todas as áreas nos três municípios estudados. Além disso, este plantio, na ocasião do experimento, já apresentava um sub-bosque bastante expressivo, com arvores que chegam a 5 m de altura, e que junto com o eucalipto já possuíam o aspecto de uma floresta tropical.

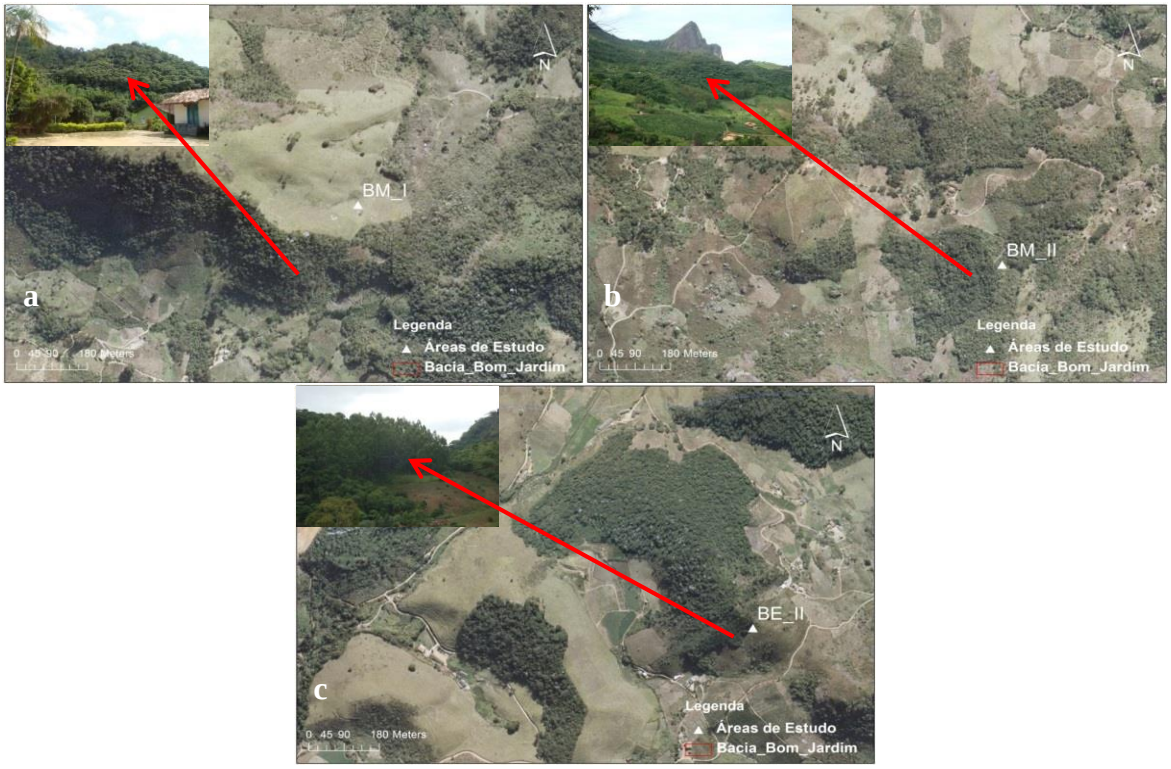
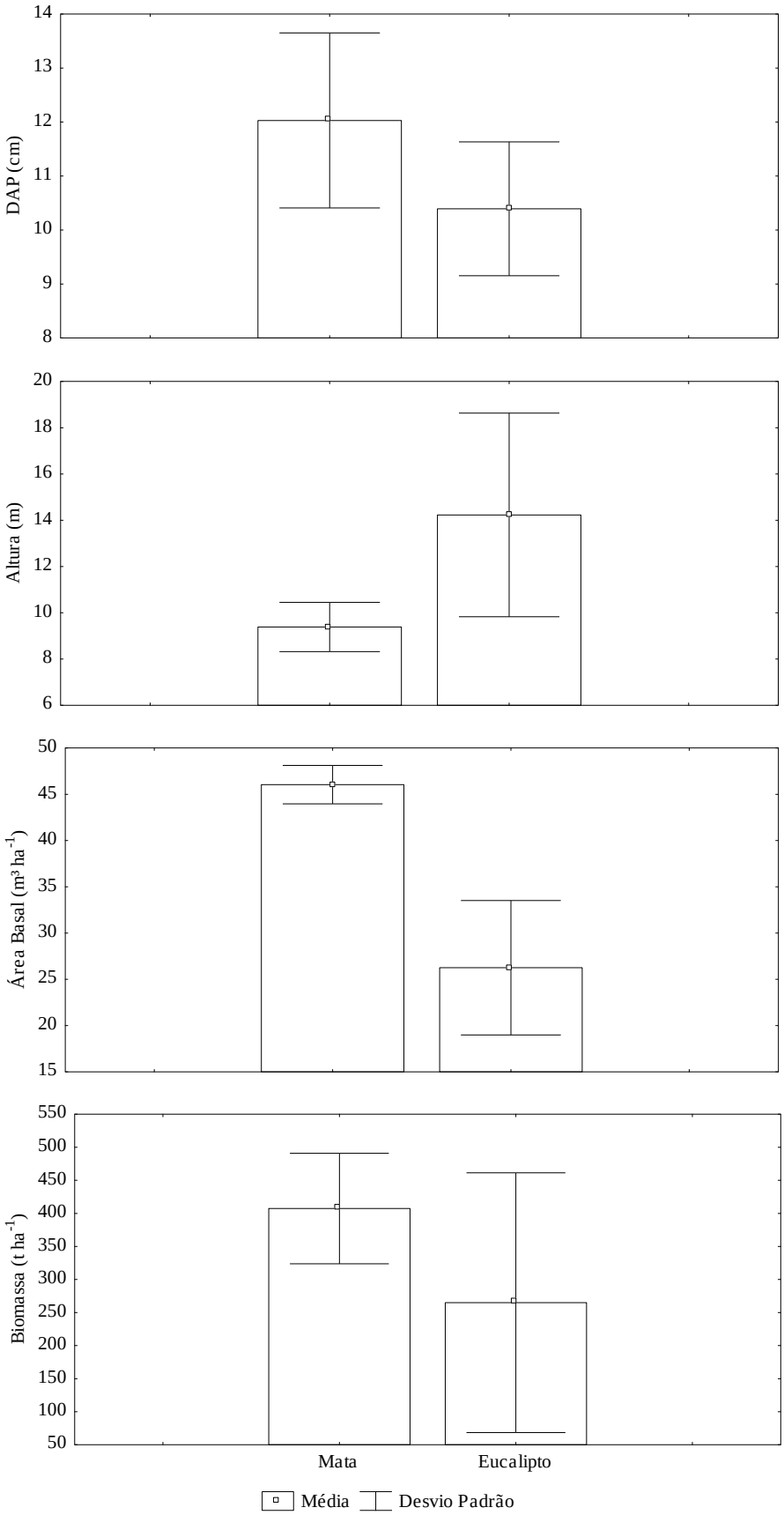


Figura - 7: Imagens aéreas das áreas de estudo no município de Bom Jardim. Foto em detalhe arquivo pessoal.

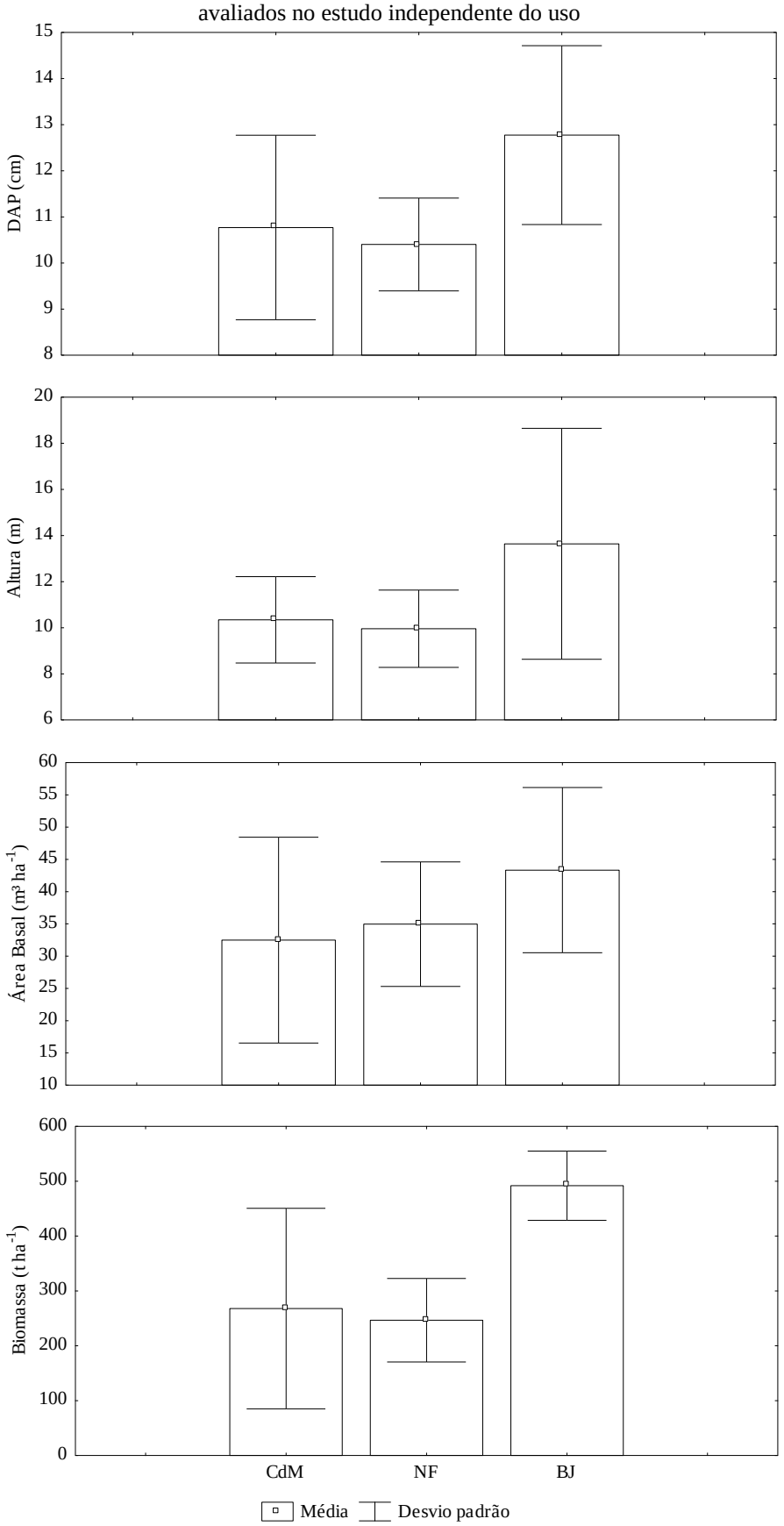
A comparação da estrutura florestal entre os usos estudados independente do gradiente climático (municípios) está apresentada no (**gráfico 1)**, outra comparação entre o gradiente climático independente dos usos está apresentada no (**gráfico** 2). Além disso, também é apresentado a seguir os atributos químico-físicos realizando as mesmas comparações. (**tabelas 6 e 7)**. Como dito anteriormente, os dados da estrutura florestal foram inventariados em cada área de estudo como parte do projeto DINARIO assim como os atributos químico-físicos do solo. (ver detalhes da parcela de estudo usada no item 5.1)

Gráfico - 1: Características da estrutura florestal dos usos avaliados no estudo independente do município (gradiente climático)



Médias obtidas de 6 repetições para cada uso com exceção do uso eucalipto que possui 5 repetições.

Gráfico - 2: Características da estrutura florestal do gradiente climático (municípios) avaliados no estudo independente do uso



Médias obtidas de 4 repetições para cada município com exceção de Bom Jardim que possui 3 repetições.

Tabela 6: Atributos químico-físicos do solo em dois diferentes usos

	Mata *(n=6)*	Eucalipto *(n =5)*
	0-5 cm	
pH	4,5 ± 0,6	4,9 ± 0,2
Ca^{2+}	3,4 ± 3,5	2,6 ± 1,3
Mg^{2+}	1,8 ± 1,0	1,6 ± 0,3
K^{+}	100,2 ± 56,0	58,7 ± 21,2
P	2,3 ± 0,9	2,8 ± 3,0
C.T.C	19,4 ± 4,2	15,5 ± 4,5
V	28,5 ± 18,7	28,7 ± 8,0
CO	40,7 ± 15,4	25,0 ± 8,2
CT	53,2 ± 18,4	31,7 ± 11,9
CI	12,5 ± 4,4	6,7 ± 5,4
Areia	447,7 ± 57,4	523,7 ± 93,0
Silte	239,0 ± 26,6	149,7 ± 34,9
Argila	313,3 ± 68,9	326,7 ± 79,7

Médias seguidas do desvio padrão (±). Parâmetros das unidades: Al, Ca, Mg, CTC ($cmol_c dm^{-3}$); P e K ($mg\ dm^{-3}$), V (%), CT, CI, CO ($g\ kg^{-1}$), pH (1:10 H_2O), Areia, Silte, Argila ($g\ kg^{-1}$). CTC = capacidade de troca catiônica.

Tabela 7: Atributos químico-físicos do solo em gradiente climático

	CdM *(n =4)*	NF *(n= 4)*	BJ *(n =3)*
		0-5 cm	
pH	4.4 ± 0.5	4.6 ± 0.4	5.1 ± 0.3
Ca^{2+}	1.6 ± 0.8	2.5 ± 1.6	4.9 ± 3.6
Mg^{2+}	1.3 ± 0.2	1.6 ± 0.8	2.3 ± 0.6
K^{+}	61.5 ± 21.5	92.8 ± 46.5	84.0 ± 66.2
P	1.8 ± 0.7	4.3 ± 3.0	1.5 ± 0.9
C.T.C	14.1 ± 3.5	20.8 ± 3.0	17.4 ± 5.3
V	22.3 ± 7.3	22.3 ± 13.5	41.3 ± 11.4
CO	24.5 ± 9.6	43.3 ± 15.5	30.8 ± 13.3
CT	32.0 ± 14.9	56.0 ± 16.2	39.2 ± 19.2
CI	7.5 ± 5.4	12.7 ± 3.5	8.5 ± 7.2
Areia	495.5 ± 107.6	431.5 ± 70.2	530.0 ± 50.4
Silte	164.5 ± 60.6	213.5 ± 34.7	205.0 ± 66.9
Argila	340.0 ± 73.0	355.0 ± 75.5	265.0 ± 37.9

Médias seguidas do desvio padrão (±). Parâmetros das unidades: Al, Ca, Mg, CTC ($cmol_c dm^{-3}$); P e K ($mg\ dm^{-3}$), V (%), CT, CI, CO ($g\ kg^{-1}$), pH (1:10 H_2O), Areia, Silte, Argila ($g\ kg^{-1}$). CTC = capacidade de troca catiônica.

5. Operacionalização da pesquisa

5.1 Delineamento experimental

Foram escolhidos três municípios com diferentes situações climáticas, como exposto previamente. Em cada município foi escolhido um total de quatro áreas de estudo; dois fragmentos de floresta (Mata) e dois plantios de eucalipto. As abreviações para designar o uso e o município, ou seja, situações climáticas que os usos se encontram, foram expostas na **(tabela 1)**.

Em cada uso (cada fragmento de floresta ou plantio de eucalipto) foi estabelecida uma parcela de 20 x 20 m, totalizando uma área de 400 m² (**figura 8)**. Esta foi estabelecida no centro de cada fragmento florestal ou do plantio de eucalipto. Dentro de cada parcela foram avaliadas todas variáveis estudadas. Na **figura 8** está apresentada a disposição espacialmente dos pontos de amostragem e de coleta realizados no estudo, que serão descritas adiante.

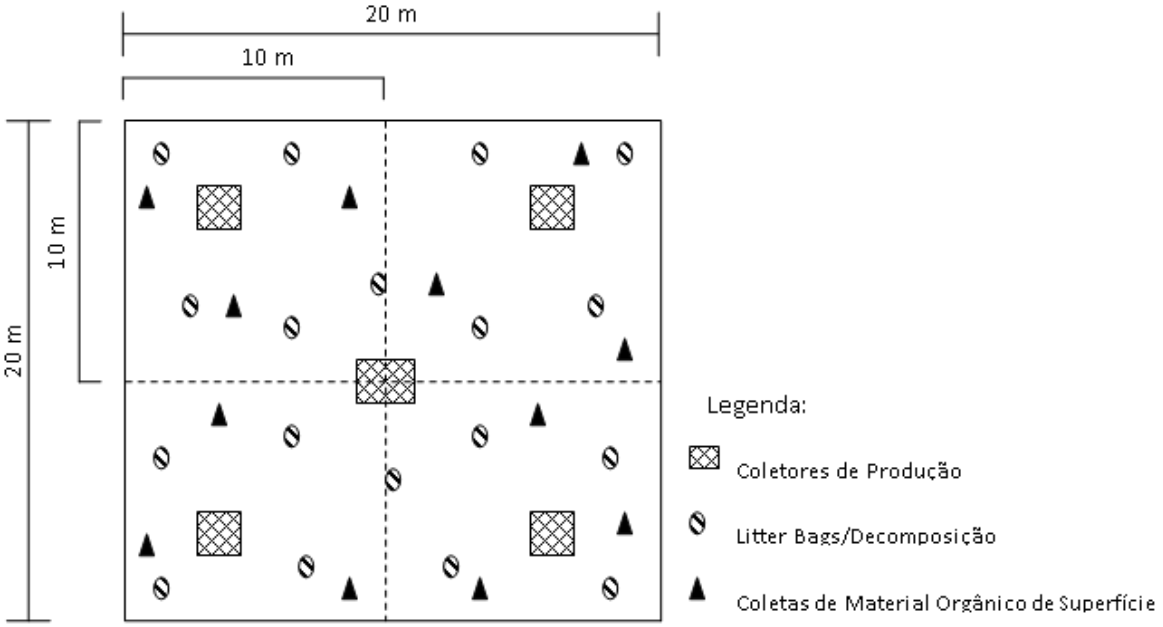


Figura - 8: Ilustração da parcela experimental usada nos estudos de produção do material decíduo, decomposição da serapilheira e do material orgânico de superfície (Formas de Humus)

5.2 Produção do material decíduo

Foi alocado, para avaliação da produção do material decíduo, um total de cinco coletores dentro de cada parcela (**figura 8)**. O coletor consiste em um quadrado com 0,5 x 0,5 m de lado, totalizando 0,25m^2 de área e distando 15 cm de altura em relação ao solo, conforme mostra a **foto 1**.

Foto - 1: Coletor de produção do material decíduo

Todos os coletores foram instalados previamente no mês de Setembro de 2011. No mês de Outubro de 2011, precisamente no dia 11, foi feita uma visita em todas as áreas do estudo, e foram limpos todos coletores para então dar inicio ao estudo. Assim sendo, a cada 30 dias, a partir do dia 11 de Outubro de 2011 se visitava as áreas e coletava-se todo o material retido nos coletores. Desta maneira, o primeiro mês de coleta foi Novembro de 2011 e o último mês foi Outubro de 2012, completando então 1 ano de coleta.

Todo material retido nos coletores foram colocados em sacos de papel e levados aos laboratórios da Embrapa – Solos onde eram secos em estufa de ar forçado a 55° C por 48 horas. Em seguida, todo material de cada mês dos 5 coletores foram separados em: folhas e outros tecidos (galhos, ramos, flores, frutos e casca). Posteriormente, as folhas foram todas moídas e uma alíquota aleatória foi retirada. Por fim, as alíquotas mensais moídas representativas das estações de verão e inverno foram agrupados (misturados), mantendo as 5 repetições, e enviadas para análise química de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) de acordo com Embrapa (1997) nos laboratórios da Embrapa-solos.

5.3 Formas de humus

O material orgânico de superfície ou serapilheira, como comumente é chamado, compreende todo material orgânico sobreposto ao solo mineral e pode ser avaliado de diferentes formas. Para determinar a quantidade da serapilheira depositada, utilizamos um coletor de estrutura metálica com 0,25 x 0,25m de lado e com 0,0625m^2 de área, (**foto 2).**

Foto - 2: Coletor de serapilheira usado para a coleta das formas de humus

Foi coletado um total de nove pontos aleatórios, dentro da parcela útil, de forma espacial que cobrisse toda a parcela. A coleta do material orgânico de superfície foi realizada na estação chuvosa, mas precisamente no mês de março de 2012, entre os dias 13 e 16.

Na época da coleta, foi coletado todo material orgânico de superfície até que se atingisse o solo mineral propriamente dito. As amostras eram ensacadas em sacos de papel, levadas para o laboratório e secas em estufa de ar forçado a 55° C por 48 horas. Em seguida as amostras foram triadas em diferentes tipos de camadas que fazem alusão ao estágio de decomposição a que se encontra no solo, segundo a metodologia adaptada das Formas de Humus de Zanella et. al. (2011a) (**foto 3)**.

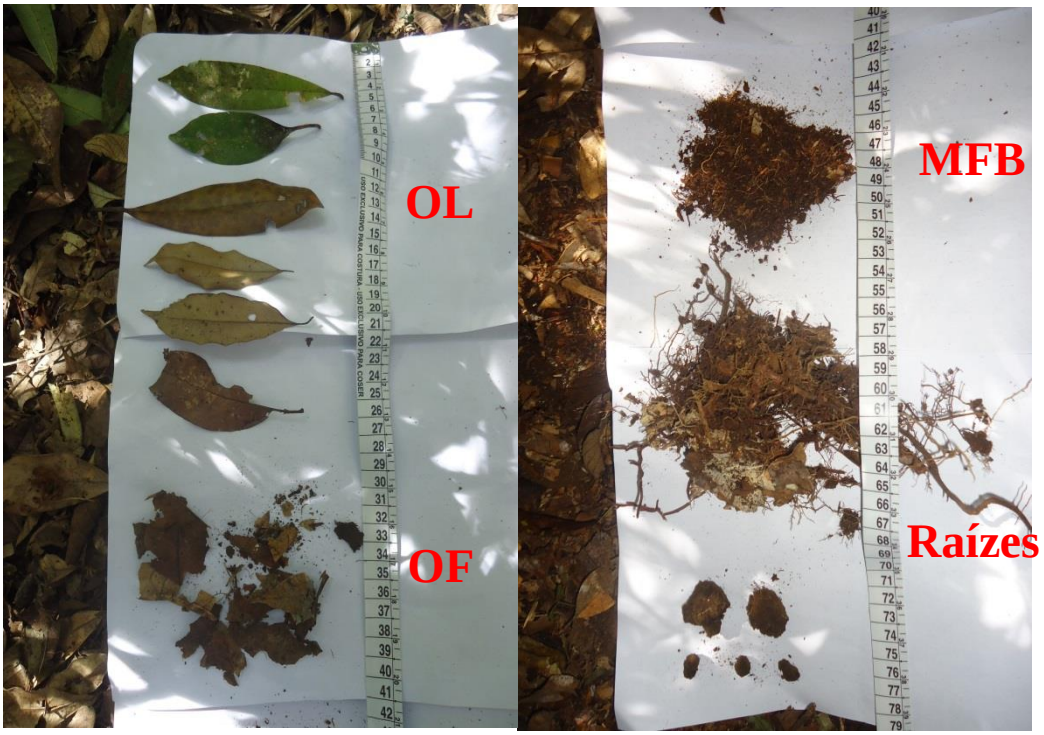


Foto - 3: Separação das formas de humus segundo Zanella, et. al (2011) adaptado.

Desta maneira as camadas foram separadas e quantificadas da seguinte forma: Camada OL: folhas inteiras sem sinais visíveis de fermentação e fragmentação onde a maior parte do material de origem pode ser reconhecido; Camada OF: material fermentado e fragmentado, parcialmente decomposto onde nenhuma parte do material original pode ser reconhecida; Camada MFB: camada relativa ao material fino bruto (MFB), corresponde a todo o material < 2mm; Galhos: compreende todo e qualquer material lenhoso que ficou alocado dentro do coletor de 0,25 x 0,25 m; Raízes da serapilheira: corresponde a toda massa de raízes finas que está localizada entremeada no pacote de serapilheira e fracamente ligada ao solo mineral. Após a triagem o material foi pesado.

5.4 Amostragem e análise de solo

5.4.1 Atributos químicos

Subsequente à amostragem da serapilheira, ainda dentro da área de influencia do coletor de estrutura metálica, foi coletado, em duas profundidades, 0-5 e 5-10 cm, nove amostras de solo com auxílio de um anel de Kopec, (**foto 4)**. As nove amostras foram misturadas em recipiente limpo para formarem uma amostra composta. A amostra composta foi devidamente ensacada e levada para o laboratório para a caracterização da fertilidade e granulometria de acordo com Embrapa (1992). Foram determinados os cátions trocáveis: Ca^{+2}, Mg^{+2} e Al^{+3} extraídos por KCl 1M; P, Na e K disponíveis, extraídos por Mehlich 1 – 0,05 mol L^{-1} em HCl em 0,0125 mol L^{-1} H_2SO_4 e pH (solo:água, 1:10); acidez potencial: H+Al extraído com acetato de cálcio 1 N (pH 7), titulado com NaOH 0,0125 N (Embrapa, 1992). Foi usado um aparelho de Plasma para determinação de Ca^{+2}, Mg^{+2} e Al^{+}, emissão de chama para K e Na e fotocolometria para P. O carbono total (CT) foi determinados pelo analisador de carbono TOC (Total Organic Carbon), o carbono orgânico (CO) pelo método de digestão via úmida (Walkley e Black, 1934) e a fração inerte do carbono CI foi estimado pela diferença entre CT e CO.

Foto - 4: Amostragem de solo feita em trincheira com auxílio de anel de Kopec

5.4.2 Densidade e estoque do solo

Além das amostragens de solo foi realizada na parcela útil de cada fragmento 3 amostragens, também em duas profundidades (0-5 e 5-10 cm), com anéis de Kopec para analisar a densidade do solo. Foram utilizados anéis com as seguintes dimensões: 5,2 cm de altura e 4,8cm de raio, totalizando um volume de 78,37cm³. As 3 amostras foram ensacadas individualmente, levadas a laboratório, secas a 105°C e pesadas. Os dados de densidade do solo foram utilizados para calcular os estoques de carbono nas profundidades do solo.

5.4.3 Massa de raízes finas

Após as amostras para densidade e estoque terem sido secas e pesadas, as amostras foram peneiradas (1mm) com o intuito de separar a massa de raízes finas do solo. Desta maneira, foi separadas todas as raízes finas que ficaram retidas na peneira de 1 mm, ou seja, separamos as raízes finas >1mm existentes no volume do anel de Kopec (78,37cm³).

5.5 Decomposição de folhas

Para os estudos de decomposição foi empregada a metodologia dos *litter bags* (Anderson e Ingram, 1989). Foram coletadas folhas recém-caídas do piso florestal de cada fragmento. Após a determinação da umidade foram pesados 5g de folhas e acondicionadas em cada *litter bags* (confeccionados com tela de náilon com 2mm de porosidade). Dezoito *litter* bags foram espalhados no solo do piso florestal, **foto 5,** de cada fragmento dispostos na parcela conforme **figura 8**, e foram coletados aleatoriamente 3 *litter bags* a cada intervalo de 7, 15, 30, 60, 120, 240 dias para mensurações de perda de massa.

Após a mensuração da massa seca remanescente, a fim de, estimar o conteúdo de cinzas, necessário para a correção da matéria inorgânica existente nos *litter bags*. Todo o material dos *litter bags* foi moído separadamente e 1 grama (g) foi colocado em cadinho de porcelana (previamente pesados em balança com precisão de 0,01mg), em seguida incinerados em forno mufla a 500ºC por 4 horas e após estes foram novamente pesados.

Foto - 5: : Litter Bags dispostos no piso florestal para as médias de decomposição

Com os valores de perda de massa ao longo do período do estudo e corrigido os teores de cinzas, foi feita a estimativa da constante de decomposição *k*, conforme Graça et. al (2005), usando o modelo exponencial abaixo:

$$X_t = X_0 \,.\, e^{-kt},$$

onde X_t é o peso do material seco remanescente após t dias e X_o o peso do material seco originalmente colocado nos sacos no tempo zero (t=0). O coeficiente desse modelo exponencial, bem como as curvas que caracterizam a perda de peso (decomposição) de cada resíduo foi confeccionado com o auxílio do programa SigmaPlot. O tempo de meia-vida ($t^{1/2}$) desse resíduo será calculado também conforme Graça et.al (2005), por meio da equação:

$$t^{1/2} = \ln(2)/k,$$

onde *k* é a constante de decomposição estimada para os resíduos.

5.7 Apresentação dos dados e estatística

Os dados são apresentados na forma de médias, com seus respectivos desvios padrão, ora na forma de tabelas, ora gráficos, usando o software STATISTICA (Statsoft, 2001). Os dados de produção do material decíduo, assim como os dados de formas de humus foram extrapolados para Mg ha^{-1}.

Existem varias técnicas multivariadas atualmente bem difundidas, entretanto, podemos separar as técnicas multivariadas em dois grandes grupos. No primeiro as analises são realizadas considerando apenas as variáveis respostas, variáveis estas que compreendem as medidas e mensurações de espécies e/ou características físico-químicas dos locais estudados (Melo e Hepp, 2008). Para esse tipo de analise incluem as técnicas de ordenação e classificação (e.g. analise de componentes principais (PCA), escalonamento multidimensional não métrico (NMS) e análise de grupamentos). O objetivo desta analise é procurar uma ordenação/classificação, ou seja, semelhança entre as amostras baseada nas variáveis de resposta.

Já o segundo grupo de análises multivariadas incluem técnicas de consideram também as variáveis explanatórias, variáveis estas que compreendem variáveis ambientais do local de estudo, que podem ser tanto quantitativas como qualitativas (Melo e Hepp, 2008). Para esse tipo de analise incluem-se as técnicas de analise de correspondência canônica (CCA), analise de variância multivariada (MANOVA) e teste Mantel.

Para este estudo utilizaremos a técnica de ordenação conhecida como Escalonamento multidimensional não métrico ou Non-metric multidimensional scaling (NMS) (Kruskal, 1964) em inglês como comumente é visto. O NMS, diferente das outras técnicas multivariadas, não é obtido através de formulas matemáticas, mas sim por tentativa-e-erro que tem por finalidade apresentar um gráfico no qual objetos diferentes são apresentados com distancias diferentes num gráfico de dimensões.

O fundamental para realizar uma analise de NMS é construir uma matriz de distancia entre os sítios estudados usando as informações das variáveis de resposta de cada sítio. Para tal, podemos utilizar diferentes distâncias de mensuração, para mais informações sobre distancias usadas nas analises multivariadas (Wolda, 1981, Valentin, 1995, Legendre e Legendre, 1998, Ellison e Gotelli, 2004). Após a escolha apropriada da distancia a ser utilizadas para os dados, calculamos a distância entre todos os pares possíveis de amostras. As diferenças calculadas são organizadas em uma matriz triangular, onde as células representam a distancia entre X_1; Y_1, (onde X; Y são amostras de um sitio). A matriz é chamada de triangular, pois, a sua diagonal é composta apenas por zeros, uma vez que representa a distancia de uma amostra para ela

própria. Além disso, os valores acima da diagonal repetem os valores abaixo da diagonal, pois, a distancia de X - Y é a mesma que Y - X.

A finalidade da ordenação MNS é projetar em um numero de dimensões escolhidas, geralmente 2 ou 3 dimensões, as distâncias da matriz triangular. Se duas amostras tinham um valor baixo de distância espera-se que estas amostras estejam posicionadas próximas uma da outra no diagrama, o inverso também é valido. É evidente que a distancia no diagrama não é idêntica à distância original entre as amostras, entretanto, apesar de perdermos determinada informação, ganhamos em compreensão gráfica entre os objetos em questão.

Na ordenação de NMS, para se ter uma noção de quanto a distância no diagrama é diferente da distância original, é medido o chamado *stress* (STandardized Residual Sum of Squares) (Gotelli e Ellison, 2011). Desta maneira, um baixo valor de *stress* significa que as distâncias no diagrama refletem bem as distâncias reais.

Como podemos perceber não existe uma fórmula matemática para a ordenação NMS, o método funciona de forma simplista, construindo o diagrama e medindo o *stress*. Repetindo o procedimento até se obter o menor *stress.*

Usando um exemplo didático, imaginemos uma sala de aula com algumas cadeiras. Dentro desta sala existem 3 pessoas, cada uma dessas pessoas representa um local de estudo (população, tratamento, uso entre outros). Cada pessoa dentro desta sala segura em sua mão um elástico com um determinado tamanho, esse elástico está representando aqui uma variável. Desta maneira, se estivermos analisando, por exemplo, 5 variáveis cada pessoa então segurará 5 elásticos de tamanhos diferentes para cada outra pessoa que houver na sala.

Imaginemos agora que para que possamos obter o menor *stress* dos elásticos, ou seja, que os elásticos não fiquem nem muito esticado nem muito frouxo. Precisamos mover as pessoas na sala e medir o *stress*, movemos as pessoas mais outra vez e medimos novamente, fazemos isso até achar uma configuração que tenhamos o menor *stress.* Podemos mover as pessoas na sala apenas no limite da superfície do chão, isso seria em 2 dimensões ou podemos fazer as pessoas, além de se moverem pelo chão da sala, também subir nas cadeiras, assim teríamos 3 dimensões.

A interpretação do NMS consiste em verificar num diagrama, no exemplo dado, a sala de aula, a semelhança entre os sítios que são indicados pela proximidade espacial ao longo dos eixos da ordenação.

Como explicado acima, utilizamos então a técnica de NMS para ordenar os sítios estudados. Ao longo do texto foram indicadas quais as variáveis utilizamos nas respectivas ordenações.

Para ordenar os dados usamos a distancia Sorensen (também conhecida como Czekanowski ou Bray-Curtis), essa distância é de uso frequente pelos ecólogos e também está disponível em vários pacotes estatísticos. Ela varia entre 0 (similaridade) e 1 (dissimilaridade). Foi inicialmente desenvolvida para dados de presença e ausência (Bray e Curtis, 1957), mas funciona igualmente bem para dados quantitativos (Valentin, 1995). Dados extremos influenciam muito pouco no seu valor e se comparada à distância Euclidiana, a Sorensen (Bray-Curtis) mantém a sensibilidade em mais conjuntos de dados heterogêneos e dá menos peso a outliers (Mccune e Grace, 2002).

Seu cálculo é baseado nas diferenças absolutas e nas somas das abundâncias de cada espécie (a) nas duas amostras:

$$D_{ih} = \frac{\sum_{j=1}^{p} \left| a_{ij} - a_{hj} \right|}{\sum_{j=1}^{p} a_{ij} + \sum_{hj}^{p} a_{hj}}$$

onde *p* não os atributos dos objetos.

A ordenação NMS foi realizada com uma configuração inicial aleatória. A estrutura da matriz foi avaliada usando 250 análises com os dados reais e comparada com o teste de Monte Carlo (Mccune e Grace, 2002) com 250 análises com a matriz randomizada nas colunas. Foi utilizado para as análises um critério de estabilidade 0,00001 e stress mínimo de 15. As analises foram realizadas com o auxilio do pacote estatístico PC-ORD (Mccune e Mefford, 1999).

Para verificar a existência de diferença significativa entre os grupos arranjados no espaço pela ordenação (NMS), foi conduzida a análise de Multi Response Permutation Procedure (MRPP) que testa a hipótese de que não existe diferença

significativa entre dois ou mais grupos de entidades (Biondini, Bonham et al., 1985). O MRPP consiste em um teste de comparação de médias para análises multivariadas. Para a comparação dos grupos foi usado o critério de 5% de significância.

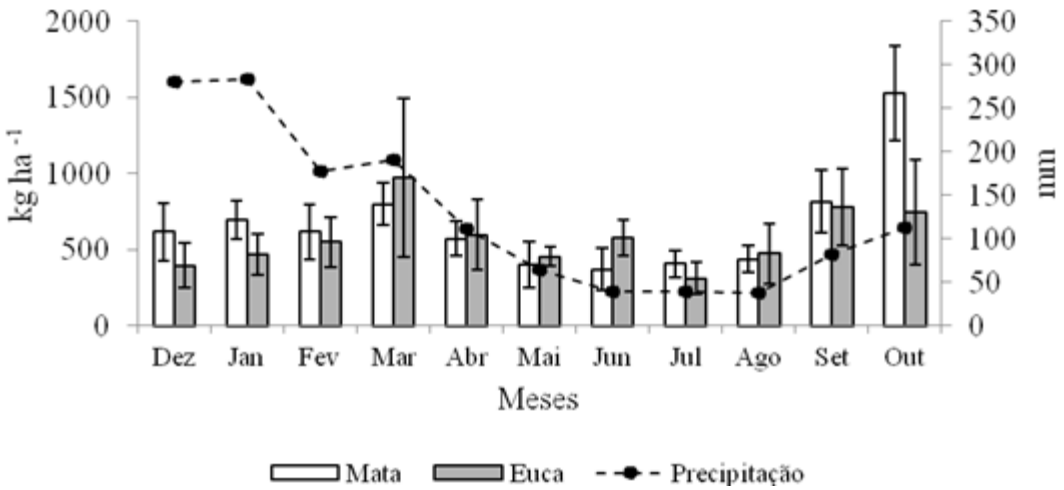
6. Resultados

6.1 Produção do material decíduo (folhas)

6.1.1Influência dos sistemas (floresta e eucalipto) no fluxo de nutrientes e matéria

A produção mensal do material decíduo (folhas) tanto da mata quanto do eucalipto durante o ano exibe uma tendência menor de produção de folhas nos meses de inverno, principalmente nos meses de Junho, Julho e Agosto. Que foi acompanhado pela média de precipitação dos 3 municípios estudados. No verão a mata produz mais material decíduo (folhas) em comparação ao eucalipto, 1,9 e 1,4 Mg ha^{-1}, respectivamente. Em contraste, no inverno o eucalipto não altera a produção 1,4 Mg ha^{-1}, enquanto que a mata produz apenas 1,2 Mg ha^{-1} (**gráfico 3)**. Os dados mostram que quando se calcula o total no ano a mata apresenta uma produção 12% maior de folhas em relação ao eucalipto, 7,2 e 6,3 Mg ha^{-1}, respectivamente (tabela 8).

Gráfico - 3: Produção mensal de material decíduo (folhas) nos usos estudados



Precipitação obtida da média mensal dos 3 municípios estudados. Produção de material decíduo obtido da média de 5 coletores de produção no período de 1 mês. Barras correspondem ao desvio padrão

Tabela 8: Produção anual total de material decíduo (folhas) e conteúdo de nutrientes contidos nas folhas nos dois usos estudados.

	Material decíduo (Folhas)	K	N	Ca	Mg	P
	Mg ha^{-1} ano^{-1}	---------- kg ha^{-1} ----------				
Mata (*n=6*)	7,2 ± 0,8	24,9 ± 11,1	112,0 ± 25,9	47,7 ± 22,6	17,5 ± 5,1	3,8 ± 1,2
Eucalipto (*n=5*)	6,3 ± 2,2	20,9 ± 9,9	52,7 ± 15,7	42,9 ± 17,5	10,3 ± 3,7	2,4 ± 1,0

Médias seguidas de desvio padrão (±). Médias obtidas da produção total de cada uso independente do município.

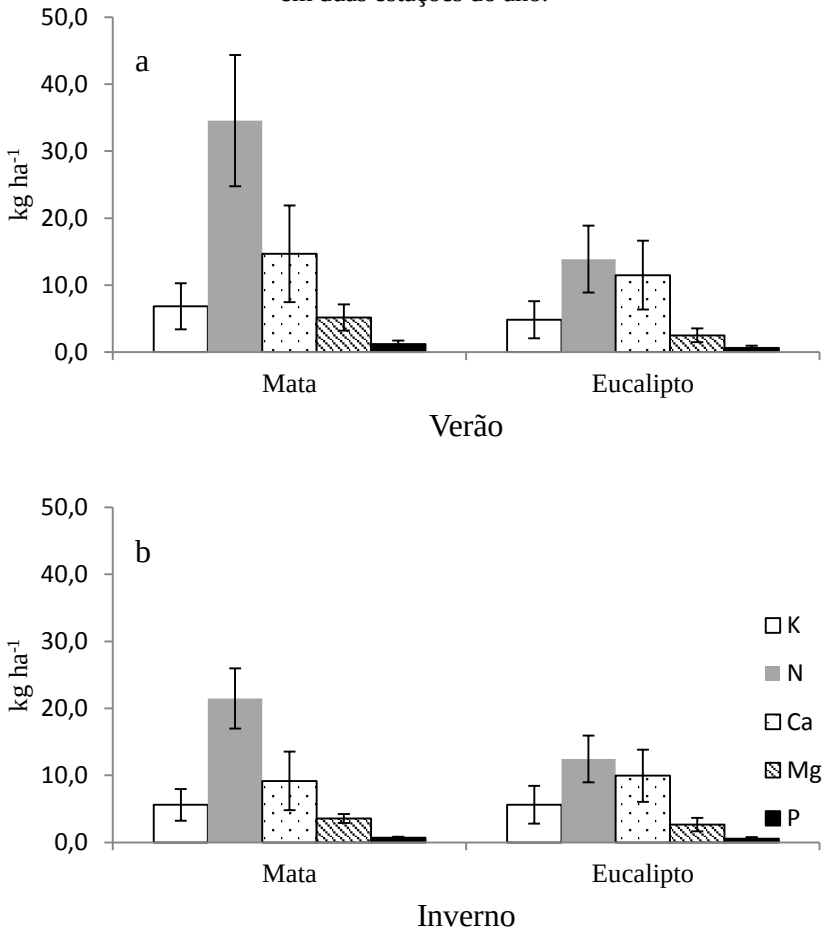
Apesar da produção de material decíduo (folhas) da mata ter sido apenas 12 % maior em relação ao eucalipto, a mata apresenta um fluxo de retorno para o piso florestal de N de 112 kg ha^{-1} enquanto que o eucalipto retorna ao piso florestal em forma de serapilheira apenas 52,7 kg ha^{-1}. Uma ciclagem 52 % maior em comparação com o eucalipto, evidenciando que a mata cicla pelo menos o dobro de N em relação ao eucalipto (**tabela 8).**

O conteúdo de K da mata também foi maior em relação ao eucalipto, a mata retornou ao piso florestal 16% a mais de K em comparação ao mesmo. Assim como o conteúdo de Ca que foi 10 % maior na mata. Com relação aos conteúdos de Mg e P a floresta também apresentou uma ciclagem expressiva, 41 e 36% em comparação com o plantio de eucalipto. A mata apresentou, em relação à produção anual de material decíduo, o maior conteúdo para todos os nutrientes avaliados em comparação ao eucalipto mostrando um retorno de nutrientes expressivo (**tabela 8).**

A ciclagem de nutrientes e matéria orgânica no sistema florestal da mata é expressivamente maior em relação ao eucalipto. Apesar dos plantios de eucalipto também serem sistemas florestais a diversidade de espécies encontradas na mata, o que inclui espécies fixadoras de nitrogênio, parece contribuir para uma ciclagem mais efetiva em comparação aos plantios de eucalipto.

Os conteúdos de nutrientes do verão também foram comparados com o inverno nos dois usos. A floresta apresenta no verão uma ciclagem de nutrientes maior em relação ao inverno para todos os nutrientes avaliados, como também, a produção de folhas do verão da mata é 36% maior do que no inverno (**gráfico 4ab**).

Gráfico - 4: Conteúdo de nutrientes avaliados nas folhas dos dois usos estudados em duas estações do ano.



Médias calculadas considerando os meses do inverno e verão, conservando os 5 coletores de produção. Mata *n=6*; eucalipto *n=5*. Barras correspondem a desvio padrão

Em contraste, o uso eucalipto apresenta um padrão difuso, pois para os nutrientes K e Mg na estação de inverno apresenta maiores conteúdos em comparação ao verão, mesmo tendo a produção de folhas igual nas duas estações (**gráfico 4ab**).

A maior diferença de conteúdo de nutriente entre os dois usos continua sendo o N para o verão. A mata apresenta um conteúdo de 34,5 kg ha^{-1} enquanto que o eucalipto

acumula apenas 13,9 kg ha^{-1}. O conteúdo de K da mata é de 6,8 kg ha^{-1} enquanto que o eucalipto acumula apenas 4,8 kg ha^{-1} para o verão. Ainda para o verão o Ca também é maior na mata em relação ao eucalipto 14,7 e 11,5 kg ha^{-1}, respectivamente (**gráfico 4a**).

Os conteúdos dos nutrientes no inverno apresentam uma tendência um pouco diferente do que o verão entre os dois usos. O K que no verão é maior na mata, no inverno não apresenta diferença entre os usos 5,6 kg ha^{-1}. Em contraste, o Ca na estação do verão é maior no eucalipto 9,9 kg ha^{-1} enquanto que na mata o conteúdo de Ca é de 9,2 kg ha^{-1} (**gráfico 4b**)

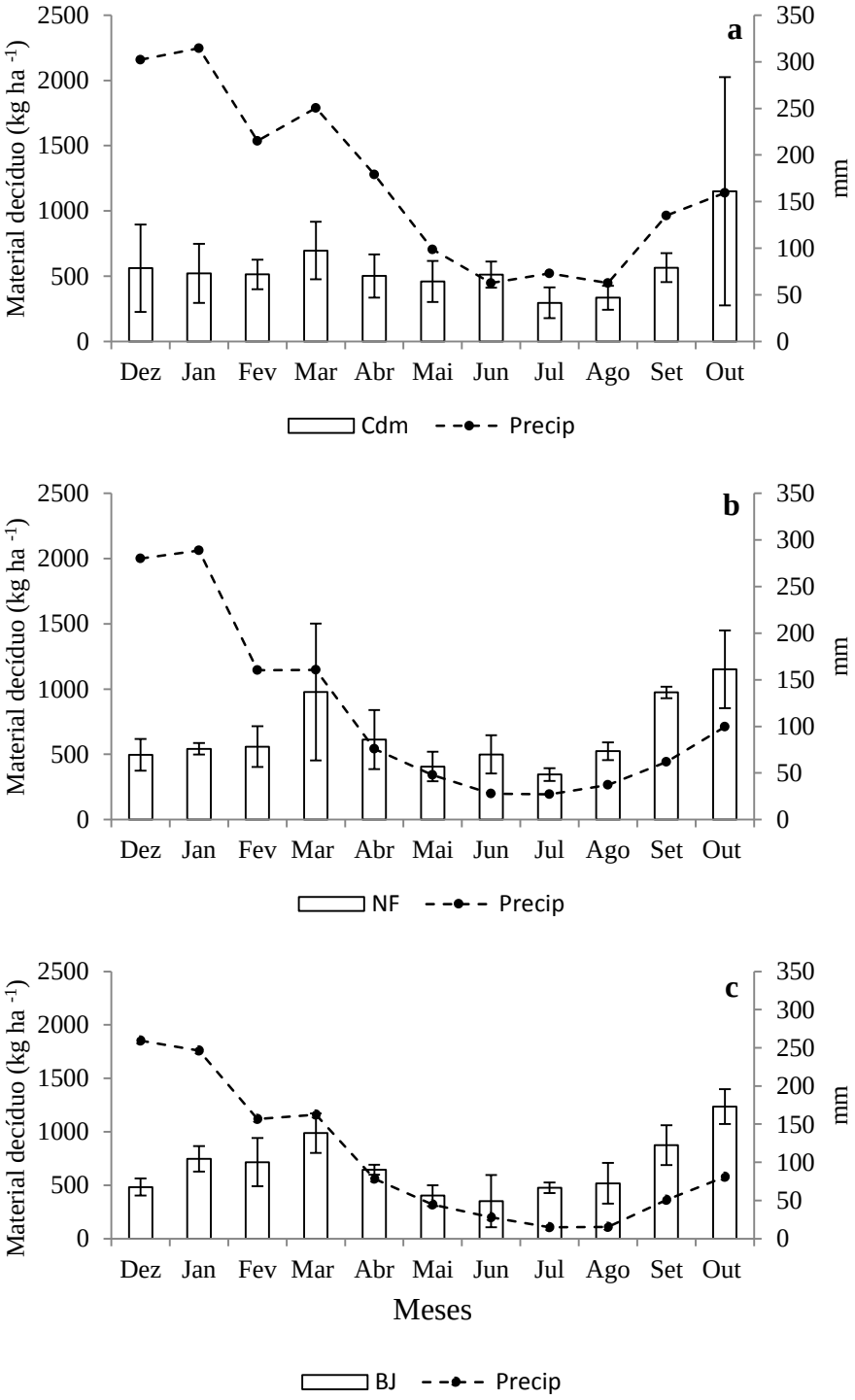
Uma relativa ciclagem de nutrientes maior na mata é evidenciada nas duas estações do ano em comparação com o eucalipto. Os plantios de eucalipto não são tão influenciados pelas estações do ano, no que tange a ciclagem de nutrientes, mantendo um fluxo de nutrientes constante durante todo o ano. Essa constância pode ser explicada por uma boa eficiência na utilização do recurso hídrico pelo eucalipto, permitindo que não seja afetado pelos períodos de seca. Outra evidencia pode estar relacionada com a arquitetura das raízes do eucalipto, estas podem ser mais eficientes em buscar água em profundidade.

6.1.2 Controle do gradiente climático (municípios) no fluxo de nutrientes e matéria.

A produção de material decíduo ao longo no gradiente de clima (municípios) também foi avaliada. Os dados mostram que a produção dos municípios de NF e BJ acompanhou a queda da precipitação no ano, contudo, essa tendência foi positiva. Ou seja, nos meses que exibiram uma menor precipitação também exibiram uma menor produção de material decíduo. Em contraste, os municípios de NF e BJ apresentam maior produção de material decíduo nos meses de verão (**gráfico 5bc**).

No município de CdM a produção de material decíduo, não acompanhou, pelo menos claramente, a precipitação. A produção de folhas do material decíduo neste município se manteve praticamente constante durante o ano em comparação com os outros dois municípios estudados (**gráfico 5a**).

Gráfico - 5: Produção mensal do material decíduo em cada município estudado



Precipitação obtida de normal climatológica série 1982-2012. Total mensal do material decíduo obtido da média de 5 coletores. Barras correspondem a desvio padrão.

O mês de outubro é o mês que mais produz material decíduo (folhas) em todos os municípios, apresentando uma produção sempre maior que 1000 kg ha^{-1}. Em seguida, o mês de março também apresenta alta produção em todos os municípios estudados, sendo sempre maior que 500 kg ha^{-1}. No período com a menor precipitação no ano, meses de junho e julho, a produção não ultrapassa os 550 kg ha^{-1} mensais, é uma das menores taxas de produção do ano (**gráfico 5a**).

O conteúdo de nutrientes aumenta no gradiente climático, na seguinte ordem: CdM < NF < BJ, a exceção são os nutrientes N e Mg. Como também, a produção de material decíduo aumenta no gradiente de clima na mesma sequência, 6,1; 7,1 e 7,4 Mg ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente CdM, NF e BJ. A maior ciclagem de nutrientes ocorre no município de BJ, este apresenta os maiores conteúdos de nutrientes (**tabela 9**).

Tabela 9: Produção anual total de material decíduo (folhas) e conteúdo de nutrientes contidos nas folhas nos gradientes climáticos

	Material decíduo (Folhas)	K	N	Ca	Mg	P
	Mg ha^{-1} ano^{-1}	---------- kg ha^{-1} ----------				
CdM (*n=4)*	6,1 ± 2,2	16,1 ± 8,6	79,9 ± 47,8	34,7 ± 10,2	14,2 ± 8,8	2,7 ± 1,5
NF (*n=4)*	7,1 ± 1,3	22,9 ± 8,3	78,6 ± 28,6	45,2 ± 18,7	12,2 ± 3,6	3,0 ± 0,6
BJ (*n=3)*	7,4 ± 0,8	32,7 ± 8,5	100,5 ± 42,7	60,3 ± 26,0	17,0 ± 2,9	4,0 ± 1,7

Médias seguidas de desvio padrão (±). Médias obtidas da produção total de cada uso independente do município.

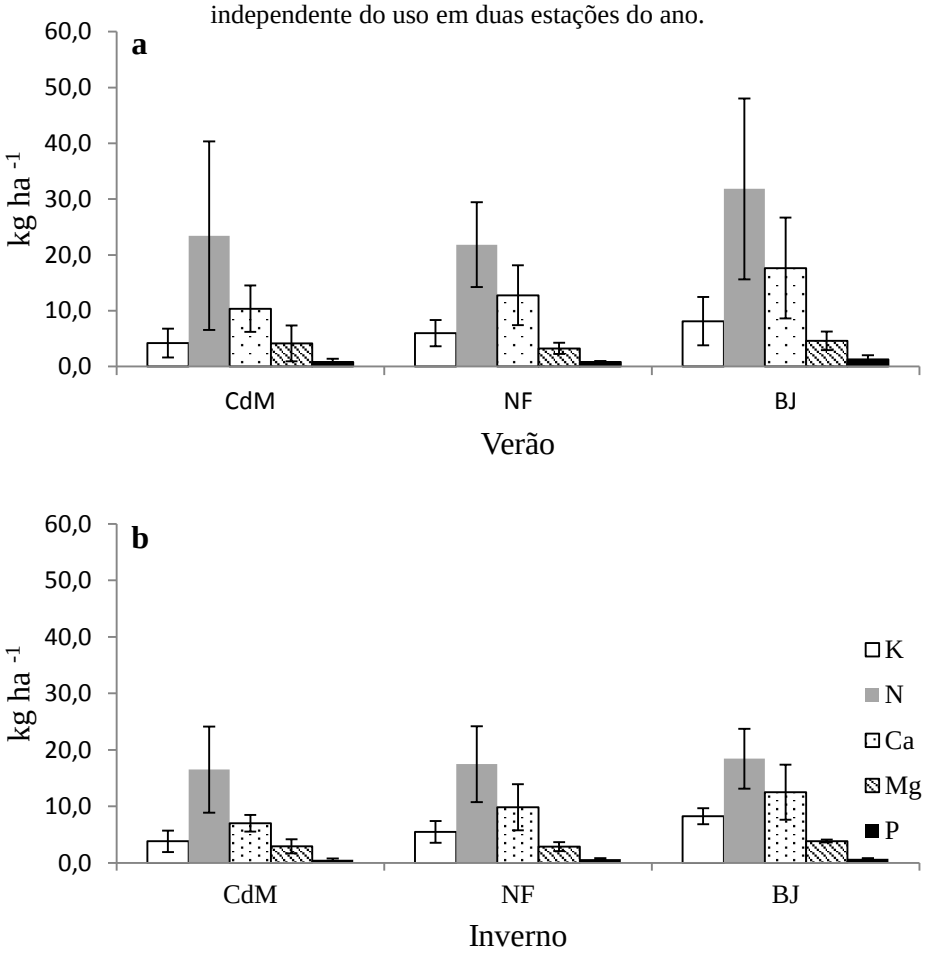
As quantidades do fluxo de retorno de nutrientes no verão não maiores do que no inverno. No gradiente de clima estudado, todos os municípios apresentaram uma ciclagem maior no verão em comparação com o inverno. A estação do verão exibiu uma ciclagem pelo menos 30 % maior do que o inverno, contudo, essa ciclagem também foi acompanhada por uma produção de material decíduo (folhas) 30 % maior no verão (**gráfico 6ab**).

No verão, o município de BJ foi o que apresentou o maior retorno dos nutrientes avaliados ao piso florestal (**gráfico 6a**), contudo, novamente essa ciclagem foi acompanhada por alta produção de material decíduo entre todos os municípios, BJ 1,9; NF 1,6 e CdM 1.6 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Os municípios de CdM e NF apresentaram a mesma

produção de material decíduo para a estação do verão, e consecutivamente exibiram conteúdos similares de nutrientes depositados via queda de folhas (**gráfico 6a**).

No inverno a diferença no conteúdo dos nutrientes entre os municípios estudados é menor (**gráfico 6a**). O município de BJ não exibe a mesma quantidade de nutrientes nas folhas que exibiu no verão, e em relação aos outros municípios (CdM e NF) o conteúdo de nutrientes é similar. As maiores diferenças entre os municípios, no que tange aos conteúdos de nutrientes, são evidenciadas no verão, essa é a estação que também produz mais folhas.

Gráfico - 6: Conteúdo de nutrientes avaliados nas folhas no gradiente climático independente do uso em duas estações do ano.



Médias calculadas considerando os meses do inverno e verão, conservando os 5 coletores de produção. CdM (*n=4)*; NF (*n=4*) e BJ (*n=3*. Barras correspondem a desvio padrão

6.2 Decomposição do material foliar

6.2.1Influência da mudança do uso (floresta e eucalipto) no processo de decomposição

O monitoramento das folhas inseridas nos litter bags entre a mata e o eucalipto mostrou que no período de 240 dias estudado, o eucalipto apresentou uma decomposição das folhas nos litter bags mais rápida em comparação a mata (**gráfico 7**).

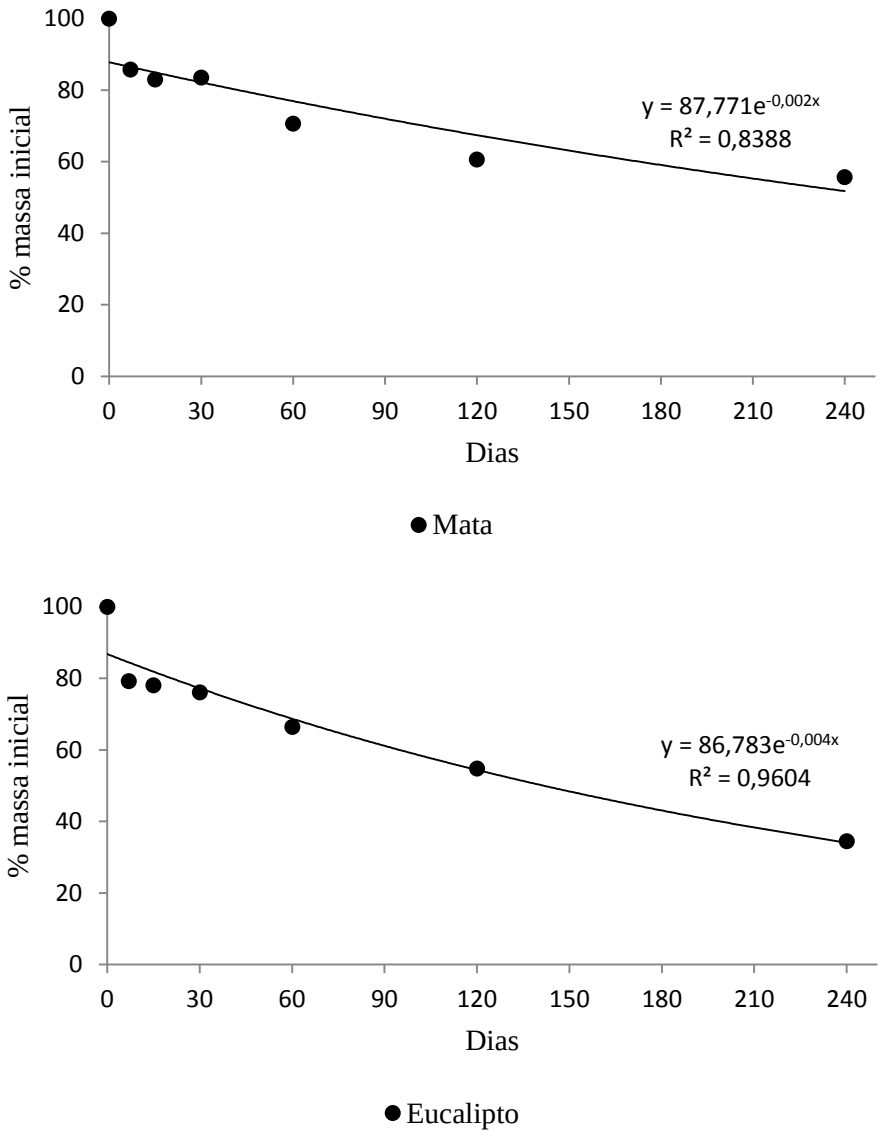
O eucalipto apresentou o melhor ajuste no modelo exponencial utilizado r^2= 0,96 em comparação a mata, que teve um r^2 =0,83. Nos primeiros 30 dias após a disposição dos litter bags no piso florestal, a mata e o eucalipto perderam um montante de 17 e 24 % da massa inicial colocada no litter bags, uma diferença de 7 % (**gráfico 7**).

Em 60 dias após o inicio da decomposição a mata acumulou perda de 30 % da sua massa inicial, enquanto o eucalipto acumulou perda de 34% da massa inicial, fazendo com que a diferença entre os usos, no que tange a decomposição se estreitasse para uma diferença de apenas 4% em relação aos valores de 30 dias de decomposição (**gráfico 7**).

Os valores de massa remanescente em 120 dias após o inicio do experimento, mostra que os dois usos apresentam uma decomposição próxima da metade da sua massa inicial. A mata acumula uma perda de 40% da sua massa, enquanto o eucalipto conta com uma perda acumulada de 46% da sua massa original. Mantendo uma diferença de perda de massa ainda menor do que 10% entre os dois usos (**gráfico 7**).

Somente após 240 dias do inicio do processo de decomposição os dois usos acumulam uma perda de metade da sua massa inicial. A mata apresenta uma perda de massa acumulada de 55% em relação à massa inicial colocada dentro dos litter bags. Enquanto, que o eucalipto apresenta uma massa remanescente de 66 %, sendo a primeira vez que os dois usos exibem uma diferença maior do que 10% em perda de massa inicial (**gráfico 7**).

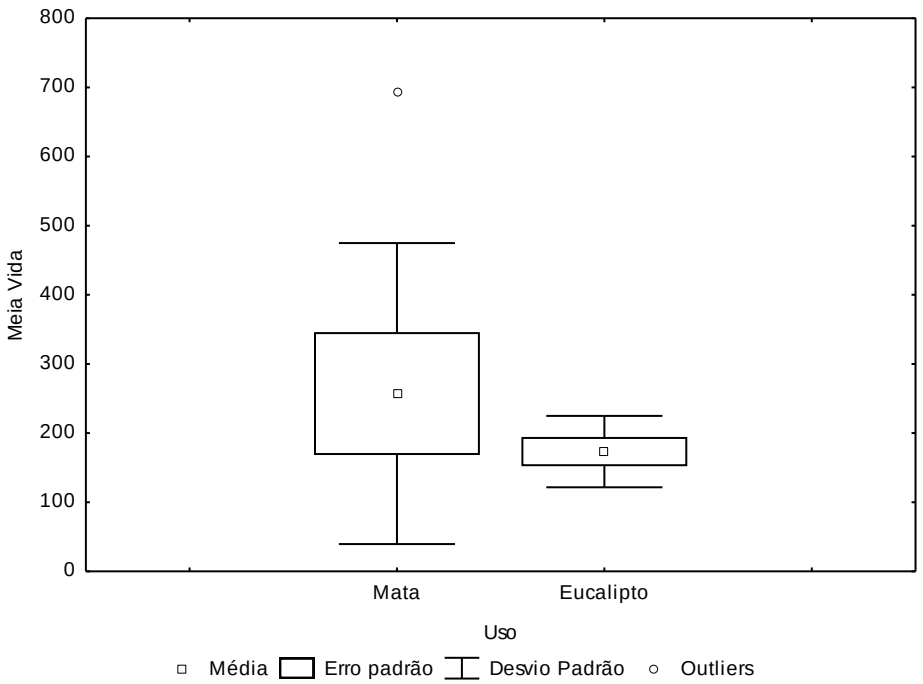
Gráfico - 7: Percentagem do material inicial remanescente durante o período de estudo



Utilizando os coeficientes exponenciais é possível calcular o tempo que as folhas inseridas nos litter bags levam para perder ½ (meia vida) do seu material. Comparando a ½ vida entre os usos estudados, mata e eucalipto, os dados mostram que a floresta apresentou uma decomposição mais lenta em relação ao eucalipto.

O tempo que a floresta leva para perder a ½ do material depositado nos litter bags foi de aproximadamente 240 dias. Enquanto, que com relação ao uso eucalipto o tempo necessário para perder ½ do material é de aproximadamente 200 dias (**gráfico 8**).

Gráfico - 8: Tempo de meia vida para os usos em estudo



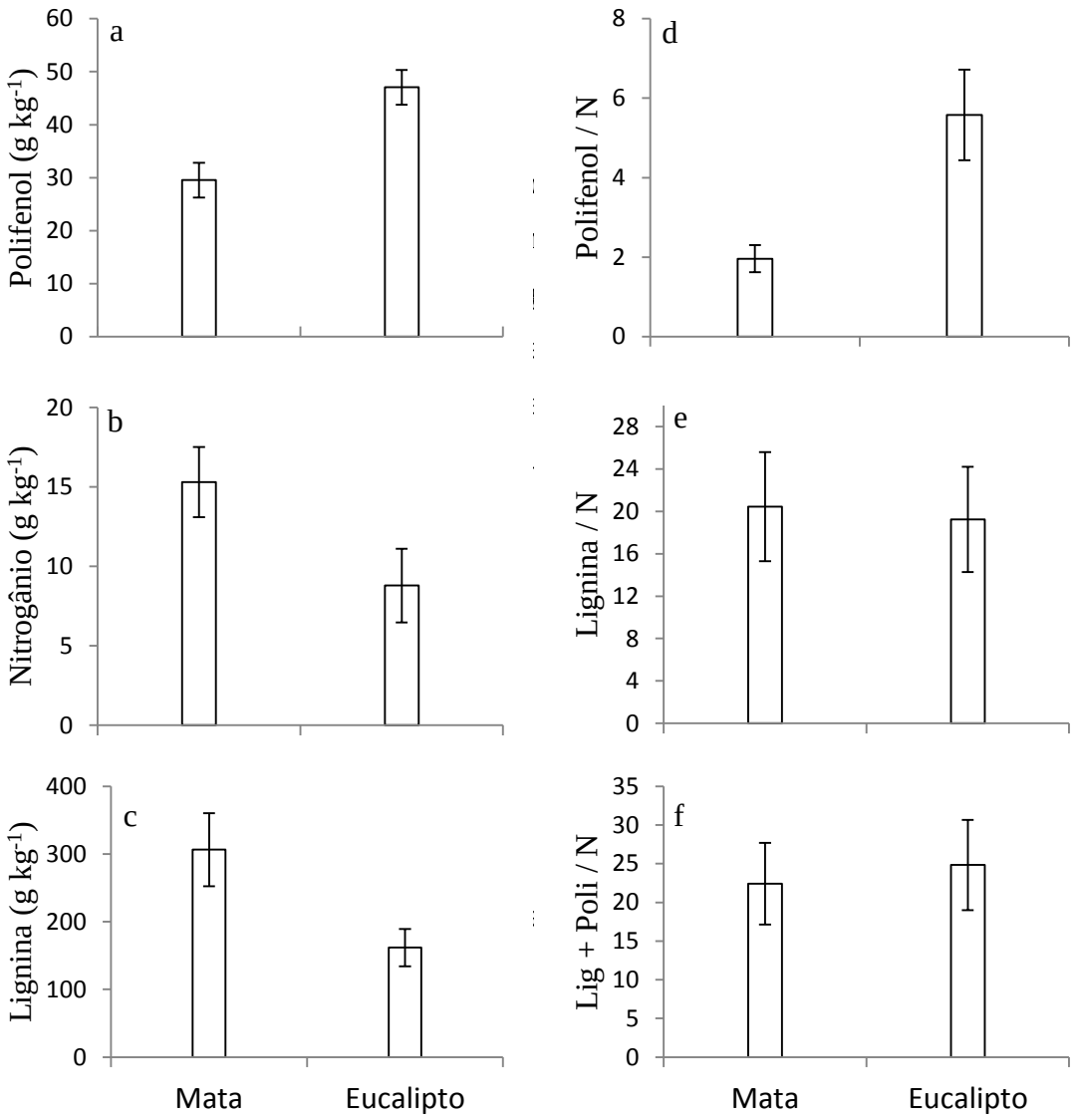
Calculo de meia vida obtida a partir dos valores k do modelo exponencial. Mata (*n=6)*; eucalipto (*n=5)*

A mata apresentou, entretanto, um outlier nos dados apresentados. Uma das áreas de floresta em NF apresentou uma ½ vida de 700 dias, completamente fora dos padrões entre as áreas. A amostra contudo não foi retirada da analise, uma vez que os dados foram tratados da mesma forma e com os mesmos procedimentos. Ainda sim, a área em questão, que apresenta uma ½ vida de 700 dias, está localizada em uma das áreas que apresenta os maiores estoques de formas de humus (item 6.3).

As características químicas das folhas colocadas dentro dos litter bags também apresentam diferenciações entre os usos.

A mata apresenta um teor de polifenol nas folhas de 30 g kg^{-1}, enquanto que o eucalipto apresenta um teor relativamente maior 47 g kg^{-1} (**gráfico 9a**). Em contraste, o teor de N nas folhas inseridas nos litter bags da floresta são 46 % maiores em relação ao eucalipto (**gráfico 9b**). Em seguida, os valores de lignina da mata acompanham os valores de N, sendo também 47 % maiores em relação ao eucalipto, 306 e 161 g kg^{-1}, mata e eucalipto, respectivamente (**gráfico 9**c).

Gráfico - 9: Características químicas e relações entre os usos estudados



Barras verticais correspondem ao desvio padrão. Mata (*n=6)*; eucalipto (*n=5)*

6.2.2 Controle do gradiente climático (municípios) no processo de decomposição

O município de CdM entretanto foi o que apresentou o melhor ajuste para o modelo exponencial de decomposição $r^2 = 0,94$, seguido pelo município de NF que apresentou um $r^2 = 0,92$. O pior ajuste para o modelo empregado foi o do município de BJ que apresentou apenas um $r^2 = 0,59$ (**gráfico 10**).

Nos primeiros 15 dias de monitoramento da decomposição entre o gradiente climático, todas as áreas estudadas apresentaram uma perda de massa de 20 % do inicial de folhas colocadas dentro dos litter bags, 20, 19 e 21 %, respectivamente CdM, NF e BJ (**gráfico 10**).

No período de estudo dos 30 aos 60 dias todas as áreas apresentaram uma decomposição acumulada de apenas 10 % da massa inicial. Apenas em 240 dias de estudo as áreas perderam ½ da sua massa inicial pelo processo de decomposição (**gráfico 10**).

O tempo de ½ vida do município de NF foi o maior entre todos os municípios estudados, este apresentou uma ½ vida de 255 dias, tendo então a taxa de decomposição mais lenta. Contudo, esse município foi o que apresentou um erro padrão e também um desvio padrão muito alto o que pode dificultar a analise dos dados (**gráfico 11**).

Em seguida o município de CdM apresenta uma taxa de decomposição um pouco mais rápida do que o município citado anteriormente. Para o município de CdM o tempo necessário para decompor ½ das folhas inseridas nos litter bags é de 200 dias (**gráfico 11**).

O município que apresenta a taxa de decomposição mais rápida entre todos é o BJ, com um tempo de decomposição para ½ do material de apenas 190 dias (**gráfico 11**). Contudo, este foi o município que apresentou o coeficiente de determinação mais baixo entre todos ($r^2 = 0,59$), também dificultando a analise do tempo de ½ vida (**gráfico 11**).

Gráfico - 10: Percentagem do material inicial remanescente durante o período de estudo

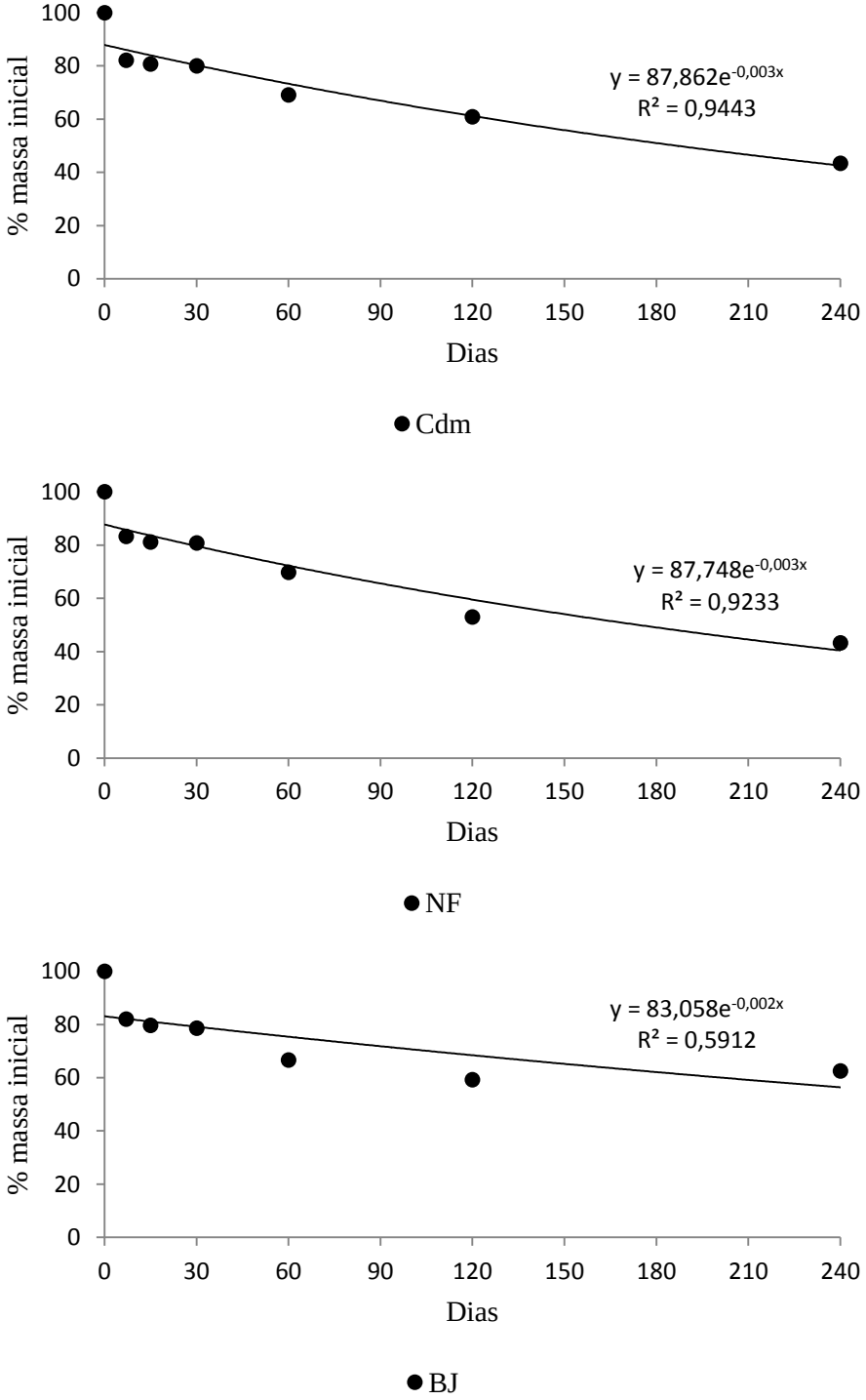
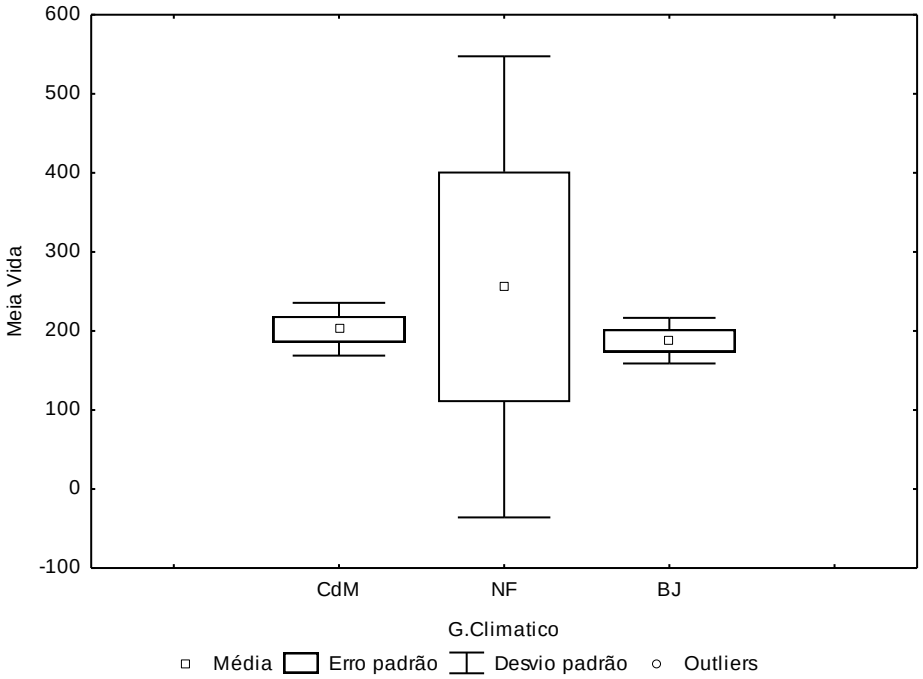


Gráfico - 11: Tempo de meia vida entre o gradiente climático (municípios)



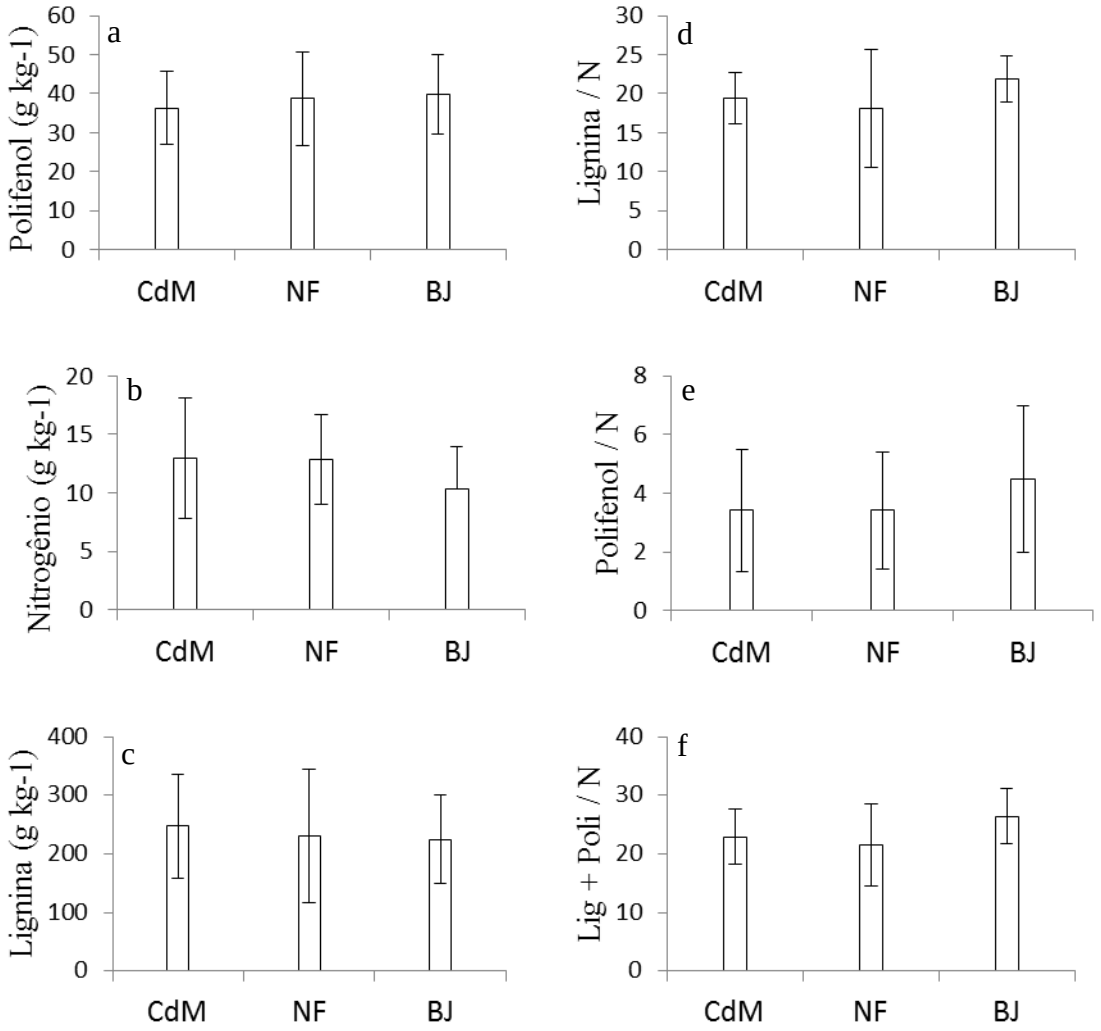
Calculo de meia vida obtida a partir dos valores k do modelo exponencial. CdM (*n=4)*; NF (*n=4) e* BJ (*n=3)*

Os teores de polifenóis, nas folhas, entre o gradiente climático é relativamente similar, contudo segue a tendência CdM < NF < BJ, respectivamente 36; 38; e 39 g kg^{-1} (**gráfico 12a**). Essa é a mesma sequência para os dados de pluviosidade anual entre os municípios. Apenas para os polifenóis essa tendência é observada. Os teores de N nos municípios de CdM e NF são praticamente similares, 12,9 e 12,8 g kg^{-1}, porém, o município de BJ apresenta teores ligeiramente menores 10,3 g kg^{-1} (**gráfico 12b**). Os teores de lignina do município de CdM são os maiores entre todas as áreas estudadas 247 g kg^{-1}, e é seguido pelo município de NF com um teor de lignina nas folhas de 230 g kg^{-1}, o município de BJ apresenta os menores teores de lignina 224 g kg^{-1} (**gráfico 12c**).

A relação entre os teores de lignina e N (lignina / N) não apresenta uma tendência clara no gradiente climático proposto. Os municípios de CdM e NF apresentam uma relação similar 19 e 18, respectivamente. Enquanto, BJ apresenta uma relação lignina / N de 21. Novamente os dados mostram que para a relação polifenol / N os municípios de CdM e NF exibem uma relação similar de 3,4. E novamente o município de BJ apresenta uma relação polifenol / N maior entre todas as áreas 4,4.

Essa tendência também se repete para a relação lig + poli / N (lignina + polifenol / N) (**gráfico 12def**).

Gráfico - 12: Características químicas e relações ao longo do gradiente climático proposto



Barras verticais correspondem ao desvio padrão. CdM (*n=4)*; NF (*n=4)* e BJ (*n=3)*

6.3 Formas de Humus.

6.3.1 Influência do uso (mata e eucalipto) nas formas de humus.

O estoque de formas de humus foi apresentou diferença entre os usos. A mata apresentou um estoque para a camada OL menor em relação ao eucalipto, 0,8 ± 0,6 e 1,1 ± 0,5 Mg ha^{-1} respectivamente. Mesmo esse último uso apresentando uma produção menor de material decíduo. Contabilizando uma diferença de 0,3 Mg ha^{-1} somente para a camada OL entre os usos (**gráfico 13)**.

As quantidades da camada OF entre os usos, em contraste apresentou uma pequena diferença entre os usos (mata e eucalipto). A mata apresentou um estoque para a camada OF de 3,5 Mg ha^{-1}, enquanto o sistema eucalipto apresentou 3,3 Mg ha^{-1}, para a mesma camada (**gráfico 13)**.

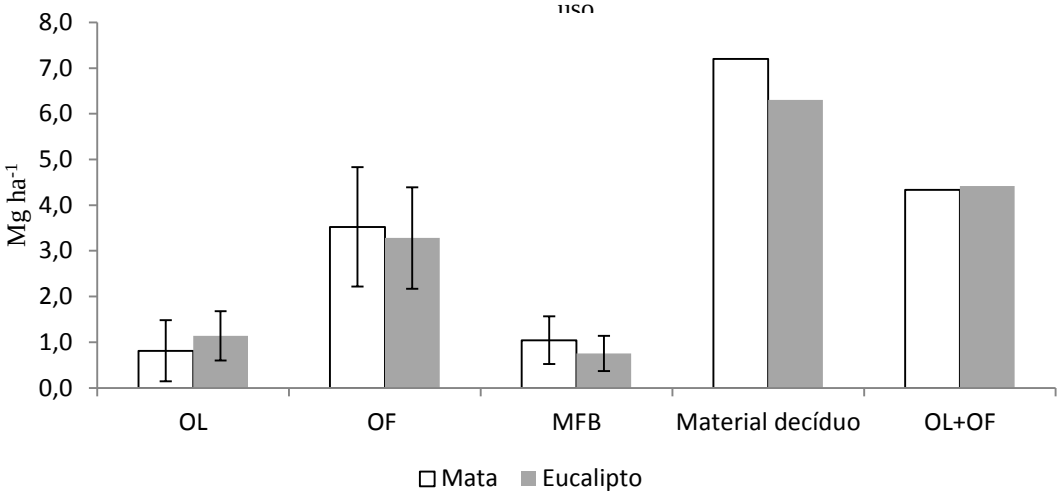
A camada de material fino bruto (MFB) que consiste no material < 2mm advindo do processo de peneiramento da serapilheira, apresentou uma pequena diferença no estoque entre os usos. Os dados mostram que o sistema mata apresentou uma camada de MFB com um estoque de 1,0 Mg ha^{-1}, ligeiramente maior em comparação ao eucalipto que exibiu um estoque de 0,8 Mg ha^{-1} (**gráfico 13).**

O estoque inteiramente orgânico das formas de humus pode ser expresso pela soma das camadas OL e OF (OL+OF). Esse compartimento expressa de certa forma o estoque inteiramente orgânico das formas de humus. Os dados mostram que os sistemas avaliados não exibem uma diferença clara para esse estoque (**gráfico 13).**

A análise do estoque das camadas das formas de humus (OL, OF e MFB), é importante para verificar os padrões de acúmulo das formas de humus em cada sistema.

Contudo, algumas relações entre as camadas das formas de humus são de extrema importância para diagnosticar a velocidade de decomposição entre as camadas (OL, OF e MFB), e das formas de humus como um todo. Algumas relações como a razão entre as camadas OL e OF (OL/OF) mostram com mais clareza, do que a avaliação dos dados brutos, a velocidade de decomposição entre as camadas OL e OF.

Gráfico - 13: Médias do estoque das camadas das formas de humus avaliadas em cada uso



Barras correspondem ao desvio padrão. Mata (*n=6*); eucalipto (*n=5).*

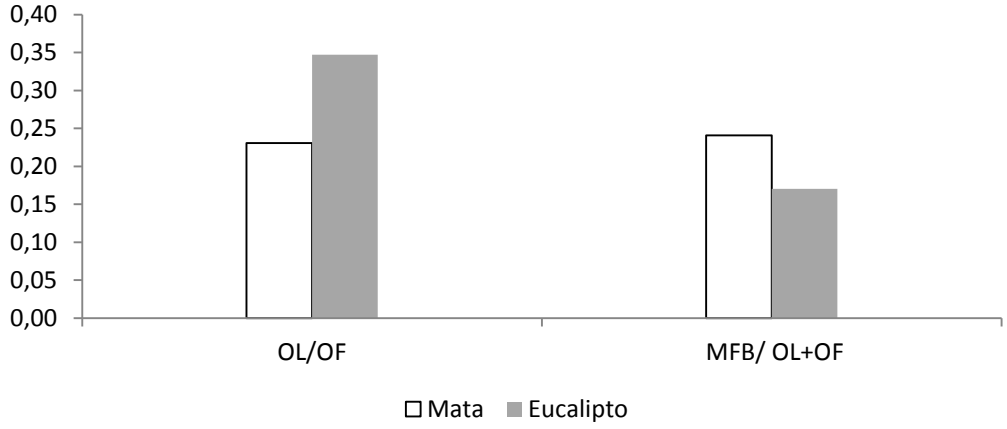
Essa última razão mencionada, expressa de certa forma a sinergia entre as camadas citadas, mostrando de forma mais clara o processo de lavagem e fragmentação/fermentação. Para esta relação, quanto menor o valor, mais rápida é a decomposição da camada OL para a OF. Mais rápido são os processos anteriormente citados.

Outra relação proposta neste trabalho consiste na razão entre o material fino bruto e a soma das camadas OL e OF (MFB / OL + OF). Está relação expressa uma estabilidade estrutural das formas de humus, consiste em avaliar a evolução das formas de humus. Esta relação mostra a incorporação da matéria orgânica ao longo do perfil das formas de humus. E quanto maior seu valor melhor.

Os dados mostram que a mata apresenta uma relação OL/OF maior em relação ao uso eucalipto, 0,23 e 0,35 respectivamente. Evidenciando que a velocidade de decomposição da entre as camadas OL e OF da mata são superiores a velocidade do eucalipto (**gráfico 14**).

Concomitantemente, a relação MFB/OL+OF mostra que a mata possui melhor estabilidade nas formas de humus em relação ao eucalipto. Permitindo que a matéria orgânica do perfil de formas de humus seja incorporada ao longo do perfil de forma mais eficaz. Já que a mata apresenta uma relação MFB/OL+OF de 0,24 enquanto que o uso eucalipto apresenta uma relação de 0,17 (**gráfico 14**).

Gráfico - 14: Relações de sinergia entre as camadas das formas de humus nos usos estudados

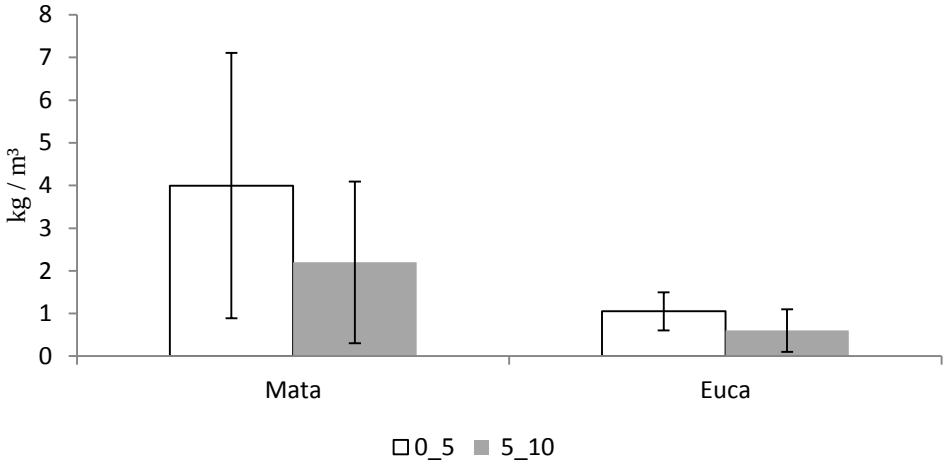


A massa de raízes por volume de solo também foi avaliada subsequente às amostragens de formas de humus, em duas profundidades (0-5 e 5-10 cm).

Os dados mostram que existe uma diferença clara entre as profundidades amostradas. A maior massa de raízes por volume de solo se concentra na profundidade 0-5 cm. Entre os usos, a mata apresentou a maior quantidade de raízes superficiais 4 kg/m³, em comparação com o eucalipto que apresentou apenas 1 kg/m³ para a profundidade de 0-5cm (**gráfico 15)**.

Na profundidade subsequente (5-10 cm), os dados também evidenciam a maior quantidade de raízes no uso floresta, 1,06 e 0,6 kg/m³, mata e eucalipto respectivamente (**gráfico 15**).

Gráfico - 15: Massa de raízes finas em duas profundidades nos usos estudados



6.3.2 Controle do gradiente climático (municípios) sobre as formas de humus.

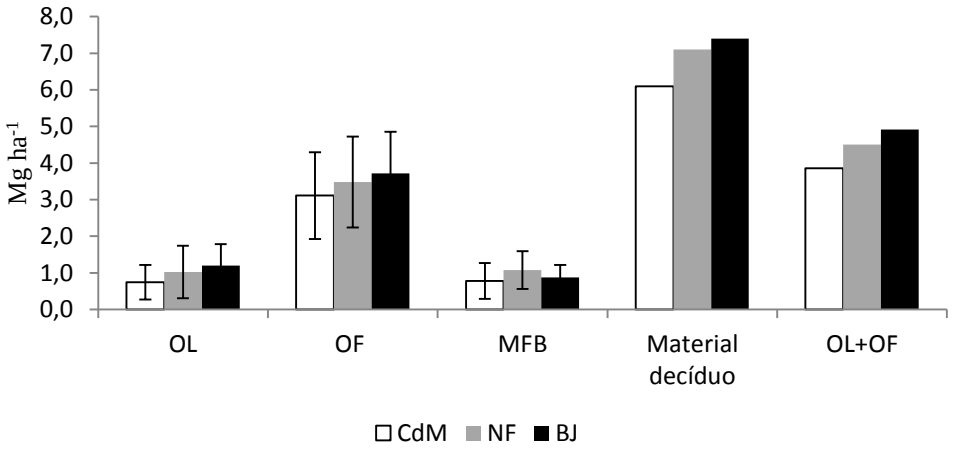
A amostragem das formas de humus ao longo do gradiente climático proposto mostra um acúmulo nas camadas de serapilheira ao longo do gradiente. Contudo, a produção de material decíduo (folhas), como já foi visto, também aumenta no mesmo gradiente.

O estoque da camada OL tende a aumentar na sequência: CdM < NF < BJ, 0,7; 1,0 e 1,2 Mg ha^{-1} respectivamente. Apresentando uma diferença de 0,5 Mg ha^{-1} entre o município com maior estoque para o de menor estoque, BJ e CdM respectivamente (**gráfico 16**)

As quantidades nos estoques da camada OF também acompanham a tendência citada anteriormente. O município de CdM apresentou um estoque de camada OF de 3,1 Mg ha^{-1}, acompanhado pelo segundo maior estoque para a mesma camada 3,7 Mg ha^{-1} em NF, sendo o maior estoque entre todos os municípios em BJ 3,7 Mg ha^{-1} (OF). A diferença entre o maior estoque e o menor, foi de 0,6 Mg ha^{-1} novamente para os municípios CdM e BJ (**gráfico 16**).

O estoque de material fino bruto (MFB) foi o único que não acompanhou a sequência CdM < NF < BJ. Para esta camada das formas de humus o município de NF foi o que apresentou maior estoque 1,1 Mg ha^{-1}. O segundo maior estoque de MFB entre os municípios foi de 0,9 Mg ha^{-1} em BJ e o município de CdM apresentou o menor estoque 0,8 Mg ha^{-1} (**gráfico 16**).

Gráfico - 16: Médias do estoque das camadas das formas de humus avaliadas ao longo do gradiente climático proposto

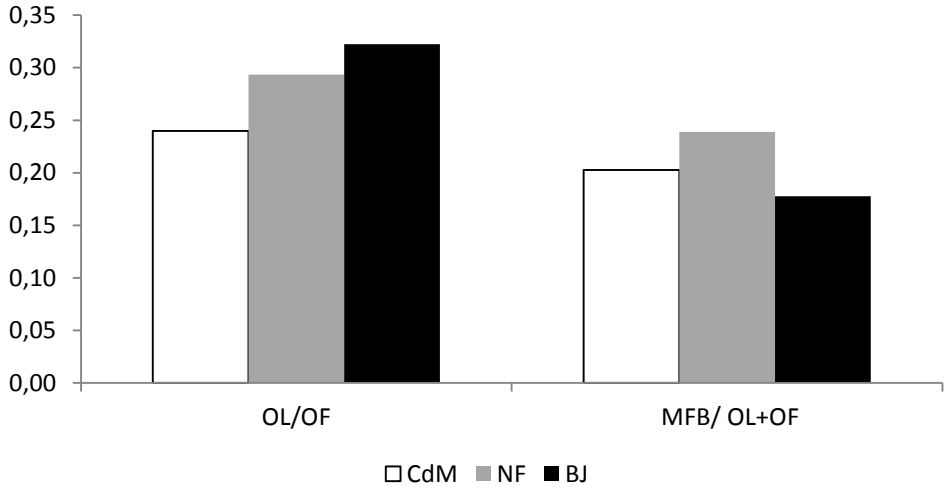


Barras correspondem ao desvio padrão. CdM (*n=4*); NF (*n=4)* e BJ (*n=3*)

A relação OL/OF evidencia um aumento na velocidade de decomposição entre as camadas OL e OF no gradiente climático na seguinte ordem: CdM > NF > BJ. Os municípios apresentaram relações de 0,24; 0,29 e 0,32 respectivamente (**gráfico 17**).

A estabilidade das formas de humus é maior no município de NF, esta apresentou uma relação MFB/OL+OF de 0,24 sendo a maior relação entre todos os municípios. Já o município de BJ apresentou a menor estabilidade, os dados mostram que este município apresentou uma relação de apenas 0,18. Numa posição intermediária se situa CdM que apresentou 0,2 para a mesma relação (MFB/OL+OF) (**gráfico 17**).

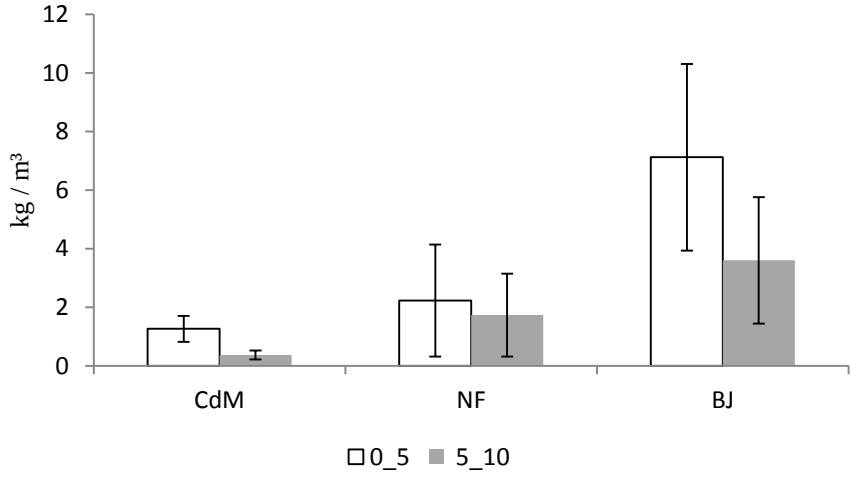
Gráfico - 17: Relações de sinergia entre as camadas das formas de humus ao longo do gradiente



As quantidades de raízes por volume de solo avaliadas ao longo do gradiente climático também apresentaram diferença entre as camadas 0-5 e 10-20 cm. Essa diferença foi de, pelo menos, 50 % em BJ. (g**ráfico 18**)

Os dados mostram que novamente há uma tendência de positiva ao longo do gradiente (CdM < NF < BJ). O município que apresentou a maior quantidade de raízes superficiais foi BJ com um total de 7 kg/m³ na profundidade de 0-5 cm e 3,5 kg/m³ na profundidade subsequente. Já CdM apresentou os menores valores, na profundidade de 0-5 cm 1,25 kg/m³ e em 5-10 cm 0,36 kg/m³. O município de NF apresentou uma posição intermediária em relação aos outros usos apresentando uma quantidade de raiz de 2,2 e 1,7 kg/m³ respectivamente 0-5 e 5-10 cm (**gráfico 18**).

Gráfico - 18: Massa de raízes finas em duas profundidades ao longo do gradiente estudado



7. Discussão

7.1 Consequências da mudança do uso (mata e eucalipto) ao longo do gradiente climático: Ciclos de produção de matéria e nutrientes.

A análise de NMS mostrou que houve uma separação significativa (MRPP < 0,05) entre os usos estudados. As florestas estudadas apresentam uma maior produção de folhas em relação ao eucalipto. Diversos estudos mostram que a produção média de material decíduo em florestas tropicais, varia entre 6 e 13 t ha^{-1} ano^{-1}, essa variação contabiliza solos de média e baixa fertilidade (Correia e Andrade, 2008) (**tabela 10**).

A diferenciação entre a produção de material decíduo (folhas) entre sistemas foi estudada em dois sistemas naturais, um primário e outro secundário, e em plantações de eucalipto (4-5 anos) na região Amazônica, segundo Barlow et.al (2007) a produção de folhas na floresta primária foi 43 % maior em relação ao plantio de eucalipto, entretanto, este ultimo apresentou uma deposição de folhas próxima dos valores encontrados na floresta secundária.

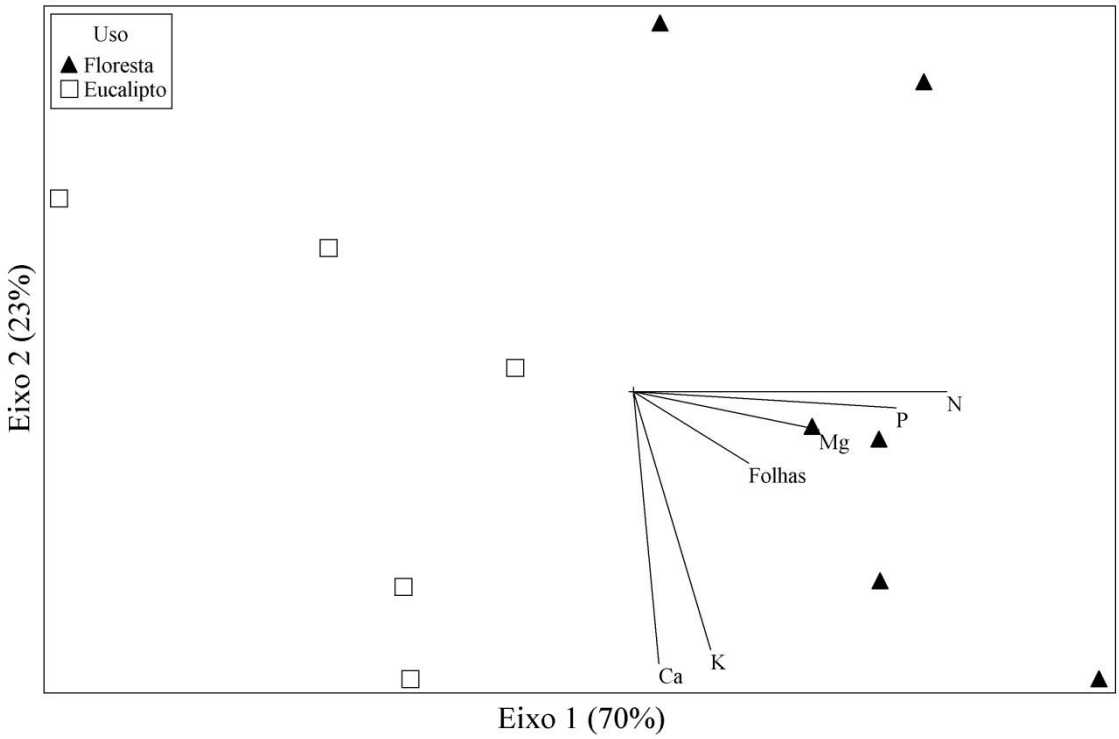
Segundo Ewel (1976) em áreas degradadas, a floresta secundária apresenta um rápido reestabelecimento da produção de folhas e da decomposição em comparação com a floresta primária. O autor mostrou que florestas secundárias com 5-6 anos de sucessão, já apresentavam produções de folha equivalente a de florestas primárias. Apesar da contribuição do aporte de folhas de plantios de eucalipto se aproximar de florestas secundárias em regeneração (Barlow, Gardner et al., 2007), os dados deste estudo não suportam a evidência de que a produção de folhas de plantios de eucalipto se iguala ao de florestas secundárias em estádio médio de sucessão.

Os teores de N e P foram os que mais contribuíram para a separação entre mata e eucalipto (**gráfico 19**). Os dados deste estudo suportam outras pesquisas, que mostram que os conteúdos de nutrientes depositados via queda de folhas de plantios de eucalipto são sempre inferiores aos de florestas tropicais (Reis e Barros, 1990, Correia e Andrade, 2008). Para o conteúdo de N a diferença entre floresta e eucalipto chega a 50% corroborando os dados apresentados neste estudo (**tabela 10**).

Tabela 10: Produção e teor de nutrientes em floresta e eucalipto de ambientes tropicais

Local	Uso	Produção folhas t ha^{-1} ano^{1}	N	P	K	Ca	Mg	Fonte
			----------kg ha^{-1}----------					
Cachoeiras de Macacu - Nova Friburgo - Bom Jardim -RJ	Floresta tropical (Ombrófila densa)	7,2	112	3,8	25	47	17	Este estudo
Cachoeiras de Macacu - Nova Friburgo - Bom Jardim -RJ	Plantio de eucalipto (Grandis) (4, 6 e 11 anos)	6,3	52	2,4	20	42	10	Este estudo
Brasil	Floresta tropical	7,3	106	2,1	13	18	14	Correia e Andrade (2008)
Brasil	Floresta tropical	7,9	114	2,2	18	42	14	Correia e Andrade (2008)
Pinheiral -RJ	Floresta Secundária Tardia	12	218	5,8	67	107	37	Toledo et. al (2002)
Pinheiral -RJ	Floresta Secundária Inicial	10	165	5,4	50	88	29	Toledo et. al (2002)
Luiz Antônio - SP	Cerradão	4						Cianciaruso et.al (2006)
Jari - PA	Floresta Tropical Amazônica (Secundária)	8						Barlow et.al (2007)
Jari - PA	Eucalipto (urophylla)	6						Barlow et.al (2007)
Bom Despacho-MG	Eucalipto (Grandis) (5 anos)	5,6	30	1,4	9	21	6,6	Ferreira (1984) in Barros et. al (1990)
Carbonita -MG	Eucalipto (Grandis) (4 anos)	4,1	28	1,2	2,6	11,4	3,1	Ferreira (1984) in Barros et. al (1990)
Três Lagoas - MS	Eucalipto (Grandis) (2 anos)	3,7	34	2,1	7	25	7,7	Poggiani (1984) in Barros et. al (1990)

Gráfico - 19: Ordenação de MNS entre os usos estudados (mata e eucalipto)



Ordenação NMS usando a produção de folhas e conteúdo de nutrientes (verão e inverno). A fração da variância total para cada eixo está indicada entre parêntesis. Os ângulos e as distancias dos vetores centrais indicam a direção e força da correlação entre as variáveis e a ordenação

A diferença no input de nutrientes nos diferentes sistemas mostra a capacidade de ciclagem que as florestas secundárias possuem em relação ao plantio de eucalipto. O retorno de nutrientes ao solo, através da queda de folhas, do sistema da mata é mais dinâmico e segundo Ewel (1976) aumenta com a idade da floresta. Ainda é controverso se existe um steady-state para a produção de folhas e retorno de nutrientes em florestas primárias ou florestas que atinjam um estado de clímax (Montagnini e Jordan, 2005).

Contudo, apesar das florestas secundárias serem abeis em reestabelecer algumas funções importantes do ecossistema. Outras funções importantes como a manutenção da biodiversidade e estoque de carbono, podem estar suscetíveis há levarem mais tempo para o reestabelecimento, e ainda carecem de mais estudos.

Por outro lado, os sistemas florestais plantados desempenham um papel econômico. A crescente necessidade de madeira e energia sustenta a demanda cada vez maior por monoculturas florestais (Abraf, 2013). A despeito das discussões sobre a

diversidade ecológica, os plantios de eucalipto suprem a demanda econômica e podem ainda restabelecer, pelo menos parcialmente como visto neste estudo, processos ecossistêmicos citados anteriormente.

Estudos comparando fluxo de matéria e nutrientes entre sistemas florestais plantados e naturais servem para definir ou predizer o quanto um sistema plantado (i.e manipulado pelo homem - antrópico) pode reproduzir as funções de um sistema natural que é tomado sempre como referência.

7.1.2 Sazonalidade

A produção de material decíduo e o conteúdo de nutrientes médio por município, no gradiente climático proposto, acompanhou inversamente as médias das precipitações anuais (**gráfico 20ab**).

O município de CdM apresenta a maior precipitação anual 2074 mm e também exibe as menores médias anuais de conteúdo de nutrientes e a menor produção anual de material decíduo. Ao contrário, o município de BJ apresenta a menor média de precipitação anual 1313 mm e as maiores produções e conteúdo de nutrientes. Logo, NF ocupa uma posição intermediária (**gráfico 20ab**).

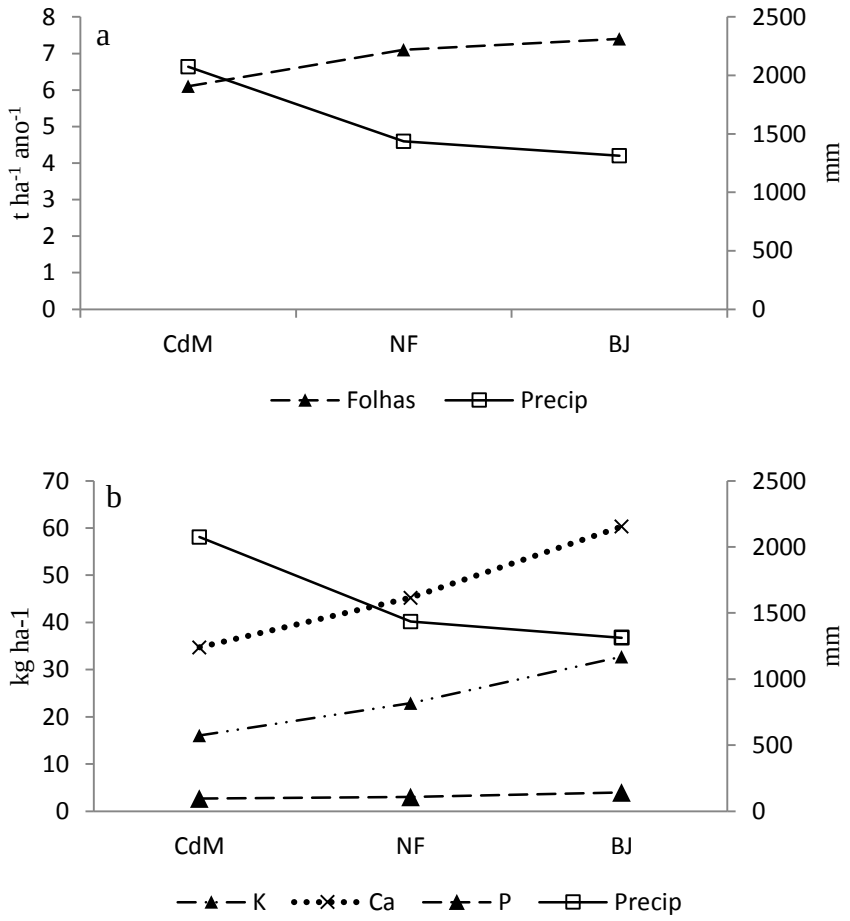
De acordo dom Correia e Andrade (2008) a precipitação e a temperatura são as variáveis climáticas que mais exercem influência no aporte de serapilheira ao solo. Em escalas mundiais ou em grandes escalas regionais, os altos índices de pluviosidade, em geral, são acompanhados de altas taxas de produção de material decíduo. Em detrimento, regiões que possuem baixo índice pluviométrico produzem menos material decíduo.

Contudo, na escala proposta neste estudo, os dados mostram que a precipitação total de cada município não acompanhou positivamente os dados de produção de material decíduo (folhas) (**gráfico 20a**). Além disso, o conteúdo de nutrientes também apresentou uma tendência negativa, pois quando as taxas de precipitação decrescem os conteúdos de nutrientes apresentam um acréscimo (**gráfico 20b**).

Quando se analisa os dados mensais dentro do ano muitos estudos mostram que a produção de material decíduo em florestas primárias e secundárias (Hopkins, 1966, Brown e Lugo, 1990) e também em plantios de eucalipto (Barlow, Gardner et al., 2007)

é maior na estação seca. Fato que se deve a uma estratégia da floresta, esta última em determinadas situações de déficit hídrico, desprende suas folhas a fim de evitar a perda de água (Ricklefs, 1996).

Gráfico - 20: Médias de produção de material decíduo e conteúdo de nutrientes por município independente do uso



a: Produção de material decíduo (folhas) total ao longo do gradiente climático independente do uso (eixo esquerdo); Precipitação anual (eixo direito) b: Conteúdo de nutrientes (verão e inverno) ao longo do gradiente climático independente do uso (eixo esquerdo). Precipitação anual (eixo direito)

Porém, os dados apresentados neste trabalho não corroboram os estudos supracitados, pois, a maior produção, tanto para folhas quanto para o conteúdo de nutrientes, aconteceu na estação úmida ou no final do inverno e inicio da primavera (agosto, setembro e outubro).

Entretanto, segundo Mesquita et.al (1998) diferentes níveis de abertura do dossel, em floresta secundária dominada por *Cecropia sciadophylla* na região

Amazônica, proporcionam maiores deposições de folhas que foram relacionadas com o inicio dos ventos fortes da estação chuvosa. De acordo com Toledo et. al (2002) as maiores taxas de deposição de material decíduo de duas florestas secundárias, uma tardia outra inicial, estão intrinsecamente associadas as baixas temperaturas e pluviosidade do meses de inverno.

Existe uma controvérsia associada à deposição do material decíduo no que tange a sazonalidade. Uma possível explicação para os resultados apresentados, que mostram altos valores de produção de material decíduo na estação úmida, pode estar relacionada com eventos de tempestade e entrada de frente fria, principalmente em regiões montanhosas como as áreas de estudo deste trabalho.

Diferente de florestas que estão situadas em relevo suave, (i.e Amazônia) as florestas situadas em áreas montanhosas, apresentam dossel com desníveis de altura proporcionados pelo declive das encostas. Ou seja, o ponto mais alto de uma árvore pode estar situado na mesma altura do fuste de outra árvore que esteja posicionada imediatamente acima na encosta; como se os dosséis fossem uma escada.

Desta maneira, os desníveis dos dosséis podem favorecer a entrada de ventos diretamente no fuste, entrando por baixo do dossel das arvores e agindo no interior das copas, aumentando o nível de distúrbio causado pelos ventos, consequentemente aumentando a queda de material decíduo.

Os dados de Martins e Rodrigues (1999), suportam a hipótese da perturbação causada por ventos e o consequente aumento na deposição de folhas. O autor estudando clareiras de diversos tamanhos em florestas estacionais semi-deciduais, que deveriam estar condicionadas a dupla estacionalidade climática perdendo entre 20-50 % das folhas do conjunto florestal (Veloso, Oliveira-Filho et al., 1992), evidenciou que a deposição de material decíduo não se correlacionou com a precipitação (r = -0,18). Apesar disso, a produção de material decíduo (folhas) apresentou uma correlação com a velocidade média dos ventos (r = 0,75**).

Outra possível explicação para a contradição da sazonalidade reside no fato da floresta, das espécies de arvores que compõem a floresta ou mesmo os plantios de eucalipto, não serem sensíveis aos períodos mais secos e consequentemente não apresentar perda de folhas. Porém, essa sensibilidade esta intrinsecamente relacionada

com as características fisiológicas de cada espécie e com a elasticidade que cada espécie tem em relação à variabilidade e disposição hídrica.

Neste estudo os dados de produção e precipitação médios dos municípios, poderiam induzir que as áreas com baixa precipitação, devido ao déficit hídrico, depositam maiores quantidades de material decíduo (**gráfico 20a**). Todavia, quando se analisa os dados de produção e precipitação mensais fica evidente que não há correlação entre as variáveis ($p \geq 0,05$) (**tabela 11**) ao longo do gradiente de precipitação proposto.

Com relação aos conteúdos de nutrientes e a produção do material decíduo a correlação foi positiva, claramente evidenciado pela relação direta, uma vez que as folhas das árvores contêm determinadas quantidades de nutrientes, quanto mais folha for aportada maior também será a quantidade de nutrientes (**tabela 11**).

Tabela 11 : Correlação de Person entre material decíduo, precipitação e conteúdos de nutrientes

	Precipitação	K	Ca	N	Mg	P
Material decíduo (folhas)	0.09	0.88***	0.95***	0.99***	0.96***	0.97***

*** $p < 0,001$

7.2 Consequências da mudança do uso e da variação climática no processo de decomposição.

O ambiente da plantação de eucalipto apresentou uma decomposição mais rápida do que a mata natural, exibindo uma controvérsia. Pois, é comumente aceito que ambientes naturais tropicais possuam decomposição mais rápida quando comparada com outros sistemas, tanto plantados quando perturbados (Grigal e Mccoll, 1977, Songwe, Okali et al., 1995, Berg e Mcclaugherty, 2003, Barlow, Gardner et al., 2007).

A aceitação por parte de diferentes pesquisadores, de que as florestas apresentam taxas de decomposição mais rápidas em relação a culturas e plantios florestais destinados a fins comerciais, é respaldada na ideia de que as florestas naturais são mais

abeis em preservar os processos que regulam a decomposição (Odum, 1969, Ricklefs, 1996).

Contudo, a maioria dos trabalhos que avaliam os processos de decomposição utiliza a metodologia dos litter bags. Essa metodologia é extremamente atraente no que diz respeito aos possíveis modelos de decomposição e a extrapolação dos dados. Entretanto, diversas criticas são feitas a aplicação indiscriminada desta metodologia (Prescott, 2005), além disso, o cuidado com a aplicação da metodologia precisa ser máximo, pois corremos o risco de superestimar ou subestimar as taxas de decomposição (Graça, Barlocher et al., 2005).

Mais ainda, o estudo da decomposição utilizando a metodologia dos litter bags precisa considerar indispensavelmente as inter-relações do tempo e espaço em todos os habitats que for empregada.

Dito isto, uma possível explicação para os resultados obtidos neste estudo, que se refere diretamente à utilização da metodologia dos litter bags. Esta reside no tamanho da abertura da malha (2 mm) utilizada para construir os litter bags. A abertura da malha é atribuída à seleção dos organismos decompositores (meso e macro fauna). Definindo a abertura da malha intrinsecamente esta se delimitando o tipo de fauna que se deseja excluir (Graça, Barlocher et al., 2005).

Nesse estudo utilizou-se o tamanho da malha de 2 mm, que pode ter favorecido a perda de material durante o processo de manuseio dos litter bags ou mesmo por saída de material (< 2mm) ainda em campo pelo processo de fragmentação. Os plantios de eucalipto do estudo apresentam um micro–habitat mais seco apresentando uma interface solo-serapilheira em boa parte do ano com as mesmas características. Favorecendo a fragmentação física da folha, que não necessariamente ocorre pela ação da fauna do solo, essa fragmentação física causada pela temperatura e umidade favorece muito a perda de material, tanto em campo como no manuseio dos litter bags.

Gholz et.al (2000) estudando dinâmica de decomposição em um experimento de longo prazo num gradiente climático que varia de 209 – 3900 mm de precipitação, e -7 a 26 C° de temperatura, sugeriu a construção dos bags usando dois tamanhos de abertura, 1mm para o topo e 50 μm para a lado que toca no solo. Esse tipo de litter bag

diminui muito a perda de material durante o manuseio e também em campo, e ainda permite que a meso e macro fauna acesse o substrato pela parte superior do litter bag.

Além disso, variáveis climáticas como a evapotranspiração atual e DEFAC que consiste numa variável climática obtida pelo modelo CENTURY, explicaram mais os padrões de decomposição do que variáveis geralmente usadas como a temperatura e precipitação (Gholz, Wedin et al., 2000).

7.2.1 Limitações abióticas para a decomposição.

De acordo com Lavelle et.al (1993) o processo de decomposição é regulado por um modelo hierárquico onde o agente regulador maior seria o clima, seguido da mineralogia do material parental, da qualidade do recurso, macrorganismos e microrganismos.

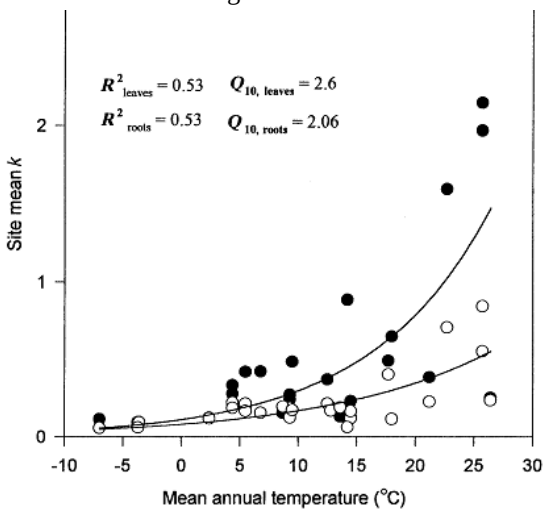
Essa hierarquia regularia as taxas de decomposição e cada processo listado seria regulado pelo seu precedente. Esse modelo implica em uma cadeia linear para a deflagração do processo de decomposição. Considerando também a regulação do processo de decomposição pelo clima, organismos e qualidade do recurso, Swift et.al (1979) propõe um modelo oposto, que considera os agentes reguladores se relacionando entre si e com importância variada dependendo do habitat. Fazendo referência a visão de um triângulo onde cada ponta seria um agente regulador que se inter-relaciona com os outros.

O tempo de decomposição no município de NF foi o maior em todas as áreas, esses dados corroboram a ideia dos modelos apresentados, pois NF é o município mais frio entre todos, apresentando temperaturas médias mínimas de 13C° durante o ano. As baixas temperaturas durante o ano podem afetar o processo decomposição, pois o clima exerce forte e consistente efeito na decomposição (Couteaux, Bottner et al., 1995). Já os municípios de CdM e BJ apresentaram taxa de decomposição similares e estes também apresentam temperaturas médias anuais similares, mostrando que o clima pode ser um fator controlador da decomposição.

Entretanto, a diferença entre as temperaturas médias anuais entre os municípios é de apenas 2 C°. Porém, ainda não foi estudado nenhum valor limite de temperatura para a decomposição (Berg e Mcclaugherty, 2003), porém Gholz et.al (2000) mostrou

num experimento com alta variabilidade de climas, que com temperaturas médias anuais abaixo de 15C° os valores de k, independente do recurso diminuem consideravelmente (**gráfico 21**).

Gráfico - 21: Correlação entre média do coeficiente de decomposição e temperatura média anual em gradiente climático



Fonte: Gholz et.al (2000). Long-term dynamics of pine and harwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. **Global change biology.**

Os dados de perda de massa inicial, em todos os municípios estudados, concordam com os dados apresentados por Songwe et.al (1995), o autor mostra que em área montanhosa, uma florestal tropical semi-decídua localizada em Camarões apresentou perda de 20 % de massa nos primeiros 2 meses de estudo. Seguido de uma perda de massa gradual durante o resto dos 7 messes de monitoramento. Porém, Ewel (1976) estudando florestas tropicais secundários de diferentes idades (3, 6, 9 e 14 anos) e também uma floresta madura na Guatemala, observou que a decomposição foi mais rápida numa primeira fase, apresentando uma perda de massa de 40 – 50 % nas primeiras 5 semanas.

Apesar do município de NF ter apresentado uma decomposição mais lenta em relação aos outros municípios, outros fatores além do clima podem estar influenciando o processo de decomposição. Lavelle et.al (1993) mostra que devido a alta temperatura e umidade constante durante quase todo o ano nos trópicos, outros processos podem ser regulatórios ao invés da predominância do clima.

7.2.2 Regulação pelos processos biológicos

Os dados de decomposição entre os usos (mata e eucalipto) mostraram que a mata apresentou valores de k menores em relação ao eucalipto denotando uma decomposição mais lenta.

Uma possível explicação para uma decomposição mais lenta na mata pode estar associada a uma competição da comunidade microbiológica pela utilização dos recursos. Favorecendo uma lentidão da decomposição uma vez que um ou mais grupos podem ser excluídos do processo de decomposição.

Um aumento na diversidade do recurso, ou seja, um aumento da quantidade de folhas de diferentes tipos de espécies no solo florestal pode promover uma coexistência das comunidades de microrganismos. Rachid et.at (2013) avaliando se a integração de plantios de Acácia e Eucalipto poderiam também promover uma integração de diferentes comunidades de microrganismos (bactérias), mostrou que a comunidade microbiológica respondeu prontamente, apresentando uma integração das duas monoculturas no tratamento misto. (i.e a estrutura da comunidade no tratamento misto possui das características das duas monoculturas) (Rachid, Balieiro et al., 2013).

Entretanto, essa integração da comunidade de microrganismos não necessariamente levaria a uma competição tão extrema que poderia retardar ou inibir a decomposição. Pois, no caso dos microrganismos cada comunidade pode estar degradando partes diferentes do mesmo recurso, como as partes mais fibrosas das folhas e as partes mais palatáveis (Swift, Heal et al., 1979, Berg e Mcclaugherty, 2003)

Porém, para as comunidades de meso e macro fauna, que são de suma importância para a fragmentação e mistura dos materiais orgânicos (minhocas e formigas) (Lavelle, Blanchart et al., 1993) o efeito de exclusão e competição pode ser evidente. Ponge (2003) estudando florestas temperadas que apresentavam diferentes qualidades no recurso que era depositado no solo florestal mostrou a predominância de comunidades específicas de minhocas para cada tipo de recurso. A espécie da comunidade mudou quando também se alterou o tipo de serapilheira. O mesmo ocorreu para a comunidade de formigas.

Os dados dos litterbags mostram que os plantios de eucalipto apresentam taxa de decomposição mais rápida do que a mata. Contudo, as formas de húmus mostram que o uso eucalipto incorpora menos matéria orgânica humificada no horizonte de interface com o solo e também na camada de MFB (ver item 7.2).

A menor incorporação de matéria orgânica no solo está diretamente relacionada com a mudança do uso (vegetação), que proporciona um severo declínio da incorporação de matéria orgânica, com a consequente diminuição das comunidades microbiológicas e das reservas de matéria orgânica no solo. Não obstante, os estoques de carbono orgânico e inerte da mata são pelo menos o dobro do que no uso eucalipto para a profundidade de 0-5 cm.

A hipótese da regulação da decomposição por processos biológicos é evidenciada pela significativa diminuição da matéria orgânica do solo quando a vegetação natural é suprimida, o solo é preparado e culturas anuais são introduzidas (Sanchez, 1979).

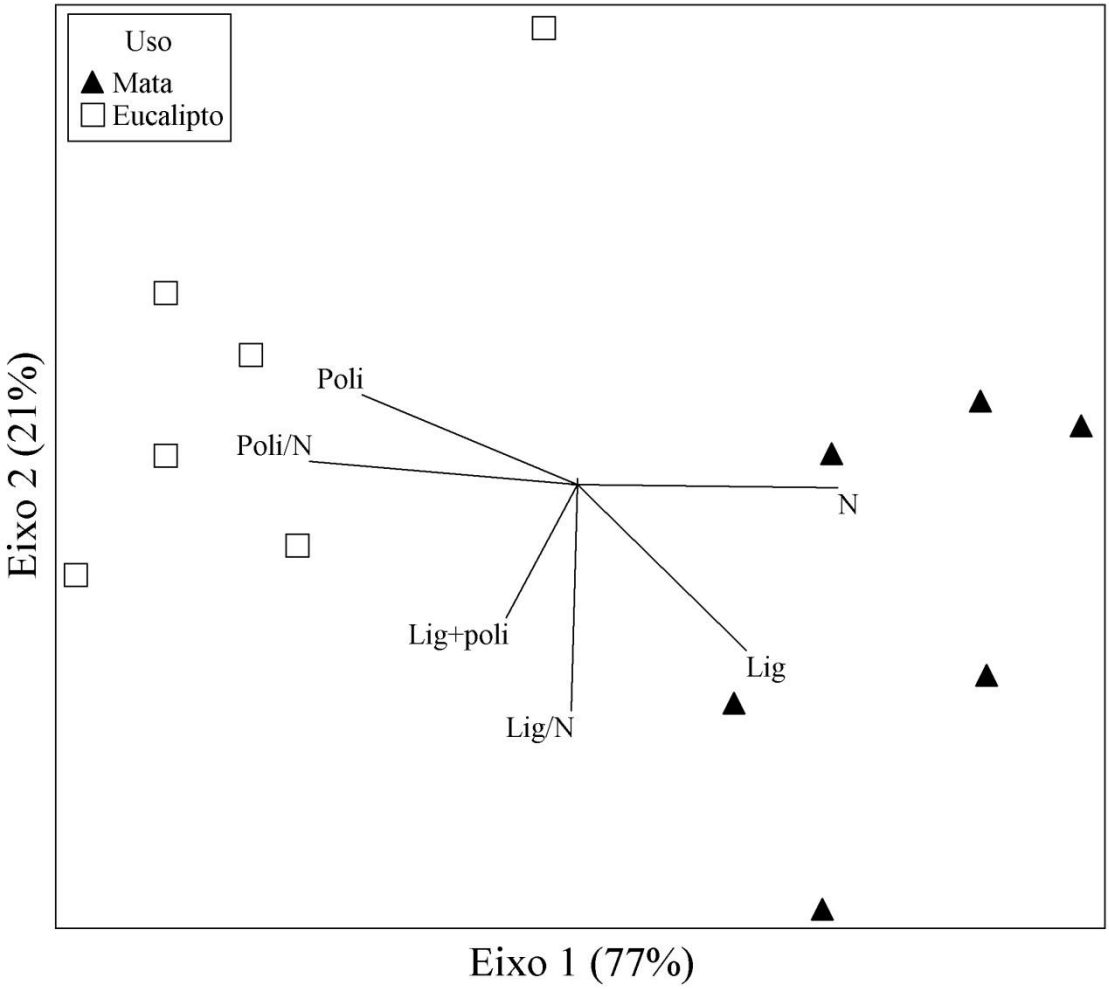
7.2.3 Inibição química e física do processo de decomposição

A diferença da qualidade do substrato entre os usos estudados é significativa, o resultado do NMS mostrou que há diferença entre os usos (MRPP < 0,05) no que tange ao conteúdo dos compostos químicos nas folhas de ambos os usos (**gráfico 22**).

O eixo 1 que explica 77% da variação dos dados está positivamente relacionado como os conteúdos de N (r = 0,97) e negativamente relacionado com os conteúdos de polifenóis (r = - 0,88) (**gráfico 22**). Segundo Berg e Mcclaugherty (2003) os maiores conteúdos de N no substrato avaliado está diretamente relacionado com a maior velocidade de decomposição. O autor também estimou limites para o processo de decomposição baseado nas concentrações de N nas folhas (Berg e Mcclaugherty, 2003).

Os dados da analise química das folhas dos dois usos estudados mostram a contradição com as taxas de decomposição entre mata e eucalipto. Pois, avaliando o **gráfico 22**, com os altos teores de N nas folhas do uso mata, era esperado que as taxas de decomposição da mata fossem mais rápidas do que o eucalipto.

Gráfico - 22: Ordenação das características químicas das folhas inseridas nos litter bags nos dois



Ordenação NMS usando as características das folhas inseridas nos litter bags. A fração da variância total para cada eixo está indicada entre parêntesis. Os ângulos e as distancias dos vetores centrais indicam a direção e força da correlação entre as variáveis e a ordenação.

Entretanto, o gráfico 22 mostra que a mata também possui teores significativos de lignina na composição das suas folhas. A variável lignina apresentou uma correlação com o eixo 1 de r = 0,78 e de r = - 0,77 com o eixo 2. Evidenciando que apesar de apresentar altos conteúdos de N que favorecem a decomposição, a mata também apresenta maiores conteúdos de lignina em relação ao eucalipto. A lignina já foi associada negativamente por Hattenschwiler e Vitousek (2000) com as taxas de decomposição.

O principal impedimento químico do processo de decomposição é a formação de complexos poli proteicos (CPP), estes são uma associação de proteínas com compostos polifenolicos de alto peso molecular, como os apresentados pelo eucalipto nesse estudo.

Esses complexos geralmente apresentam de 10 - 22 % do carbono total e de 22 - 75 % do nitrogênio total dos resíduos recém-depositados (Hattenschwiler e Vitousek, 2000).

A síntese dos CPP é responsável pela coloração marrom nas folhas e representam cerca de 20% do peso da massa seca de folhas. Existem algumas evidencias de que a acumulação desses complexos nas folhas consiste primeiro, em uma proteção contra o herbivorismo, e se acentua quando o solo é limitante em nutrientes, como é o caso dos solos sob plantio de eucalipto. Além disso, as folhas do plantio de eucalipto apresentam sempre uma coloração mais marrom em comparação às folhas da mata.

Entretanto, essa evidência deveria ser uma explicação para uma maior taxa de decomposição no uso eucalipto, o que não ocorreu. Contrastando, com os dados aqui apresentados Palm (1998) *in* (Lavelle, Blanchart et al., 1993) também utilizando experimento de litter bags, mostrou efeito negativo entre a razão poli/N e a mineralização do N ($NH4^+$) na decomposição de folhas de leguminosas na Amazônia Peruana. Todavia, Sollins et.al (1984) observou uma inesperada correlação positiva entre a razão C/N e a mineralização do N em compostos com alto peso molecular num experimento de laboratório, atribuindo o fato, a complexas relações de hidrólise e a consequente liberação de nitrogênio orgânico dissolvido.

Ainda sim, se o habitat dos plantios de eucalipto está realmente conseguindo degradar os compostos fenólicos existentes nas folhas, de uma maneira tão eficaz que sua decomposição foi mais rápida do que a mata, então os primeiros horizontes do solo sob o eucalipto devem apresentar um alto conteúdo de material humificado como os ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina. Uma vez que qualquer fase da decomposição resulta na humificação de compostos orgânicos que é a síntese ou a relativa acumulação de compostos húmicos (Lavelle, Blanchart et al., 1993).

Por outro lado, a decomposição também pode ser inibida pela simples proteção física do recurso dentro dos agregados (Denef, Six et al., 2001a). Desta maneira, outra possível explicação para as taxas mais lentas de decomposição da mata em relação ao eucalipto, pode residir no maior poder que os microrganismos da mata desempenham em promover a agregação.

Com altas taxas de agregação a mata pode preservar mais a matéria orgânica do solo e assim apresentar taxas mais lentas de decomposição ao longo prazo. Contudo, um

estudo mais detalhado sobre agregação e teor de carbono sequestrado dentro dos agregados é necessário para validar está hipótese, assim como um estudo mais detalhado da fauna de solo dos dois ambientes.

Vitousek e Sanford (1986) mostraram uma clara relação entre os padrões de decomposição e ciclagem de nutrientes com os tipos de solo, mostrando que a decomposição é dependente também em ambientes tropicais, da quantidade e do tipo de argilo-minerais.

Segundo Lavelle et.al (1993) a argila pode limitar o processo de decomposição por revestir os substratos orgânicos e os microrganismos, ou por adsorver enzimas liberadas por microrganismos no solo (Haider e Martin, 1980), principalmente em latossolos que possuem caulinita como argilo mineral dominante (Lavelle, Blanchart et al., 1993). Contudo, neste estudo as quantidades de argila entre os usos são muito similares, impossibilitando uma possível explicação para as diferenças nas taxas de decomposição entre os usos devido as quantidades de argila.

Resumindo, segundo Barlow, Gardner et al. (2007) que estudou a hipótese da vantagem domestica usando folhas de eucalipto urophylla e de florestas naturais na Amazônia. O autor mostrou que as folhas de eucalipto, mesmo possuindo os maiores teores de lignina, quando colocadas no habitat da floresta apresentaram as taxas de decomposição mais rápida entre todas. O que leva a corroborar com as hipóteses de Janzen (1974), que em florestas tropicais onde a temperatura e a umidade não são fatores limitantes na maior parte do ano, os microrganismos se tornam o fator regulador mais importante do processo de decomposição.

7.3 Efeito da vegetação no acumulo e estrutura das formas de humus ao longo do gradiente climático.

7.3.1 Quantificação das formas de humus para assinalar mudanças no funcionamento ecossistêmico.

Os dados das quantidades das camadas das formas de humus (OL, OF e MFB) concordam com os dados para florestas tropicais. Segundo dados de Kindel e Garay (2002) estudando formas de humus em sistemas de floresta de tabuleiros, restinga e na floresta da tijuca encontraram valores similares para as camadas OL e OF.

Considerando, os dados da floresta da tijuca apresentados pelas autoras supracitadas e os aqui apresentados, a camada OL apresenta uma variação de 0,6 – 1,5 Mg ha^{-1}. Os dados da camada OF aqui apresentados também corroboram os apresentados por Kindel e Garay (2002) para a floresta da tijuca, exibindo uma variação de 2,5 a 5,5 Mg ha^{-1} similares aos encontrados neste estudo.

Em ambientes tropicais ainda são escassos os trabalhos com formas de humus em florestas plantadas. Contudo, segundo Garay et.al (2003) comparando matéria orgânica e outros atributos do solos entre plantios de eucalipto grandis e acácia mangium encontrou estoques para a camada OL e OF similares aos deste estudo para os plantios de eucalipto, 0,5 e 4,5 Mg ha^{-1} respectivamente.

Os estoques das formas de humus de ambientes tropicais, assim como a sequência de camadas diferem consideravelmente de ambientes temperados. Diversos autores já mostram que a estrutura das formas de humus e a presença ou ausência de determinadas camadas serve como diagnóstico de diferentes estados sucessionais, idade de florestas, tipos de macrorganismos dominantes, características físico-químicas do horizonte A, entre outros (Ponge, Chevalier et al., 2002, Ponge, 2003, Ponge e Chevalier, 2006, Trap, Bureau et al., 2011, Zanella, Jabiol et al., 2011a).

Utilizando as características das formas de humus e outros atributos físico-químicos do solo, foi possível a caracterização e classificação das formas de humus em diferentes ambientes tropicais como florestas montana, floresta de tabuleiros e restingas (Kindel e Garay, 2001, 2002). Assim como neste estudo, onde as formas de humus foram capazes de caracterizar e distinguir os dois sistemas florestais, um plantado e outro natural.

As florestas apresentaram uma estrutura das formas de humus diferente dos plantios de eucalipto. O estoque da camada OL na mata foi menor em relação ao eucalipto, evidenciando que a mata apresenta uma sinergia de decomposição mais intensa para essa camada. Pois, mesmo apresentado maior produção de material decíduo (folhas) exibiu uma camada OL menor.

Segundo Trap et.al (2011) avaliando uma cronossequência de florestas (Fagus Sylvatica) temperada na França, que apresenta idades de 15, 65, 95 e 130 anos assim como uma sequência de formas de humus que varia de um dysmull para Moder.

Verificou que a quantidade de biomassa microbiana na camada OL foi significativamente superior em relação à camada OF, e foi sempre maior na floresta mais jovem, acompanhando os menores estoques para a primeira camada. Em ambientes tropicais naturais a coexistência de microrganismos e a alta atividade da fauna do solo, principalmente minhocas, pode ser uma evidência para as menores quantidades de camada OL na mata.

As camadas das formas de humus (OL, OF e MFB) e os atributos físico-químicos do solo nos permitem realizar diversas inferências sobre o funcionamento de um determinado ecossistema (Kindel e Garay, 2001). De acordo com Ponge (2013) as avaliações macromorfológicas das formas de humus são de extrema importância para entender os feedbacks entre planta e solo.

Contudo, as relações propostas nesse estudo mostraram uma significativa analogia com a mudança da vegetação e consequentemente com o funcionamento dos sistemas avaliados. A relação OL/OF como já mencionado mostra a velocidade de sinergia entre as camadas OL e OF, e quanto menor o valor, mais rápida é decomposição entre as camadas e possivelmente a liberação de nutrientes mais suscetíveis à lavagem, como é o caso do K^+. Esse nutriente apresentou alta correlação com a relação OL/OF (**tabela 12**).

Os dados da mata mostraram que esta apresentou os menores valores para a relação OL/OF, denotando que o processo de decomposição e a atividade da fauna nesta camada (OL) são superiores a mesma camada do plantio de eucalipto. As menores razões (OL/OF) na mata podem ser explicadas pelas maiores quantidades de N nas suas folhas. Corroborando os estudos de Garay et.al (2003) onde constatou que devido as altas taxas de produção e teores de N nas folhas da Acácia, essa última incorporou mais matéria orgânica ao solo por decomposição em comparação com o eucalipto.

.

Tabela 12: Correlação de Pearson (r) entre coeficientes de decomposição, formas de humus, atributos químicos do horizonte A e características químicas do material decíduo (folhas)

	k	OL	OF	MFB	MFB/OL+OF	OL/OF	V	CO	CT	K^+	Poli	N	Lig
k	1.00												
OL	0.50	1.00											
OF	-0.42	0.13	1.00										
MFB	-0.39	-0.26	0.25	1.00									
MFB/OL+OF	-0.62 *	-0.42	0.75 **	0.69 *	1.00								
OL/OF	0.68 *	0.87 **	-0.35	-0.37	-0.73 *	1.00							
V	0.02	0.50	-0.17	0.07	-0.38	0.47	1.00						
CO	-0.19	-0.10	0.28	0.77 **	0.57	-0.16	-0.20	1.00					
CT	-0.21	-0.01	0.32	0.69 *	0.52	-0.10	-0.19	0.98 ***	1.00				
K^+	0.42	0.74 **	-0.23	0.10	-0.44	0.76 **	0.64 *	0.07	0.13	1.00			
Poli	0.59	0.52	-0.26	-0.50	-0.55	0.60	0.16	-0.55	-0.53	0.47	1.00		
N	-0.26	-0.41	-0.07	0.34	0.18	-0.39	-0.14	0.47	0.51	-0.11	-0.72 *	1.00	
Lig	-0.59	-0.46	0.33	0.62 *	0.62 *	-0.57	-0.19	0.71*	0.71 *	-0.34	-0.90 ***	0.70 *	1.00

k: Coeficiente exponencial dos litter bags. OL, OF, MFB, MFB/OL+OF e OL/OF: Camadas das formas de humus. V, CO, CT e K^+: Atributos químicos do horizonte A (0-5cm). Poli, N e Lig (Polifenol, Nitrogênio e Lignina): Características químicas do material decíduo (folhas). *, **, ***: Significativos a 0,05; 0,01 e 0,001 respectivamente.

Em solos tropicais onde as argilas predominantes são do tipo 1:1, grande parte da retenção de íons é feita pela matéria orgânica do solo (Correia e Andrade, 2008). A decomposição da serapilheira influência diretamente os processos de mineralização e a humificação (Swift, Heal et al., 1979).

Não obstante, as relações propostas (OL/OF e MFB/OL+OF) mostraram correlação significativa com os valores do coeficiente exponencial da metodologia dos litter bags (*k*) (**tabela 23**). Evidenciando que os estudos das formas de humus são abeis para diagnosticar os processos de decomposição de um ecossistema.

Dito isto, a relação MFB/OL+OF parece bem interessante, pois essa relação mostra de certa maneira a velocidade de incorporação da matéria orgânica no solo. Pois, se trata de uma relação que representa os processos que ocorrem na interface solo-serapilheira estando esta relação intimamente relacionada com os primeiros centímetros do solo, horizonte A (0-5 cm).

A mata apresentou os maiores valores de MFB/OL+OF em relação ao eucalipto, não obstante a mata também apresenta os maiores conteúdos de C no horizonte A. Significativas correlações foram encontradas entre a relação MFB/OL+OF e os conteúdos de lignina, além disso, a própria camada MFB apresentou significativa correlação com o CO (r: 0,77) e CT (r: 0,69) do horizonte A (**tabela 12**). Ponge e Chevalier (2006) já mostraram correlações similares das formas de humus (eumull – dysmoder) com diversos parâmetros físico-químicos do solo, inclusive os teores de C.

7.3.2 Mudança das formas de humus ao longo do gradiente climático.

No gradiente climático proposto as camadas OL e OF aumentaram em quantidade na sequência CdM, NF e BJ, esta também é a sequência de produção de material decíduo (folhas). Segundo Ponge et.al (2011) um largas escalas geográficas o clima afeta muito mais as formas de humus do que o tipo de floresta e a qualidade química das folhas. Contudo, devemos salientar que em largas escalas o clima também é o fator que controla a produção de material decíduo (Correia e Andrade, 2008).

A fração mais decomposta das camadas das formas de humus MFB apresentou um padrão diferenciado do destacado acima para as camadas OL e OF. O município de

BJ que possui a menor precipitação anual (1313mm) apresentou os menores estoques de MFB, entretanto este município apresenta os maiores estoques das camadas OL+OF somadas, evidenciando que a incorporação da matéria orgânica neste município é a mais lenta entre todos.

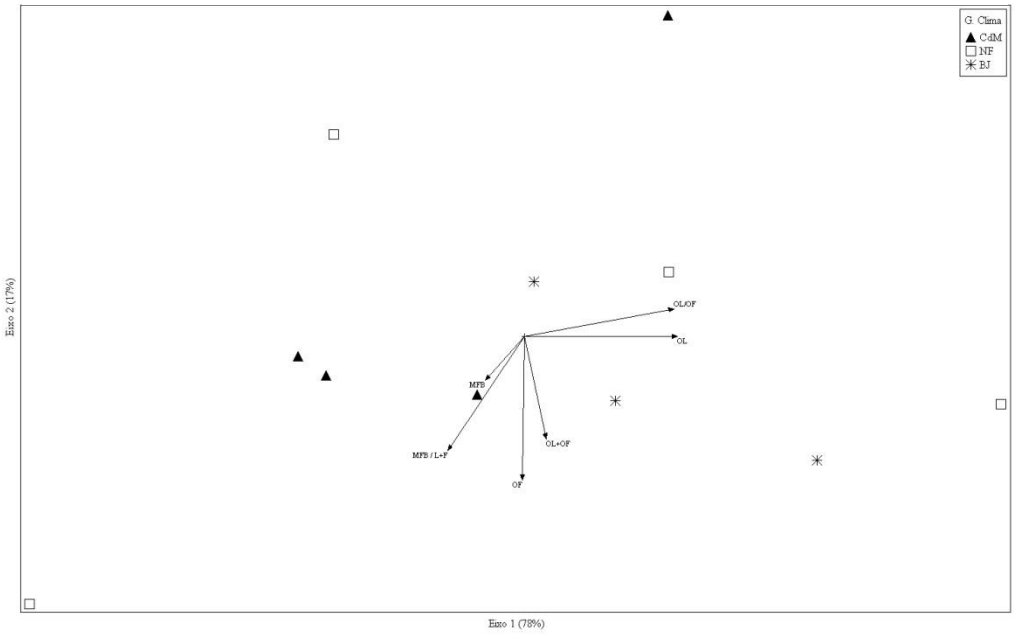
Esta evidência é confirmada pela relação MFB/OL+OF do município de BJ que é a menor entre todos os munícipios. Entretanto, neste estudo o clima não parece ser uma possível explicação para a menor incorporação de matéria orgânica nos primeiros centímetros do solo, uma vez que BJ não apresenta o clima mais frio. Gradiente de clima já foi destacado por Ponge et.al (2011) como fatores decisivos para mudanças na estrutura das formas de humus e fauna de solo em florestas temperadas da França.

Apesar do destaque ao clima como fator regulador das formas de humus, o gradiente climático proposto neste estudo apresenta um padrão difuso. A relação MFB/ OL+OF no município que apresenta as temperaturas mais frias ao longo do ano (NF), é a maior entre todos os municípios avaliados.

Essa relação (MFB/ OL+OF) mostra que no município citado (NF) a incorporação da matéria orgânica é a maior entre todos. Contrariando a ideia de que o clima poderia retardar o processo de decomposição devido a menor atividade dos microrganismos e a consequente sinergia nos processos de decomposição (Swift, Heal et al., 1979, Ponge, Jabiol et al., 2011).

A variação do clima no gradiente proposto não afetou de forma significativa as formas de humus. Os resultados de NMS não mostraram uma clara distinção entre os municípios estudados e a análise de MRPP não mostrou diferença significativa entre os grupos (MRPP p >0,05) (**gráfico 23).**

Gráfico - 23: Ordenação NMS utilizando as camadas e relação das formas de humus



Ordenação NMS usando as características e ralações das formas de humus. A fração da variância total para cada eixo está indicada entre parêntesis. Os ângulos e as distancias dos vetores centrais indicam a direção e força da correlação entre as variáveis e a ordenação.

8. Conclusão

A dinâmica da matéria orgânica foi afetada pela modificação da vegetação nativa para o plantio de eucalipto. Essa mudança afetou principalmente produção de material decíduo (folhas) e a estrutura das formas de humus.

A alteração da vegetação implicou numa mudança das características químicas dos aportes de material decíduo depositados no piso florestal, influenciando consequentemente no ciclo bioquímico do sistema. Contudo, o processo de decomposição avaliado pela metodologia dos litter bags, não foi sensível à mudança do uso e das características químicas geradas pela substituição da vegetação.

As camadas e as relações entre as camadas das formas de humus foram afetadas pela mudança da vegetação. Os padrões de velocidade de decomposição entre as

camadas OL e OF, além da incorporação da matéria orgânico do solo (MFB/OL+OF) mostram um efeito negativo da opção pelo o uso do eucalipto.

A produção de material decíduo e as formas de humus foram as variáveis mais sensíveis em diagnosticar a dinâmica da matéria orgânica entre os usos. Foi possível observar uma boa correlação entre as formas de humus e os coeficientes de decomposição, mostrando que a metodologia das formas de humus são sensíveis ao processo de decomposição.

No gradiente climático proposto não foi possível verificar uma alteração significativa na dinâmica da matéria orgânica independente da vegetação. Mostrando que em ambiente tropical a alteração da dinâmica da matéria orgânica, independente do sistema avaliado, deve ser regulada somente quando os fatores abióticos são altamente contrastantes.

Em ambientes tropicais, principalmente na Mata Atlântica Fluminense os processos biológicos e a qualidade do recurso depositado no piso florestal são fatores reguladores da dinâmica da matéria orgânica mais importante do que o clima e as características do material parental.

9. Referências Bibliográficas

Abdullah, S. A. e Nakagoshi, N. (2007). "Forest fragmentation and its correlation to human land use change in the state of Selangor, peninsular Malaysia." Forest Ecology and Management **241**(1-3): 39-48.

Abraf (2013). Anuário estatístico ABRAF 2013 ano base 2012. Brasília.

Aerts, R. (1997). "Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship." Oikos **79**(3): 439-449.

Albagli, S. (1998). "Da biodiversidade à biotecnologia: a nova fronteira da informação." Ci. Inf., Brasília **27**(1): 7-10.

Alvarez-Sanchez, J. e Enriquez, R. B. (1996). "Leaf Decomposition in a Mexican Tropical Rain Forest." Biotropica **28**(4): 657-667.

Ambiente, M. D. M. (1999). Diretrizes para a política de conservação e desenvolvimento sustentável da mata atlântica. Caderno N° 13. Brasília DF, Brasil.

Ana. (2007). "Agencia Nacional de Águas. Hidro Sistema de Informações Hidrológicas de Informações Hidrológicas." Retrieved Disponível em:<**Erro! A referência de hiperlink não é válida.**. Acesso em: 08 jun 20013.

Anderson, J. M. e Ingram, J. S. I. (1989). Tropical soil biology and fertility, CAB international Wallingford.

Attiwill, P. M. e Adams, M. A. (1993a). "Nutrient cycling in forests." New Phytologist **124**(4): 561-582.

Attiwill, P. M. e Adams, M. A. (1993b). "Tansley Review No. 50. Nutrient Cycling in Forests." New Phytologist **124**(4): 561-582.

Babel, U. (1975). Micromorphology of soil organic matter. In: Gieseking, J.E. (Ed.), Soil Components. Organic Components. New York.

Barlow, J., Gardner, T. A., Ferreira, L. V. e Peres, C. A. (2007). "Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon." Forest Ecology and Management **247**(1â€“3): 91-97.

Berg, B. (2000). "Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils." Forest Ecology and Management **133**(1-2): 13-22.

Berg, B., De Santo, A. V., Rutigliano, F. A., Fierro, A. e Ekbohm, G. (2003). "Limit values for plant litter decomposing in two contrasting soils -influence of litter elemental composition." Acta Oecologica **24**(5â€“6): 295-302.

Berg, B. e Mcclaugherty, C. (2003). Plant litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Berlin, Springer.

Berg, B., Mcclaugherty, C., De Santo, A. V. e Johnson, D. (2001). "Humus buildup in boreal forests: effects of litter fall and its N concentration." Canadian Journal of Forest Research **31**(6): 988.

Berglund, S. L., Ã…Gren, G. R. I. e Ekblad, A. (2013). "Carbon and nitrogen transfer in leaf litter mixtures." Soil Biology and Biochemistry **57**(0): 341-348.

Bernhard-Reversat, F. e Schwartz, D. (1997). "Change in lignin content during litter decomposition in tropical forest soils (Congo): comparison of exotic plantations and native stands." Comptes Rendus de l'AcadÃ©mie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science **325**(6): 427-432.

Binkley, D., Campoe, O. C., Gspaltl, M. e Forrester, D. I. (2013). "Light absorption and use efficiency in forests: Why patterns differ for trees and stands." Forest Ecology and Management **288**(0): 5-13.

Biondini, M. E., Bonham, C. D. e Redente, E. F. (1985). "Secondary successional patterns in a sagebrush (Artemisia tridentata) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity." Vegetatio **60**(1): 25-36.

Bohrer, C. B. D. A. e Barros, F. a. D. (2006). Proteção e Restauração da Área do Entorno do Parque Estadual dos Três Picos. Nova Friburgo, Instituto Rede Brasileira Agroflorestal -REBRAF.

Bray, J. R. e Curtis, J. T. (1957). "An ordination of the upland forest communities of southern wisconsin." Ecological Monographs **27**: 325-349.

Brethes, A., Brun, J. J., Jabiol, B., Ponge, J. e Toutain, F. (1995). "Classification of forest humus forms: a French proposal." Ann. For. Sci. **52**(6): 535-546.

Brown, S. e Lugo, A. E. (1990). "Tropical Secondary Forests." Journal of Tropical Ecology **6**(1): 1-32.

Câmara, I. G. (2005). Breve história da conservação da Mata Atlântica. Fundação SOS Mata Atlântica e Belo Horizonte. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo, Conservação Internacional**:** 472p.

Carmo, C. a. F. D. S. D., Tôsto, S. G., Calderano, S. B., Penha, H. M., Filho, B. C., Júnior, W. D. C., Barreto, W. D. O., Paula, J. L. D. e Andrade, A. G. D. (2000). "Caracterização geoambiental de áreas antropizadas no municipio de Itaboraí- Rio de Janeiro." Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento **16**.

Castri, F. D. (1995). The hierarchical Uniqueness of Biodiversity. Uniqueness and Universality in a Biological Word, UNESCO Headquarters, Paris, France, Biology International.

Chistofoletti, A. (1999). Modelagem de sistemas ambientais. São Paulo, Blucher.

Chorley, R. J. (1962). Geomorphology and general systems theory, US Government Printing Office Washington, DC.

Correia, M. E. F. e Andrade, A. G. (2008). Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. Fundamentos da matétria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. G. d. A. Santos, L. S. d. Silva, L. P. Canellas e F. A. O. Camargo. Porto Alegre, Metrópole **2:** 654.

Couteaux, M.-M., Bottner, P. e Berg, B. (1995). "Litter decomposition, climate and liter quality." Trends in Ecology & Evolution **10**(2): 63-66.

Dantas, M. E. (2001). Geomorfologia do Estado do Rio de Janeiro. In: . CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Rio de Janeiro: geologia, geomorfologia, geoquímica, geofísica, recursos minerais, economia mineral, hidrogeologia, estudos de chuvas intensas, solos, aptidão agrícola, uso e cobertura do solo, inventário de escorregamentos, diagnóstico geoambiental. Rio de Janeiro, CPRM - Serviço Geológico do Brasil.

Dean, W. (1995). A ferro e fogo: A história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira. São Paulo, Companhia das Letras.

Denef, K., Six, J., Paustian, K. e Merckx, R. (2001a). "Importance of macroaggregate dynamics in controlling soil carbon stabilization: short-term effects of physical disturbance induced by dry-wet cycles." Soil Biology & Biochemistry **33**: 2145-2153.

Diamond, J. M. (2006). Collapse: How societies choose to fail or succeed, Penguin Group USA.

Didham, R. K. (1998a). "Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments." Oecologia **116**(3): 397-406.

Didham, R. K., Hammond, P. M., Lawton, J. H., Eggleton, P. e Stork, N. E. (1998b). "Beetle Species Responses to Tropical Forest Fragmentation." Ecological Monographs **68**(3): 295-323.

Ellison, G. N. e Gotelli, N. J. (2004). "A primer of ecological statistics." Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.

Embrapa (1992). Mapa de Solos do estado do Rio de Janeiro. EMBRAPA-SNLCS. Rio de Janeiro.

Ewel, J. J. (1976). "Litter Fall and Leaf Decomposition in a Tropical Forest Succession in Eastern Guatemala." The Journal of Ecology **64**(1): 293-308.

Feeley, K. J. (2004). "The effects of forest fragmentation and increased edge exposure on leaf litter accumulation." Journal of Tropical Ecology **20**(6): 709-712.

Filho, B. C., Polivanov, H., Guerra, A. J. T., Chagas, C. D. S., Júnior, W. D. C. e Calderano, S. B. (2010). "Estudo Geoambiental do Município de Bom Jardim – RJ, com Suporte de Geotecnologias: Subsídios ao Planejamento de Paisagens Rurais Montanhosas." Sociedade & Natureza **22**(1): 55-73.

Forrester, D. I., Bauhus, J. R. e Cowie, A. L. (2006a). "Carbon allocation in a mixed-species plantation of Eucalyptus globulus and Acacia mearnsii." Forest Ecology and Management **233**(2â€“3): 275-284.

Forrester, D. I., Bauhus, J. R., Cowie, A. L. e Vanclay, J. K. (2006b). "Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: A review." Forest Ecology and Management **233**(2â€“3): 211-230.

Forrester, D. I., Collopy, J. J., Beadle, C. L., Warren, C. R. e Baker, T. G. (2012). "Effect of thinning, pruning and nitrogen fertiliser application on transpiration,

photosynthesis and water-use efficiency in a young Eucalyptus nitens plantation." Forest Ecology and Management **266**(0): 286-300.

Forrester, D. I., Theiveyanathan, S., Collopy, J. J. e Marcar, N. E. (2010). "Enhanced water use efficiency in a mixed Eucalyptus globulus and Acacia mearnsii plantation." Forest Ecology and Management **259**(9): 1761-1770.

Freitas, S. R., Hawbaker, T. J. e Metzger, J. P. (2010). "Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest." Forest Ecology and Management **259**(3): 410-417.

Gaese, H., Albino, J. C. T., Wesenberg, J. e Schluter, S. (2009). Biodiversity and land use systems in the fragmented Mata Atlântica of Rio de Janeiro. Göttingen, Cuvillier Verelag

Gama-Rodrigues, A. C., Barros, N. F. e Santos, M. L. (2003). "Decomposição e liberação de nutrientes do folhedo de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia." Revista Brasileira de Ciência do Solo **27**: 1021-1031.

Garay, I., Kindel, A., Carneiro, R., Franco, A. A., Barros, E. e Abbadie, L. (2003). "Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de Acacia mangium e Eucalyptus grandis." Revista Brasileira de Ciência do Solo **27**: 705-712.

Garay, I. E. G. e Dias, B. F. S. (2001). Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodolofias de avaliação e monitoramento. Petrópolis, Editora Vozes.

Gholz, H. L., Wedin, D. A., Smitherman, S. M., Harmon, M. E. e Parton, W. J. (2000). "Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition." Global Change Biology **6**.

Gotelli, J. N. e Ellison, M. A. (2011). Principios de estatistica em ecologia. Porto Alegre, Artmed.

Graça, M. a. S., Barlocher, F. e Gessner, M. O. (2005). Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide. New York, Springer Berlin HeidelBerg.

Green, R. N., Trowbridge, R. L. e Klinka, K. (1993). "Towards a Taxonomic Classification of Humus Forms." Forest Science **39**(1): 1-48.

Grigal, D. F. e Mccoll, J. G. (1977). "Litter Decomposition Following Forest Fire in Northeastern Minnesota." The Journal of Applied Ecology **14**(2): 531-538.

Haider, K. e Martin, J. P. (1980). "Biochemistry of humus formation and its interaction with clays." Coloques internationaux du CNRS.

Hattenschwiler, S. e Vitousek, P. M. (2000). "The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling." Trends in Ecology & Evolution **15**(6): 238-243.

Haynes, R. J. (2000). "Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand." Soil Biology and Biochemistry **32**(2): 211-219.

Herrera, R., Jordan, C. F., Medina, E. e Klinge, H. (1981). "How Human Activities Disturb the Nutrient Cycles of a Tropical Rainforest in Amazonia." Ambio **10**(2-3): 109-114.

Hoover, M. D. e Lunt, H. A. (1952). A Key for the Classification of Forest Humus Types. Soil science society proceedings, Soil Science Society of America.

Hopkins, B. (1966). "Vegetation of the Olokemeji forest reserve, Nigeria: IV. The litter and soil with special reference to their seasonal changes." The Journal of Ecology: 687-703.

Huttl, R. F. e Bens, O. (2003). Plant litter-decomposition, humus formation and carbon sequestration. New York, Springer Verlag.

Jabiol, B., Zanella, A., Ponge, J.-F. O., Sartori, G., Englisch, M., Van Delft, B., De Waal, R. e Le Bayon, R. E.-C. (2013). "A proposal for including humus forms in the World Reference Base for Soil Resources (WRB-FAO)." Geoderma **192**(0): 286-294.

Janzen, D. H. (1974). "Tropical blackwater rivers, animals, and mast fruiting by the Dipterocarpaceae." Biotropica: 69-103.

Janzen, H. H. (2004). "Carbon cycling in earth systems: a soil science perspective." Agriculture, Ecosystems & Environment **104**(3): 399-417.

John, D. M. (1973). "Accumulation and Decay of Litter and Net Production of Forest in Tropical West Africa." Oikos **24**(3): 430-435.

Kindel, A. (2001). A fragmentação Real: Heterogeinidade de remanescentes florestais e valor indicador das formas de húmus Doutorado, UFRJ.

Kindel, A. e Garay, I. (2001). "Caracterização de Ecossistemas da Mata Atlântica de Tabuleiros por meio das Formas de Húmus." Revista Brasileira de Ciência do Solo **25**(2): 551-563.

Kindel, A. e Garay, I. (2002). "Humus form in ecosystems of the Atlantic Forest, Brazil." Geoderma **108**(1-2): 101-118.

Kruskal, J. (1964). "Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method." Psychometrika **29**(2): 115-129.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Merona, J. M. R.-D., Laurance, S. G., Hutchings, R. W. e Lovejoy, T. E. (1998). "Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonian Tree Communities." Conservation Biology **12**(2): 460-464.

Laurance, W. F., Laurance, S. G. e Delamonica, P. (1998). "Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions." Forest Ecology and Management **110**(1-3): 173-180.

Laurance, W. F. e Vasconcelos, H. L. (2009). "Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia." Oecologia Brasiliensis **13**(3): 434-451.

Lavelle, P., Blanchart, E., Martin, A., Martin, S. e Spain, A. (1993). "A Hierarchical Model for Decomposition in Terrestrial Ecosystems: Application to Soils of the Humid Tropics." Biotropica **25**(2): 130-150.

Legendre, P. e Legendre, L. (1998). Numerical ecology, Elsevier.

Liu, C., Berg, B., Kutsch, W., Westman, C. J., Ilvesniemi, H., Shen, X., Shen, G. e Chen, X. (2006). "Leaf litter nitrogen concentration as related to climatic factors in Eurasian forests." Global Ecology and Biogeography **15**(5): 438-444.

Loranger, G., ponge, J. F. e Lavelle, P. (2003). "Humus forms in two secondary semi-evergreen tropical forests." European Journal of Soil Science **54**(1): 17-24.

Martins, S. V. e Rodrigues, R. R. (1999). "Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP." Revista Brasileira de Botânica **22**: 405-412.

Mcclaugherty, C. A., Pastor, J., Aber, J. D. e Melillo, J. M. (1985). "Forest Litter Decomposition in Relation to Soil Nitrogen Dynamics and Litter Quality." Ecology **66**(1): 266-275.

Mccune, B. e Grace, J. B. (2002). Analysis of Ecological Communities. Oregon.

Mccune, B. e Mefford, M. J. (1999). PC-ORD: multivariate analysis of ecological data, MjM Software Design.

Melo, A. S. e Hepp, L. U. (2008). "Ferramentas estatísticas para análises de dados provinientes de biomonitoramento." Oecologia Brasiliensis **12**(3): 463-486.

Mesquita, R. D. C. G., W. Workman, S. e Neely, C. L. (1998). "Slow litter decomposition in a Cecropia-dominated secondary forest of central Amazonia." Soil Biology and Biochemistry **30**(2): 167-175.

Metzger, J. P. (1999). "Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica." Anais da Academia Brasileira de Ciências **71**(1-3): 445-463.

Montagnini, F. e Jordan, C. F. (2005). Tropical Forest Ecology: The Basis for conservation and Management. New York, Springer Berlin Heidelberg.

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

Odum, E. P. (1988). Ecologia. Rio de Janeiro, Editora: Guanabara.

Odum, E. P. (1969). "The Strategy of Ecosystem Development." Science **164**(3877): 262-270.

Pandey, R. R., Sharma, G., Tripathi, S. K. e Singh, A. K. (2007). "Litterfall, litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical natural oak forest and managed plantation in northeastern India." Forest Ecology and Management **240**(1-3): 96-104.

Pedreira, B. D. C. C. G., Fidalgo, E. C. C., Prado, R. B., Fadul, M. J. D. A., Bastos, E. C., Silva, S. a. D., Zainer, N. G. e Peluzo, J. (2009). "Dinâmica de uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas de Guapi-Macacu e Caceribu - RJ." Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento **136**.

Ponge, J.-F. (2003). "Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity." Soil Biology and Biochemistry **35**(7): 935-945.

Ponge, J.-F. (2013). "Plant-soil feedbacks mediated by humus forms: A review." Soil Biology and Biochemistry **57**(0): 1048-1060.

Ponge, J.-F. (2012). "Plant - soil feedbacks mediated by humus forms: A review." Soil Biology and Biochemistry(0).

Ponge, J.-F. e Chevalier, R. (2006). "Humus Index as an indicator of forest stand and soil properties." Forest Ecology and Management **233**(1): 165-175.

Ponge, J.-F., Chevalier, R. e Loussot, P. (2002). "Humus Index: An Integrated Tool for the Assessment of Forest Floor and Topsoil Properties." Soil Sci. Soc. Am. J. **66**: 1996-2001.

Ponge, J.-F., Jabiol, B. e Gégout, J.-C. (2011). "Geology and climate conditions affect more humus forms than forest canopies at large scale in temperate forests." Geoderma **162**(1â€“2): 187-195.

Ponge, J.-F., Zanella, A., Sartori, G. e Jabiol, B. (2010). "Terrestrial humus forms: ecological relevance and classification ".

Prado, R. B., Barcellos, T. B. C., Rego, L. F. G., Donagemma, G. K. e Turetta, A. P. D. (2010). "Mapeamento e caracterização do padrão de uso e cobertura da terra na microbacia do córrego Pito Aceso, Bom Jardim – RJ, utilizando imagens orbitais de alta resolução." Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento **150**.

Prescott, C. E. (2005). "Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?" Forest Ecology and Management **220**(1-3): 66-74.

Rachid, C. T. C. C., Balieiro, F. C., Peixoto, R. S., Pinheiro, Y. a. S., Piccolo, M. C., Chaer, G. M. e Rosado, A. S. (2013). "Mixed plantations can promote microbial integration and soil nitrate increases with changes in the N cycling genes." Soil Biology and Biochemistry **66**(0): 146-153.

Rambaldi, D. M. e Oliveira, D. a. S. D. (2003). Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas

públicas. Brasília, MMA/SBF.

Reis, M. D. G. F. e Barros, N. F. (1990). Ciclagem de nutrientes em plantio de eucalipto. Relação Solo-Eucalipto. N. F. d. Barros e R. F. d. Novaes. Viçosa, Centro de ciências agrárias.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J. e Hirota, M. M. (2009). "The Brazilian Atlantic Forest How much is left, and how is the remaining forest distributed Implications for conservation." Biological Conservation **142**: 1141-1153.

Ricklefs, R. E. (1996). Ecology. New York, Freemam.

Ritz, K. (2006). "Decomposition." Mycological Research **110**(1): 122.

Rizzini, C. T. (1979). Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos. São Paulo, Hucitec.

Rodrigues, J. M. M. (2004). Geoecologia das paisagens uma visão geossistêmica da análise ambiental. Fortaleza, UFC.

Salmon, S., Mantel, J., Frizzera, L. e Zanella, A. (2006). "Changes in humus forms and soil animal communities in two developmental phases of Norway spruce on an acidic substrate." Forest Ecology and Management **237**(1-3): 47-56.

Sanchez, P. (1979). Soil fernility and conservations for agroforestry systems in the humid tropics of Latim America. Soils research in agroforestry. M. O e H. P.A. Nairobi, ICRAF.

Schessl, M., Silva, W. L. D. e Gottsberger, G. (2008). "Effects of fragmentation on forest structure and litter dynamics in Atlantic rainforest in Pernambuco, Brazil." Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants **203**(3): 215-228.

Seeber, J. e Seeber, G. U. H. (2005). "Effects of land-use changes on humus forms on alpine pastureland (Central Alps, Tyrol)." Geoderma **124**: 215-222.

Selle, G. L. (2007). "Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais." Bioscience Journal **23**(4): 29-39.

Singh, J. S. e Gupta, S. R. (1977). "Plant Decomposition and Soil Respiration in Terrestrial Ecosystems." Botanical Review **43**(4): 449-528.

Sollins, P., Spycher, G. e Glassman, C. A. (1984). "Net nitrogen mineralization from light- and heavy-fraction forest soil organic matter." Soil Biology and Biochemistry **16**(1): 31-37.

Songwe, N. C., Okali, D. U. U. e Fasehun, F. E. (1995). "Litter Decomposition and Nutrient Release in a Tropical Rainforest, Southern Bakundu Forest Reserve, Cameroon." Journal of Tropical Ecology **11**(3): 333-350.

Statsoft, I. N. C. (2001). "STATISTICA (data analysis software system), version 6." Tulsa, USA: 150.

Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., Mcbratney, A. B., Courcelles, V. D. R. D., Singh, K.,

Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P. C., Chenu, C., Jastrow, J. D., Lal, R., Lehmann, J., O'donnellk, A. G., Parton, W. J., Whitehead, D. e Zimmermann, M. (2013). "The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon." Agriculture, Ecosystems & Environment **164**(0): 80-99.

Swift, M. J., Heal, O. W. e Anderson, J. M. (1979). Decomposition in terrestrial ecosystems. Los Angeles, University of California.

Tansley, A. G. (1935). "The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms." Ecology **16**(3): 284-307.

Toledo, L. D. O., Pereira, M. G. e Menezes, C. E. G. (2002). "Produção de Serrapilheira e Transferência de Nutrientes em Florestas Secundárias Localizadas na Região de Pinheiral, RJ." Ciência Florestal **12**(2): 9-16.

Torreta, N. K. e Takeda, H. (1999). "Carbon and nitrogen dynamics of decomposing leaf litter in a tropical hill evergreen forest." European Journal of Soil Biology **35**(2): 57-63.

Trap, J., Bureau, F., Brethes, A., Jabiol, B., Ponge, J.-F. O., Chauvat, M., Decaã«Ns, T. e Aubert, M. L. (2011). "Does moder development along a pure beech (Fagus sylvatica L.) chronosequence result from changes in litter production or in decomposition rates?" Soil Biology and Biochemistry **43**(7): 1490-1497.

Trap, J., Laval, K., Akpa-Vinceslas, M., Gangneux, C., Bureau, F., Decaëns, T. e Aubert, M. (2011). "Humus macro-morphology and soil microbial community changes along a 130-yr-old Fagus sylvatica chronosequence." Soil Biology and Biochemistry **43**(7): 1553-1562.

Valentin, J. L. (1995). "Agrupamento e ordenação." Oecologia Brasiliensis **2**(1): 2.

Valeriano, C. D. M., Junior, R. P., Almeida, J., Silva, L. G. E., Duarte, B., Schmitt, R., Valladares, C., Nogueira, J. R., Ragatky, C. D., Geraldes, M., Valente, S., Mansur, K. L., Gontijo, A., Corval, A., Dutra, T., Valença, J., Esteves, A., Palermo, N., Pereira, R. M., Guimarães, P. V., Silva, F. D. L. D., Amaral, C. P. D., Tupinambá, M. e Heilbron, M. (2012). Geologia e recursos minerais da folha Baía de Guanabara SF.23-Z-B-IV, estado do Rio de Janeiro escala 1:100.000. e. s. G. d. B. Mapa Geológico, versão digital em CD-ROM, textos e mapas. Belo Horizonte, CPRM.

Vasconcelos, H. L. e Luizão, F. J. (2004). "Litter Production and Litter Nutrient Concentrations in a Fragmented Amazonian Landscape." Ecological Applications **14**(3): 884-892.

Veloso, H. P., Oliveira-Filho, L. C. D., Vaz, A., Lima, M. P. M., Marquete, R. e Brazão, J. E. M. (1992). "Manual técnico da vegetação brasileira." Rio de Janeiro: IBGE.

Vitousek, P. (1982). "Nutrient Cycling and Nutrient Use Efficiency." The American Naturalist **119**(4): 553-572.

Vitousek, P. M. e Sanford, R. L. (1986). "Nutrient cycling in moist tropical forest." Annual Review of Ecology and Systematics **17**: 137-167.

Walkley, A. e Black, I. A. (1934). "An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method." Soil science **37**(1): 29-38.

Wilson, E. O. (1994). "The Diverisity of Life." Bulletin of Science, Technology & Society **14**: 51.

Wolda, H. (1981). "Similarity indices, sample size and diversity." Oecologia **50**(3): 296-302.

Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J.-F., Sartori, G., Waal, R. D., Delft, B. V., Graefe, U., Cools, N., Katzensteiner, K., Hager, H., English, M. e Brethes, A. (2009). "Toward a european humus forms reference base." Studi Trentini di Scienze Naturali **85**: 145-151.

Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J. F., Sartori, G., De Waal, R., Van Delft, B., Graefe, U., Cools, N., Katzensteiner, K., Hager, H. e Englisch, M. (2011a). "A European morpho-functional classification of humus forms." Geoderma **In Press, Corrected Proof**.

Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J. F., Sartori, G., Waal, R. D., Delft, B. V., Graefe, U., Cools, N., Katzensteiner, K., Hager, H., Englisch, M., Brethes, A., Brollk, G., Gobat, J. M., Brun, J. J., Milbert, G., Kolb, E., Wolf, U., Frizzera, L., Galvan, P.,

Kolli, R., Baritz, R., Kemmerse, R., Vacca, A., Serra, G., Banas, D., Garlato, A., S. Chersich, Klimo, E. e Langohr, R. (2011b). European humus forms: Base reference. V. 2.