



**POTENCIAL ENERGÉTICO DE BIOMASSAS RESIDUAIS E ATRIBUTOS DE
SOLOS EM AMBIENTES AGRÍCOLAS E FLORESTAIS**

GERALDO CESAR ZAMBRZYCKI

**TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA-UnB**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

POTENCIAL ENERGÉTICO DE BIOMASSAS RESIDUAIS E
ATRIBUTOS DE SOLOS EM AMBIENTES AGRÍCOLAS E
FLORESTAIS

ORIENTADOR: Dr. REGINALDO SÉRGIO PEREIRA
TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

BRASÍLIA – DF
ABRIL DE 2018.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**POTENCIAL ENERGÉTICO DE BIOMASSAS RESIDUAIS E ATRIBUTOS DE
SOLOS EM AMBIENTES AGRÍCOLAS E FLORESTAIS**

GERALDO
CESAR
ZAMBRZYCKI

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

APROVADO POR:

Prof. Dr. REGINALDO SÉRGIO PEREIRA (Departamento de Engenharia Florestal - UnB)

(ORIENTADOR)

Prof. Dr. NARA OLIVEIRA SILVA SOUZA (Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – FAV/UnB); (Examinadora Externa)

Prof. Dr. AILTON TEIXEIRA DO VALE (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB); (Examinador Interno)

Prof. Dr. FABIANO EMMERT (Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA); (Examinador Externo)

(Departamento de Engenharia Florestal - UnB)

Prof. Dr. ALCIDES GATTO (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB). (Examinador Suplente)

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo (a) autor(a)

ZPPGEFL .TD 092/201 8p

Zambrzycki, Geraldo Cesar
Potencial Energético de Biomassas Residuais e Atributos de Solos em Ambientes
Agrícolas e Florestais / Geraldo Cesar Zambrzycki;

Orientador Reginaldo Sérgio Pereira. - Brasília, 2018. 155 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Florestais) -Universidade de Brasília,
2018.

1. Colheita Florestal. 2. Bioenergia. 3. Resíduos de culturas. 4. Biomassa
lignocelulósica. 5. Geração de energia térmica. I. Pereira, Reginaldo Sérgio, orient.
II. Título.

REFERÊNCIA

ZAMBRZYCKI, G. C. (2018). Potencial energético de biomassas residuais e atributos de solos em ambientes agrícolas e florestais.

Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Publicação _____ Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 155 f.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Geraldo Cesar Zambrzycki

TÍTULO: Potencial energético de biomassas residuais e atributos de solos em ambientes agrícolas e florestais.

GRAU: Doutor ANO: 2018

É concedido à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Geraldo Cesar Zambrzycki
alvinegro_2@hotmail.com

*“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei
para que o fosse feito. Não sou o que deveria ser,
mas graças à Deus, não sou o que era antes”.*

(Martin Luther King)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus

... por mais uma encarnação, por iluminar minha jornada e me dar forças para seguir adiante, permitindo a superação dos obstáculos, que não foram poucos, para a continuidade de minha vida profissional.

Ao Dr. Reginaldo Sérgio Pereira

... pela confiança, orientação, oportunidade, incentivo, amizade e todo o ensinamento transmitido.

Aos Drs. Alcides Gatto e Ailton Teixeira Vale

... pelas instruções e auxílio que contribuíram para o meu crescimento acadêmico, profissional, e principalmente, a grande amizade.

Gratidão!

RESUMO

A energia é um insumo de uso generalizado na economia mundial. Assim, a sua indisponibilidade pode produzir efeitos econômicos adversos de longo prazo. A carência relativa à disponibilidade de energia pode ser proveniente da falta de planejamento e investimento direcionados ao setor e, em um futuro próximo, da dificuldade em obter novas fontes renováveis de energia. A biomassa é uma das fontes de energia renovável facilmente disponível, que podem ser convertidas em algumas formas úteis de energia através de diferentes processos; entre eles, a tecnologia da combustão é um método particularmente eficiente. A utilização de resíduos florestais e agrícolas para a produção de energia apresenta múltiplos benefícios, mas a ligação entre a bioenergia e o ambiente é complexa e nem todas as opções energéticas têm os mesmos impactos. No Brasil, se tem disponível uma grande quantidade de biomassas que podem ser alternativas para produção de combustíveis, porém, a sua caracterização deve ser baseada em seu uso e apresentar elementos que auxiliem na compreensão das propriedades determinantes, inerentes a cada biomassa. Portanto, o objetivo principal deste estudo foi o de determinar a produtividade energética dos resíduos agroflorestais do cerrado, da cultura do milho, da eucaliptocultura, do capim Tanzânia e da bananicultura, para produção de energia através do ciclo de *Rankine*. Foram realizadas análises físico-químicas das matérias-primas in natura e pastilhada, principalmente para avaliar o poder calorífico das amostras, sendo as análises realizadas de acordo com as normas da ABNT. Os resultados das análises foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste de *Tukey* (significância de 5 %). Dessa forma, os resultados pesquisados evidenciaram que a biomassa residual da eucaliptocultura apresentou a melhor produtividade energética (21,95 GJ ha⁻¹), quando comparado com as demais matérias-primas estudadas.

Palavras-chave: Colheita Florestal, Bioenergia, Resíduos de culturas, Biomassa lignocelulósica, Geração de energia térmica.

ABSTRACT

Energy is an input of widespread use in the world economy. Thus, their unavailability can produce long-term adverse economic effects. The lack of energy availability can be derived from the shortage of planning and investment aimed at the sector and, in the near future, the difficulty in obtaining new renewable energy sources. Biomass is one of the easily available renewable energy sources, which can be converted into some useful forms of energy through different processes; among them, combustion technology is a particularly efficient method. The use of forest and agricultural waste for energy production presents multiple benefits, but the link between bioenergy and the environment is complex and not all energy options have the same impacts. In Brazil, a large number of biomasses are available which may be alternatives to fuel production, but their characterization must be based on their use and present elements that assist in understanding the determining properties, inherent in each biomass. Therefore, the main objective of this study was to determine the energy productivity of the agroforestry residues of the cerrado, the maize culture, the Eucalyptus culture, the Tanzania grass and the banana culture, for energy production through the Rankine cycle. Physico-chemical analyses of raw materials in Natura and lozenges were carried out, mainly to evaluate the calorific value of the samples, and the analyses carried out according to ABNT standards. The results of the analysis were submitted to the analysis of variance and the averages were compared by the Tukey test (significance of 5%). Thus, the results researched showed that the residual biomass of Eucaliptocultura presented the best energy productivity (21.95 GJ ha⁻¹), when compared with the other raw materials studied.

Keywords: Forest Harvest, Bioenergy, crop residues, lignocellulosic biomass, thermal energy generation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Evolução e projeção da oferta de energia interna.	35
Figura 2 - Amostras das biomassas residuais caracterizadas no estudo.	52
Figura 3 - Esquema da amostragem das biomassas nas unidades amostrais.	53
Figura 4 - Moinho de faca utilizado para moagem das biomassas residuais.	54
Figura 6 - Imagem dos cadinhos antes e após a análise imediata.	56
Figura 7 - Bomba calorimétrica PARR modelo 1261.	58
Figura 8 - Variação e média do teor de umidade das biomassas.	62
Figura 9 - Variação e média do teor de voláteis das biomassas.	64
Figura 10 - Variação e média do teor de cinzas das biomassas.	66
Figura 11 - Variação e média do teor de Carbono Fixo nas biomassas.	69
Figura 12 - Porcentagem média de hidrogênio (H) por biomassa residual.	71
Figura 13 - Sistema de uso da terra com Cerrado nativo na Fazenda Água Limpa.	108
Figura 14 - Área de pastagem formada pela gramínea <i>Panicum maximum</i> Jacq. cv. Tanzânia, com cerca 25 anos de implantação, na Fazenda Água Limpa.	108
Figura 15 - Área cultivada anualmente com milho (<i>Zea mays</i> L.), em cultivo convencional, na Fazenda Água Limpa.	109
Figura 16 - Área de florestamento com híbrido de <i>Eucalyptus urophylla</i> × <i>E. grandis</i> , plantados há mais de 72 meses, na Fazenda Água Limpa (Eucaliptocultura).	110
Figura 17 - Esquema do grid de amostragem utilizado na amostragem.	110
Figura 18 - Coleta das amostras do solo utilizando-se o anel de Kopecky.	111
Figura 19 - Valores médios das densidades do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.	114
Figura 20 - Valores médios da porosidade total do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.	118
Figura 21 - Resistência mecânica à penetração (Rp) de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso da terra, em três profundidades (0,00-0,20 m, 0,20-0,40 m e 0,40-0,60 m).	121
Figura 22 - Valores médios do pH em água do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.	125
Figura 23 - Valores médios da Capacidade de troca catiônica do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.	127

Figura 24 - Valores médios do pH em água do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.	129
Figura 25 - Usos alternativos e concorrentes de resíduos de culturas.	148
Figura 26 - Efeitos negativos a curto e a longo prazo da remoção de resíduos de culturas para biocombustíveis e outros fins.	155

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores referência para a comparação do poder calorífico superior das biomassas.	46
Tabela 2 - Valores de referência para o teor médio de umidade das biomassas.	47
Tabela 3 - Teor médio de material volátil das biomassas residuais analisadas.	48
Tabela 4 - Teor médio de cinzadas biomassas residuais analisadas.	49
Tabela 5 - Teor médio de carbono fixo das biomassas residuais analisadas.	50
Tabela 6 -Valores de “F” para teor de umidade, materiais voláteis, teor de cinzas e teor de carbono fixo.	61
Tabela 7 - Valores médios dos teores de umidade, materiais voláteis, cinzas e carbono fixo.	61
Tabela 8 - Valores de “F” para poder calorífico superior (PCS), poder calorífico inferior (PCI), e poder calorífico útil (PCU).	71
Tabela 9 - Comparação através do teste de Tukey, do poder calorífico PCS, PCI e PCU na umidade original.	72
Tabela 11 - Atributos do solo e seus níveis de sustentabilidade sugeridos por Goedert, 2002.	100
Tabela 12 - Classes de resistência mecânica do solo à penetração e níveis de limitação ao crescimento das raízes.	102
Tabela 13 - Valores médios da densidade do solo de um Latossolo Vermelho, em função dos sistemas de uso do solo, nas três profundidades estudadas.	115
Tabela 14 - Valores médios de macroporosidade, microporosidade e porosidade total de um Latossolo Vermelho, em função dos sistemas de uso do solo, nas três profundidades estudadas.	118
Tabela 15 - Valores médios de pH em água [pH(H ₂ O)], capacidade de troca de cátions (CTC) e matéria orgânica (MO) de um Latossolo Vermelho, em função dos sistemas de uso do solo, nas três profundidades estudadas.	124
Tabela 16 - Estimativa dos resíduos de colheita produzidos nos EUA em 1994 (adaptado de Schomberg et al., 1994).....	150
Tabela 17 - A produção mundial de grãos, tubérculos e resíduos de culturas entre 1991 e 2001 (a partir da FAO, 1991, 2001)	151
Tabela 18 - Carbono orgânico (CO) e densidade do solo (Ds) dos solos sob culturas de Cerrado, milho, eucalipto, capim e banana na Fazenda Água Limpa.	156

Tabela 19 - Estoque de Carbono no solo (ECS) no solo (t ha ⁻¹) em SUT de Cerrado, Milho, Eucalyptus urophylla x grandis, capim e Bananicultura amostrados na Fazenda Água Limpa, DF.....	158
--	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIB - Associação Brasileira de Indústrias da Biomassa

Aneel - Agência Nacional de Energia Elétrica

bs – Base seca

bu – Base úmida

B - Boro

CF - Carbono Fixo

Ca – Cálcio

cm – centímetro

cmol_c - Centimol

CO – Monóxido de Carbono

CO₂ - Dióxido de Carbono

CTC- Capacidade de Troca Catiônica

dag – decagrama

DF – Distrito Federal

EPE - Empresa de Pesquisa Energética

FAL – Fazenda Água Limpa

FAO – Food and Agriculture Organization

Fe - Ferro

GEE - Gases com Efeito de Estufa

GJ – Giga Joule

H₂O - Água

ha – Hectare

HEC - *Herbaceous Energy Crops*

HPA - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

IBÁ – Instituto Brasileiro Árvore

IBGE – Instituto Brasileiro Geografia Estatística

K - Potássio

kg - Quilograma

Mg – Mega grama

Mg - Magnésio

MJ – Mega Joule

Mt – Milhões de Toneladas

MV – Material orgânico Volátil

N₂ - Nitrogênio

Na - Sódio

P - Fósforo

P_{BS} – Produção base seca

PC – Poder Calorífico

PCI – Poder Calorífico Inferior

PCS – Poder Calorífico Superior

PCU - Poder Calorífico Útil
PE - Produtividade Energética
PIB – Produto Interno Bruto
pH – Potencial hidrogênico
S - Enxofre
SBS - Sociedade Brasileira de Silvicultura
Si - Silício
SO₂ - Dióxido de Enxofre
SUT- sistema de uso da terra
t - Tonelada
tec – Tonelada Equivalente de Carvão
tep – Tonelada Equivalente de Petróleo
UnB - Universidade de Brasília
Zn - Zinco
 Δ – Diferença, variação

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	31
1.1. Hipótese.....	32
1.2. Objetivo principal.....	32
1.3. Objetivos secundários.....	32
2. REVISÃO BIBLIOGRAFICA.....	32
2.1 Biomassa e Energia.....	33
2.1.1. Biomassa residual do cerrado.....	36
2.1.2. Biomassa residual da cultura do milho.....	37
2.1.3. Biomassa residual da eucaliptocultura.....	37
2.1.4. Biomassa residual do capim Tanzânia.....	38
2.1.5. Biomassa residual da bananicultura.....	39
2.2. Utilização energética da biomassa residual.....	40
2.3 Propriedades das biomassas residuais.....	44
2.3.1 Poder Calorífico.....	44
Composição Química Imediata (CQI).....	46
2.3.2 Umidade.....	47
2.3.2.2. Teor de Voláteis.....	48
2.3.2.2 Teor de cinzas.....	48
2.3.2.3 Teor de Carbono Fixo (CF).....	49
2. 4. Produtividade Energética.....	50
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	51
3.1. Descrição da área de estudo.....	52
3.2. Caracterização das propriedades das biomassas.....	53
3.2.1 Coleta da biomassa residual.....	53
3.2.2 Classificação granulométrica.....	54
3.2.3 Determinação da umidade (Tu).....	55
3.2.4 Análise imediata.....	55
3.2.5 Teor de cinzas.....	56
3.3. Estimativa do teor de carbono fixo.....	57
3.4 Poder calorífico.....	57
3.5 Poder calorífico útil (PCU).....	59
3.6. Produtividade Energética.....	59
3.7. Análise Estatística.....	60

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
4.1. Análise imediata	60
4.1.1. Teor de Umidade	61
4.1.2. Materiais voláteis	64
4.1.3. Teor de Cinzas	65
4.1.4. Teor de Carbono Fixo.....	69
4.2. Determinação do Poder Calorífico Superior (PCS).....	70
4.3 Determinação da Produtividade Energética	74
5. CONCLUSÃO.....	76
REFERÊNCIAS	77
CAPITULO 2. PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS DO LATOSSOLO VERMELHO EM ÁREAS COM SISTEMAS PRODUTIVOS E CERRADOS NO DF APÓS EXTRAÇÃO DE BIOMASSA	90
2.1.1. RESUMO	90
2.1.2. ABSTRACT	91
2.1. INTRODUÇÃO.....	92
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	94
2.2.1. Recurso solo: Latossolos	94
2.2.2 Sistemas de Uso da Terra (SUT)	95
2.2.3. Qualidade do Solo	97
2.2.4. Indicadores da qualidade do solo	98
2.2.4.1.Porosidade do solo (PS)	101
2.2.4.2.Resistência mecânica do solo à penetração (RP)	101
2.2.4.3.Capacidade de troca catiônica (CTC).....	103
2.2.5.Matéria orgânica do solo (MOS).....	103
2.2.6.Uso sustentável do solo	104
2.3.MATERIAL E MÉTODOS.....	106
2.3.1. Caracterização das áreas avaliadas	106
2.3.1.1. Localização da área de estudo	106
2.3.1.2. O clima	106
2.3.1.3. A vegetação	107
2.3.2. Descrição dos sistemas de uso da terra (SUTs) e delineamento amostral.....	107
2.3.3. Amostragem do solo.....	110
2.3.4.Atributos Físicos.....	111
2.3.4.1.Porosidade Total.....	112
2.3.4.2.Resistência à Penetração	112
2.3.5.Atributos químicos de qualidade do solo	113
2.3.6.Análise Estatística	113

2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	113
2.4.1. Densidade do solo (Ds)	113
2.4.2. Porosidade (Pt)	117
2.4.3. Resistência a Penetração (Rp)	121
2.4.4. Atributos químicos do solo.....	124
2.4.5. pH em água.....	125
2.4.6. Capacidade de Troca Catiônica (CTC).....	126
2.4.7. Matéria Orgânica no solo	128
5. CONCLUSÕES	130
REFERÊNCIAS	131
CAPITULO 3 - CARBONO ORGÂNICO EM FUNÇÃO DO SISTEMA DE USO DA TERRA.....	145
3.1. RESUMO	145
3.1.1. ABSTRACT	146
3.2. INTRODUÇÃO.....	147
3.2.1. Biomassa como fonte de energia.....	148
3.2.2. Resíduos de culturas em relação ao Latossolo e ao carbono orgânico.....	152
3.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	156
3.3.1. Carbono Orgânico	156
3.4. RESULTADOS & DISCUSSÃO.....	158
3.5. CONCLUSÕES	162
REFERÊNCIAS	163

1. INTRODUÇÃO

Em 2016, as Nações Unidas publicaram a Agenda para o Desenvolvimento Sustentável até 2030, a qual visava nos próximos quinze anos orientar e estimular ações em áreas críticas para a humanidade e o planeta (NAÇÕES UNIDAS, 2016). Na Agenda, é previsto o aumento substancial na geração de energia global a partir de fontes de matérias-primas renováveis até 2030, visando combater as alterações climáticas e seus impactos decorrentes no planeta. Em suma, a geração de energia a partir de fontes renováveis deverá se tornar um marco histórico em todos os países.

Antes da revolução industrial, a geração de energia era baseada em biomassas e outras fontes renováveis, dominando assim, o fornecimento de energia mundial (MEREDITH, 2013; STERN; KANDER, 2012; WRIGLEY, 2013). Estas foram sendo substituídas durante, e após a revolução industrial, principalmente por fontes fósseis, dominados pela queima de carvão mineral ao invés da madeira (WRIGLEY, 2013).

Atualmente, esforços estão sendo feitos para a redução, ou até mesmo, a substituição dos energéticos fósseis no planeta, devido a questões econômicas, sociais e principalmente ambientais. Acompanhando os usos já tradicionais no consumo da lenha, outras aplicações contemporâneas da biomassa transformada podem ser incluídas nas novas fontes de matérias-primas renováveis de energia. Este fato tem gerado interesse da comunidade científica na utilização da biomassa como fonte de energia, e com isto pesquisas e tecnologias modernas para a conversão de biomassas para geração de energia têm sido estudadas.

As novas oportunidades surgidas para a substituição dos recursos fósseis pela biomassa contribuíram para uma visão da chamada bioeconomia. Onde no passado os insumos de biomassas com aplicações não alimentares foram trocados por recursos fósseis, agora, é tentado reverter esse posicionamento. A bioeconomia é, portanto, um renascimento na utilização de biomassas para geração de energia.

A importância da sustentabilidade no desenvolvimento de matérias-primas renováveis é amplamente reconhecida (PFAU, et al., 2014). No entanto, é fortemente debatido pela sociedade se o uso crescente de recursos de biomassas contribuirá para uma situação de maior sustentabilidade. Se as demandas de biomassas não puderem ser atendidas de forma sustentável, o objetivo almejado de sustentabilidade, não poderá ser alcançado.

Para alavancar o desenvolvimento intenso dessa fonte, serão necessárias informações da capacidade produtiva da biomassa para o uso energético e dos riscos potenciais do seu

uso para o ambiente, em comparação com as outras fontes. O surgimento de novas alternativas de uso desses resíduos no mercado gerou a necessidade de estudos para a quantificação e qualificação da biomassa gerada nos sistemas agroflorestais.

Apesar da escassez de informações disponíveis sobre estes parâmetros decorrentes principalmente da ausência de interesse de sua utilização como produto energético, os estudos neste sentido, começam a ser desenvolvidos de forma mais consistente frente às expectativas da valorização destas biomassas para diversas aplicações sustentáveis.

A produção sustentável de agroenergéticos adquire a partir dos dias atuais um papel cada vez mais importante na substituição gradual dos combustíveis de origem fóssil, e com potencial poluente reconhecidamente elevado, tanto na sua produção e distribuição quanto na sua utilização em ampla escala.

Em relação ao Brasil, alguns fatores potencializam a sua vocação e aptidão: a extensão de área cultivável, a elevada produtividade das principais culturas agroflorestais, a existência de políticas públicas direcionadas ao setor, como planos de apoio governamentais e de instituições de pesquisa, a diversidade edafoclimáticas que amplia a gama de espécies adequadas ao cultivo de biomassas e o aumento de interesse de investidores nacionais e internacionais em contratos de longo prazo para a produção de biomassa.

1.1. Hipótese

Os resíduos analisados neste estudo têm potencial energético para uso em sistemas de geração de energia na forma de calor.

1.2. Objetivo principal

Determinar o potencial energético de resíduos agroflorestais, visando à obtenção de matéria-prima renovável para uso na geração de energia térmica.

1.3. Objetivos secundários

- ✓ Reunir elementos para o debate do papel das energias renováveis frente à atual crise energética de fundo ambiental;
- ✓ Caracterizar as propriedades físico-químicas dos resíduos in natura.
- ✓ Identificar o potencial energético na área de estudo.

2. REVISÃO BIBLIOGRAFICA

No momento atual de nossa história, duas crises se encontram inter-relacionadas: (i) a crise energética, em seu aspecto conjuntural pautada na alta volatilidade do preço dos combustíveis fósseis e, principalmente, pela questão estrutural devido à necessidade de se substituir essa fonte energética por outras renováveis; (ii) a crise climática, que resulta do aquecimento global provocado pela emissão de gases que causam o efeito estufa e a inevitabilidade de se adotar, ao máximo, fontes energéticas não poluentes.

As matérias-primas alternativas e os recursos energéticos renováveis, dentre eles, as biomassas lignocelulósicas, têm se tornado primazia em muitos países, pois provavelmente irão desempenhar um importante papel na geração de energia num futuro bem próximo.

Esse recurso energético rapidamente se tornou popularizado, devido aos baixos riscos ambientais e à menor poluição, sendo assim, uma alternativa favorável em substituição aos combustíveis fósseis e seus derivados (XU et al., 2013). Além disso, as biomassas estão, em geral, melhor distribuídas geograficamente que as fontes fósseis. Estima-se que a produção de biomassa residual mundial seja de 220 bilhões de toneladas por ano (SASMAL et al., 2012).

As biomassas aumentam a possibilidade de diversificação e descentralização do abastecimento de energia e podem favorecer na autonomia energética no âmbito local, regional e nacional. Neste contexto, as biomassas lignocelulósicas representam uma fonte renovável, barata e ainda, na maior parte dos casos, inexplorada de matéria-prima para a conversão em combustíveis sólidos, líquidos, gases e outras formas relevantes para a indústria (DHILLON; WUEHLISCH, 2013).

2.1 Biomassa e Energia

A emergente crise energética neste milênio se tornou uma ameaça para a sustentabilidade do planeta, principalmente, para os países em desenvolvimento. Onde a partir da revolução industrial, as reservas fósseis de energia foram os principais insumos energéticos primários utilizados para a geração de energia.

Com a perspectiva de aumento de 50% na demanda de energia elétrica do Brasil até 2030 (EPE, 2015), é de se esperar um simultâneo aumento na demanda por biomassa para atender este crescimento. Assim sendo, o desenvolvimento e a adoção de tecnologias para o aproveitamento de resíduos agrícolas e o cultivo de espécies dedicadas à produção de biomassa energética se configuram como opções favoráveis à diversificação e descentralização do processo de geração de energia.

A biomassa é um dos recursos energéticos mais antigos da humanidade, e a energia gerada, a mais abundante e versátil entre as renováveis no planeta (DIPTI; PRIYANKA, 2013). Números precisos não existem, mas aproximadamente um terço da população mundial depende de lenha, resíduos agroflorestais, esterco animal e de outros tipos de resíduos para satisfazerem as suas necessidades energéticas em domicílios.

O termo biomassa, conforme definido na Diretiva 2003/30 da Comunidade Europeia, se constitui de uma fonte renovável de produção de matéria-prima para geração de eletricidade, calor ou combustíveis. São oriundas em larga escala de atividades agrícolas, silvícolas, da pesca, produtos e subprodutos florestais, resíduos da indústria da madeira, instalações agropecuárias, efluentes e resíduos de indústrias agroalimentares. De uma forma mais simplificada, se pode conceituar que é o material biológico susceptível de aproveitamento energético (GERMEK et al., 2014).

As biomassas se diferenciam de acordo com suas origens ou características físicas e químicas. Considera-se biomassa primária, aquela obtida de produtos oriundos diretamente de culturas, como a cana-de-açúcar para produção do etanol e de culturas oleaginosas para a produção de biodiesel. Já a biomassa secundária, é um produto resultante de processos de conversão dos combustíveis energéticos primários. E podem ter origens diversas, sendo divididas em três tipos de matérias primas: vegetais não lenhosos, vegetais lenhosos e resíduos orgânicos (BEN-IWO et al., 2016).

A biomassa é um recurso que pode atingir emissões de carbono baixas ou quase nulas (desde que a matéria-prima utilizada, seja gerida de forma sustentável). A sua combustão é menos poluente, porque apesar da liberação de CO₂ para atmosfera, este CO₂, já o tinha sido absorvido pelas plantas dando origem a matéria-prima, tornando assim, um balanço de emissões de CO₂ nulo (HÖLDER, 2016).

Este ciclo de carbono nulo pode ser repetido indefinidamente, desde que a biomassa seja regenerada nos próximos ciclos e colhida para a mesma utilização. A gestão sustentável das fontes de biomassa é de extrema importância, para se garantir que o ciclo do carbono não seja interrompido (SILVA, 2009).

Em um país tropical e de proporções continentais significativas como o Brasil, a bioenergia é a opção de energia renovável mais importante, tanto no momento, como no futuro próximo e médio prazo. Por conseguinte, desempenhará um papel crucial nos sistemas integrados de provisão energético futuro e será um elemento valioso de um novo *mix* energético. A biomassa tem potencial para se tornar a maior e mais sustentável fonte de energia do mundo e será muito procurada.

A potência outorgada pela Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel) na matriz elétrica brasileira indica que a biomassa residual responde atualmente por 8,83% do total nacional, onde merecem destaque o bagaço da cana-de-açúcar (78,2%), os resíduos do setor florestal (20%) e outras fontes (11,8%) como a casca de arroz e o capim-elefante (ANEEL, 2016). O Plano Nacional de Energia (PNE) 2030 prevê algumas modificações na estruturação da matriz energética brasileira, como pode ser observado na Figura 1. Há projeção de redução de aproximadamente 10% na dependência de combustíveis fósseis e, um consequente aumento na utilização de formas de energias renováveis.

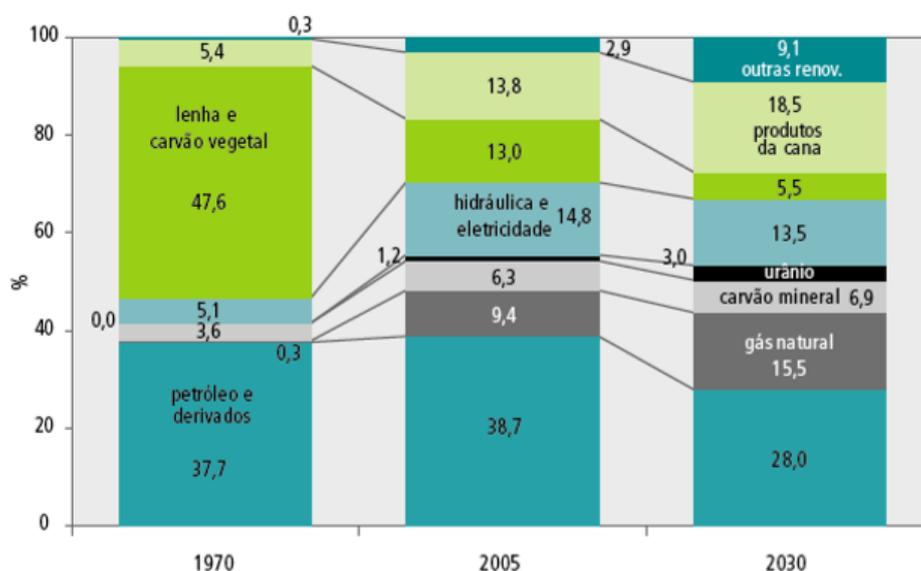


Figura 1- Evolução e projeção da oferta de energia interna.

Fonte: Plano Nacional de Energia (2030).

Neste contexto, a utilização de novas fontes renováveis, a racionalização dos consumos e o aumento de sua eficiência, surgem então, como objetivos a serem atingidos a curto e em médio prazo (DE BESI; MCCORMICK, 2015).

Segundo McKendry (2002) existem diversos motivos para a biomassa ter se ressurgido nas últimas décadas como fonte de energia. Uma das razões foi o avanço nas tecnologias relativas aos processos de conversão, apresentando hoje baixo custo e uma melhor eficiência, diferentemente de processos anteriores. O segundo fator é a elevada produtividade encontrada no setor agroflorestal e, conseqüentemente, o de suas biomassas residuais. Este cenário levou a uma política de redução dos excedentes, reduzindo os passivos ambientais causados por este tipo de resíduo. O terceiro estímulo trata das alterações climáticas devido às emissões de gases com efeito de estufa (GEE) (CO₂, CH₄, entre outros), o qual se tornou um fomento às fontes de energias renováveis em geral (UCZAI et al., 2012).

Na agricultura como um todo, a biomassa residual é um subproduto que cumpre regularmente outras funções, como a manutenção da qualidade do solo ou o fornecimento de habitats. Os benefícios de extração da biomassa residual para novas aplicações, causando uma mudança de uso de recursos, devem superar a perda de valores de sua função anterior (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2015).

Por outro lado, pesquisas da Diretiva 2003/30/CE têm mostrado que a destinação da biomassa agroflorestal residual para a geração de energia, é ambientalmente segura, e que uma remoção parcial do volume produzido, tem pouco efeito, ou nenhum, sobre as perdas inerentes no solo por erosão (RAGHU et al., 2011; SULLIVAN et al., 2011) e de material orgânico (TRIVEDI et al, 2015).

Portanto, na visão de que a energia é um requisito fundamental para o desenvolvimento social e econômico e que as previsões indicam que a oferta de fontes fósseis não atenderá a crescente demanda da população mundial, ressalta-se a necessidade de adoção de fontes alternativas de energia, especialmente as renováveis (GOLDEMBERG; VILLANUEVA, 2003).

2.1.1. Biomassa residual do cerrado

O Cerrado *stricto sensu* se refere à vegetação mais representativa deste bioma, devido à sua peculiaridade apresenta um subtipo de vegetação predominantemente arbóreo-arbustivo. Existindo nesta fisionomia uma variedade de arbustos e subarbustos com troncos tortuosos, cascas grossas e folhas largas e grossas, além de gramíneas, possuindo assim, grande probabilidade da ocorrência de incêndios na estação seca do ano, como se registra frequentemente (RIGONATO, 2005).

Por ser um domínio de grande extensão territorial no país apresenta espécies com potencial energético relevante o que o tornou bastante explorado nesse sentido, sendo a grande demanda por carvão vegetal para suprir as indústrias siderúrgicas um dos fatores que contribuem para o seu desmatamento.

De acordo com Chandler et al. (1983), a serapilheira florestal constitui todo e qualquer tipo de matéria orgânica, viva ou morta, encontrada no ambiente capaz de entrar em combustão e queimar, sendo que sua quantidade pode variar de centenas de quilos a dezenas de toneladas por hectare, dependendo do tipo, espaçamento e idade da vegetação. Nesse contexto, a serapilheira do Cerrado pode se constituir em uma importante fonte de biomassa residual para geração de energia nas regiões deste bioma.

Neste sentido, se torna primordial identificar e avaliar a eficiência de biomassas aptas a potencializarem os impactos positivos ou mitigarem os negativos, permitindo assim, o uso dos recursos naturais de uma forma racional, mediante o desenvolvimento de técnicas que tornem a atividade, de fato, sustentável.

2.1.2. Biomassa residual da cultura do milho

A agricultura mudou consideravelmente desde o início do século XX. Ao longo deste século, houve um forte aumento na produtividade das culturas tanto no Brasil quanto em todo o planeta. Em razão de o Brasil ser um grande produtor de grãos, os resíduos agrícolas se destacam como biomassas potenciais para a produção de energia.

Dados fornecidos pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2016), a área de grãos semeada na safra 2015/16 foi de 58,3 milhões de hectares, o que representa um crescimento de 0,7% em relação à área cultivada na safra anterior, que totalizou 57,9 milhões de hectares. Nesse cenário, com toneladas de grãos sendo produzidas, toneladas de biomassas residuais agrícolas são geradas, incluindo casca, palha, bagaço, sabugo, entre outras (SANTOS ROCHA et al., 2017).

O milho (*Zea mays L.*) é uma gramínea que pode ser cultivada em qualquer clima, solo ou altitude no planeta. É um dos cereais básicos para a nutrição humana e animal. Sua produtividade varia muito com relação à fertilidade do solo e à gerência da cultura. A produção média para colheitas no Brasil é de 4,31 t ha⁻¹, entretanto, varia entre 1,61 t ha⁻¹ na região Nordeste até 5,07 t ha⁻¹ na região Sudeste (IBGE, 2016).

Conforme a Associação Brasileira de Indústrias da Biomassa – ABIB (2011), a geração de resíduos derivados da cultura do milho que permanecem no campo, pode ser dividida em sabugo, colmo, folha e palha, esta última, sendo a cobertura da espiga, totalizando um fator residual de 58%. Uma alternativa para a utilização dos resíduos em geral e em particular, a palhada do milho, é como fonte para geração de energia.

A palha é gerada durante a produção de cereais anuais e geralmente com uma proporção de cerca de 0,6 - 0,8 toneladas por tonelada colhida de grãos. Em países, ou regiões onde as produtividades são elevadas (8-10 t ha⁻¹), a quantidade de palha por área pode ser de seis a oito toneladas, e a maior parte desse volume deve ser removida para permitir o cultivo para a safra seguinte.

2.1.3. Biomassa residual da eucaliptocultura

Outra cadeia produtiva de relevância na balança comercial brasileira, que gera uma quantidade apreciável de resíduos, é a silvícola. Ressalte-se que, apesar de ser o quarto produto na balança comercial do agronegócio brasileiro, com PIB de 60,6 bilhões de reais (IBÁ, 2015), as plantações florestais comerciais ocupam aproximadamente 7,7 milhões de hectares, sendo 74.8% correspondente ao cultivo do *Eucalyptus*.

Segundo pesquisas da Sociedade Brasileira de Silvicultura – SBS (2015), durante a operação de colheita florestal, partes da árvore que possuem diâmetro menor que quatro centímetros, bem como galhos, ramo, folhas, ponteiros e partes quebradas, são deixados no local considerados como biomassa residual.

Na eucaliptocultura para a produção de celulose, uma árvore em média, produz 29% de cascas, galho e folhas, portanto 71% da biomassa são transportados para a indústria, onde passam por um processo de descascamento e picagem, para a transformação em cavacos, que por sua vez são classificados para o aproveitamento no processo de obtenção de celulose. Assim, a atividade florestal de uma forma geral, é caracterizada por apresentar uma grande geração de resíduos no processo de produção (WIECHETECK, 2009).

Neste contexto, o uso da biomassa residual provenientes do eucaliptocultura para fins energéticos, se torna uma alternativa promissora. Logo, um desafio científico-tecnológico é o aproveitamento destes resíduos, tornando-o um biocombustível sólido, que possa trazer benefícios energéticos e uma política socioeconômica, focada na sustentabilidade e com grande impacto ambiental e social.

2.1.4. Biomassa residual do capim Tanzânia

A possibilidade na introdução de gramíneas perenes em programas de produção de energia, não é algo novo. A sua produção a partir de culturas energéticas herbáceas perenes ou *herbaceous energy crops* (HEC), despertaram interesse econômico nas últimas décadas em alguns países (SENELWA et al., 1999). A biomassa potencial das pastagens oferece um potencial para a biomassa adicional, pois as pastagens se não consumidas, precisam ser cortadas para manutenção.

As HEC's que apresentam elevado potencial de biomassa anual apresentam as seguintes características fisiológicas: elevada eficácia no processo de conversão da energia solar pela fotossíntese, sistema radicular extenso e profundo, uso econômico da água no solo e necessidade limitada de nutrientes graças à sua capacidade de retranslocação destes, nas raízes, no final do ciclo vegetativo anual (QUÉNO et al., 2011).

Por ser uma espécie de rápido crescimento e de elevada produtividade de biomassa vegetal, o capim Tanzânia (*Panicum maximum* cv. Tanzânia-1), de ciclo fotossintético C4, apresenta potencial para utilização como fonte alternativa de energia. A gramínea não é um resíduo das produções agrofloretais, mas dadas às suas inúmeras vantagens, representa uma biomassa promissora quando se trata de biocombustíveis.

Na Comunidade Europeia já se produz com sucesso energia elétrica a partir dessa gramínea. Sendo que, em clima temperado, a produtividade média é de 10 toneladas de massa seca por hectare por ano (t/ha/a), enquanto no Brasil apresenta a capacidade de produção de 15 até 45 toneladas de matéria seca (hectare ano⁻¹), com alto teor de fibras e lignina, indicando seu potencial para energia, uma vez que as condições climáticas são favoráveis às gramíneas no Brasil (QUENÓ, 2011).

O potencial realista para pastagens é de 31,47 milhões de toneladas por ano, de modo que o potencial global efetivo estimado para resíduos de culturas agrícolas é de 152,77 milhões de toneladas por ano (CARNEIRO et al., 2014).

2.1.5. Biomassa residual da bananicultura

A banana é uma fruta tropical que é produzida em regiões quentes do planeta e sua produção ocorre durante o ano todo (ROSSO, 2010). Conforme a Embrapa (s.d.), o Brasil é o segundo maior produtor no contexto mundial da fruticultura. Economicamente, a banana se destaca como a segunda fruta mais importante em área colhida, quantidade produzida, valor da produção e consumo. É cultivada por grandes, médios e pequenos produtores, sendo 60% da produção provenientes da agricultura familiar.

Anualmente cerca de 114,6 Mt ano⁻¹ de bananas são produzidas no planeta, com uma produção de 6,9 Mt ano⁻¹ no Brasil (FAO, 2017). Se referindo a produção mundial, aproximadamente 20 Mt ano⁻¹ de pseudocaule e 1 Mt ano⁻¹ de engaço são gerados, uma vez que para cada tonelada de banana colhida, aproximadamente 4 toneladas de biomassa residual lignocelulósicas são geradas (3 toneladas de pseudocaule, 160 kg de engaço, 480 kg de folhas e 440 kg de cascas).

Essa quantidade de biomassa residual gerada representa uma fonte de contaminação ambiental causado pelo descarte incorreto e a lenta decomposição, liberando gases nocivos para atmosfera, como o sulfeto de hidrogênio, amônia, entre outros gases (SILVA et al., 2017).

Neste contexto, alternativas a biomassa residual da bananicultura deve ser planejada. Li et al., (2012) submeteram folhas e pseudocaule da bananeira a um processo de hidrólise

enzimática, a fim de avaliar as melhores condições para aproveitamento da celulose desses tipos de resíduos.

Arredondo et al., (2010) realizaram uma avaliação do ciclo de vida energético para o processo de produção de etanol obtido a partir da hidrólise de amido e de material celulósico e hemicelulósico presente na banana e nas suas biomassas residuais.

Os resultados apresentaram um balanço positivo de energia e, portanto, elas podem ser consideradas fontes de matéria-prima renováveis. Embora o material lignocelulósico presente na biomassa residual da bananicultura apresente resultados positivos, suas pesquisas em escala industrial, são ainda muito carentes, conclui o autor.

Devido à sua abundância e capacidade de renovação é considerada em todo o planeta uma potencial matéria-prima para a produção sustentável de bioenergia. A biomassa lignocelulósica utiliza-se, sobretudo na produção de biocombustível sólido de combustão direta (PHITSUWAN et al., 2013; ZHENG et al., 2014; LAURENT et al., 2015).

2.2. Utilização energética da biomassa residual

O Brasil apresenta elevado potencial na exploração da biomassa residual para geração de energia, graças ao seu grande volume de produção de várias culturas agroflorestais e da agroindústria (LORA; ANDRADE, 2009; VALDEZ-VASQUEZ et al., 2010; OKELLO et al., 2013), o que se torna importante principalmente nos períodos de baixa vazão das hidrelétricas.

A biomassa lignocelulósica é constituída por polímeros de celulose, hemicelulose e lignina. Estão entre os recursos orgânicos renováveis mais abundantes do planeta, possuindo um imenso potencial de utilização como matéria-prima em processos industriais para a produção de biocombustíveis, insumos químicos e biofertilizantes (SASMAL et al., 2012; THAKKER et al., 2013).

Estudos confirmam que o futuro da energia pode estar associado à utilização de produtos de elevado valor energético, a partir das fontes de biomassas, sendo estes, os principais substitutos das matérias-primas de origem fóssil, os resíduos agroflorestais e as culturas energéticas (MUYLLE et al., 2015; LAURENT et al., 2015).

O uso da biomassa moderna oferece um amplo leque de possibilidades em sua utilização (combustíveis sólidos, líquidos e gasosos) (AÇMA, 2003), auxiliando assim, para a redução da dependência de combustíveis fósseis, diminuição nas emissões de GEE e na promoção do desenvolvimento econômico sustentável (LIMA, 2014).

Karekesi et al. (2005) classificaram as biomassas em três categorias de acordo com a tecnologia empregada na sua utilização energética, sendo:

- a) Tecnologias tradicionais de uso da biomassa (ou biomassa tradicional): combustão direta de madeira, lenha, carvão vegetal, resíduos agrícolas, resíduos de animais e urbanos, para cocção, secagem e produção de carvão.
- b) Tecnologias “aperfeiçoadas” de uso da biomassa (ou biomassa “aperfeiçoada”): tecnologias aperfeiçoadas e mais eficientes de combustão direta de biomassa, tais como fogões e fornos.
- c) Tecnologias modernas de uso da biomassa (ou biomassa moderna): tecnologias avançadas de conversão de biomassa em eletricidade e o uso de biocombustíveis.

Como acontece com outras matérias-primas renováveis, o potencial teórico de geração de energia a partir de biomassa residual é enorme. Dos cerca de 100.000 terawatts do fluxo de energia solar que atingem a superfície terrestre, aproximadamente 4.000 incidem sobre 1,5 bilhão de hectares de terras cultivadas no planeta (SOMERVILLE, 2005).

Se admitindo que as tecnologias modernas de conversão de biomassa em energia, possam alcançar uma eficiência de 1%, as terras cultivadas existentes poderiam produzir um fluxo de energia utilizável de 40 terawatts, ou seja, mais de três vezes que o fluxo de fornecimento de energia primária na atualidade, que é estimado em 14 terawatts.

Não se sugere com essa premissa de que todos os sistemas de utilização de terras (SUT) cultiváveis devam ser convertidos para produção de energia, mas sim, mostrar que há margem para expansão da energia advinda da biomassa moderna, visto que, essa contribuição foi estimada em apenas 0,17 gigawatt em 2005 (MACEDO, 2004). Soluções energéticas que possam ser implementadas com investimentos modestos de capital, serão um elemento crucial de uma estratégia energética efetiva na atualidade (GOLDEMBERG; LUCON, 2007).

As biomassas com maior significancia com relação à energia são aquelas oriundas de resíduos agrofloretais, estas se originam de material vegetal gerados nos sistemas de produção de outras culturas (NONHEBEL, 2007). Segundo Werther et al (2000) os resíduos de atividades silviculturais representam 65% do potencial energético de produção da biomassa, enquanto que os resíduos culturais agrícolas respondem por 33%.

As biomassas residuais possuem vantagens relevantes quando comparada aos combustíveis de origem fósseis, a baixa emissão de enxofre e de CO₂ durante a sua combustão, que é compensada pela própria absorção deste, durante o seu crescimento

(COUTO et al, 2004). Além disso, as biomassas apresentam uma relevante capacidade calorífica, sendo matérias-primas potencialmente capazes de substituir algumas formas de combustíveis fósseis, o que pode tornar o processo de conversão vantajoso (RAMOS et al., 2011).

As tecnologias disponíveis para a conversão de biomassas em formas de energia utilizáveis variam em termos de escala, qualidade das matérias-primas e do custo de obtenção. Tecnologias de grande escala que já estão disponíveis no mercado, incluem combustão de leito fixo, leitos fluidificados, a queima de pó, a recuperação da energia de resíduos, bem como vários tipos de sistemas de gaseificação, pirólise, etc. (GOLDEMBERG, 2009). O objetivo das conversões é o de transformar uma matéria-prima carbonácea, de baixa eficiência energética em uma de eficiência economicamente viável e sustentável.

Contudo, muitas dessas tecnologias ainda não estão comercialmente disponíveis em países em desenvolvimento e/ou exigem aporte financeiro – bem como construção de capacidade local – para serem implantadas (TOMELIN, 2016). Neste contexto, os processos de combustão são promissores, para conversão da energia química estocada na matéria-prima em calor, vapor e eletricidade, se utilizando de equipamentos diferenciados (MANARA; ZABANIOTOU, 2012).

Tecnicamente é possível utilizar várias biomassas residuais como combustíveis, porém na prática, a combustão é realizada principalmente em materiais que tenham teores de umidade abaixo de 50% em base seca (McKENDRY, 2002).

As reações químicas no processo de combustão são reações que envolvem a oxidação completa do combustível. As biomassas modernas serão consideradas bons combustíveis industriais, quando sua oxidação puder ser feita com a liberação de energia suficiente para o seu aproveitamento em escala na indústria (CONSUEGRA, 2013).

A maioria dos combustíveis fósseis são hidrocarbonetos, e as composições típicas são de elementos são: carbono (C), hidrogênio (H) e oxigênio (O). As biomassas residuais, de madeira e resíduos vegetais agrícolas, bagaço, serragem, cascas, etc. são carboidratos que contém 1/2 átomo de oxigênio para cada átomo de hidrogênio. Seus produtos de combustão são os mesmos dos hidrocarbonetos (CO_2 e H_2O), mas a energia liberada durante a combustão é proporcionalmente menor.

Brito e Barrichelo (1979) pesquisando sobre o processo de combustão das biomassas, a diferenciaram em três etapas, a primeira sendo caracterizada pelo aquecimento para a

evaporação da umidade. A segunda fase se inicia a temperatura atingir aproximadamente 260°C, o combustível começa a ser quimicamente degradado e os voláteis, a serem vaporizados, quando a temperatura chega aos 600°C estes gases passam a se inflamar. Caso a temperatura não seja mantida neste patamar e a quantidade de ar não seja suficiente, a combustão não se completará. A terceira etapa, é a queima do carvão que ocorre após a liberação dos gases voláteis. Este queimará em temperaturas acima dos 600°C, restando uma pequena quantidade de cinzas. Um ponto interessante neste processo, é que entre 50 a 60% do calor aproveitável na queima da biomassa, estão nos gases voláteis desprendidos (BRITO; BARRIQUELO, 1979).

Estas três etapas no processo de combustão ocorrem ao mesmo tempo, porém as duas primeiras se realizam predominantemente quando o chama ainda está se iniciando. (BRITO; BARRICHELO, 1979).

A utilização da biomassa como matéria-prima de conversão depende das propriedades químicas e físicas das moléculas (McKENDRY, 2002). Quando as ligações adjacentes entre moléculas de carbono, hidrogênio e oxigênio são quebradas pela combustão, digestão, ou decomposição química, estas biomassas liberam sua energia química armazenada.

Os principais elementos químicos constituintes em um combustível são o carbono, o hidrogênio e em alguns casos o enxofre, os quais reagem durante o processo de combustão (MARTINS et al., 2003), e podendo ser diferenciados entre completo e incompleto. A combustão completa ocorre quando há oxigênio suficiente na câmara de combustão, para a completa oxidação do combustível, sendo os produtos destas reações basicamente o CO₂ (dióxido de carbono), H₂O (vapor de água), SO₂ (dióxido de enxofre), N₂ (nitrogênio) e liberação de calor, ou seja, um processo exotérmico.

Na combustão incompleta, a quantidade de ar na fornalha é menor que o teor necessário, havendo a formação de carbono não queimado (elementar) e originando diferentes compostos nocivos tais como: monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), fuligem e alcatrões (VLASSOV, 2001). Uma efetiva diminuição destes poluentes pode ser alcançada em um processo de combustão otimizado, promovido por uma mistura adequada nas razões ar/combustível (PERIN et al., 2015).

Rocha et al. (2017) afirmaram a importância na viabilidade da utilização da biomassa residual para a geração de energia, é que, onde a energia gerada por estas, deve superar a energia despendida na coleta, picagem, processamento e de transporte, bem como os custos de preparação com os combustíveis.

2.3 Propriedades das biomassas residuais

Existem inúmeras formas de biomassa residual disponíveis na natureza, uma ampla gama de tecnologias para convertê-las em energia e potenciais utilizações finais da energia gerada. Constatar ajustes eficientes dos elementos mencionados é o principal desafio para o desenvolvimento e produção de bioenergia, em uma perspectiva ambiental (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, 2014).

A biomassa moderna é considerada uma atraente fonte de energia, inclusive pela possibilidade de complemento aos combustíveis fósseis. Porém, para que essa propositura seja feita de forma eficiente, é primordial o conhecimento das características contidas nessas biomassas, principalmente para processos térmicos de conversão de energia (KAZAGIC; SMAJEVIC, 2007).

A biomassa é basicamente um hidrocarboneto, contendo átomos de oxigênio em sua estrutura química, diferentemente dos combustíveis de origem fóssil. A presença deste elemento químico faz com que a biomassa requeira menos oxigênio no processo de combustão, sendo assim, menos poluente, entretanto, o seu potencial de energia liberado é reduzido, diminuindo o poder calorífico (NOGUEIRA; RENDEIRO, 2008).

A celulose, hemicelulose e a lignina são os principais componentes da biomassa vegetal, variando os teores de celulose entre 40 a 50%, a hemicelulose de 20 a 40% e 16 a 30% no teor de lignina, aproximadamente, deste modo, a biomassa residual é considerada uma biomassa lignocelulósica (MARTINI, 2009). Segundo Abbasi (2010) além da variação desses teores, as biomassas apresentam pequenas quantidades de outros componentes orgânicos e inorgânicos. São compostos de reduzido peso molecular, chamados de extrativos, sendo encontrados principalmente no cerne e na casca, e geralmente constituído por terpenos, óleos essenciais, resinas, fenóis, taninos, graxas e corantes (PENG et al., 2012).

O rendimento energético em um processo de combustão depende, entre outros, de sua constituição química, onde os teores de celulose, hemicelulose, lignina, extrativos e substâncias minerais, variam com a origem e é de fundamental importância para a escolha adequada da biomassa a ser utilizada (QUIRINO et al., 2005).

O processo termoquímico também é influenciado pela dimensão e homogeneidade das partículas, teor de umidade, massa volumétrica, densidade energética, poder calorífico, teor em voláteis e cinzas (BERNDES et al. 2008).

2.3.1 Poder Calorífico

Segundo Brito (2007) no processo de combustão a energia armazenada na biomassa é blindada e aproveitada para a geração de calor, vapor ou eletricidade. O poder calorífico é definido como a quantidade de energia liberada em forma de calor pela combustão completa, de uma unidade de massa de um combustível (ÇENGEL; BOLES, 2006), na unidade de joule por grama (J g^{-1}) ou quilojoule por quilograma (kJ kg^{-1}), considerando-se seu estado anidro (0% de umidade). O poder calorífico pode ser apresentado como Poder Calorífico Superior (PCS) ou Poder Calorífico Inferior (PCI), dependendo se o calor liberado pela condensação da água de constituição da biomassa (formada durante a combustão em razão da presença de hidrogênio em sua composição química elementar) for considerado. Portanto, o PCI retrata melhor a qualidade de uma biomassa como combustível (QUIRINO, 2002).

O PCS pode ser obtido de duas maneiras: pela bomba calorimétrica, que consiste em se colocar uma amostra de combustível na câmara de combustão do equipamento, conforme metodologia estabelecida pela norma ABNT NBR 8633/1984. Os valores assim obtidos correspondem ao PCS e são superiores aos observados na prática, devido a bomba calorimétrica ser calafetada, e os produtos oriundos de sua combustão permanecem retidos. Assim, ao se resfriar, o vapor d'água será condensado e liberará o calor latente de vaporização (QUIRINO, 2002).

Outra forma de se obter o PCS é através de expressões matemáticas fundamentadas na análise elementar da biomassa (Carbono, Oxigênio e Hidrogênio) e também pela análise imediata (Carbono fixo e material volátil).

O poder calorífico correlaciona-se negativamente com a umidade presente na biomassa residual; logo, é importante a secagem para que o combustível contenha teores adequados para o processo de combustão (FURTADO et al., 2012). O poder calorífico é influenciado pelos teores de umidade e de cinzas, pela constituição química do combustível, e principalmente pelo teor de lignina e de extrativos contidos na biomassa (SANTIAGO; RESENDE, 2014). Por outro lado elevados teores de carbono e hidrogênio significa um elevado poder calorífico, enquanto que o teor de oxigênio apresentará efeito contrário (PEREIRA JR, 2001).

Vários pesquisadores têm checado os valores de biomassa seca e os valores médios de PCS para a madeira que é de $20,25 \text{ MJ kg}^{-1}$, $20,95 \text{ MJ kg}^{-1}$ para as acículas e $20,60 \text{ MJ kg}^{-1}$ para a casca (THÖRNQVIST, 1986). Para resíduos florestais de *Quercus*, Thörnqvist (1986) obtiveram valores entre $19,24$ a $20,92 \text{ MJ kg}^{-1}$. Segundo Thomaselli et al. (1983), encontraram poder calorífico superior (PCS), de 20 MJ kg^{-1} para a madeira e de $24,9 \text{ MJ kg}^{-1}$ para a casca, em *Pinus elliotti* plantadas no Estado do Paraná. Os resíduos florestais podem

apresentar o poder calorífico diferentes da madeira, principalmente devido às diferenças nas proporções de resina, lignina e celulose. A resina tem um poder calorífico maior do que a madeira, cerca de $39,3 \text{ MJ kg}^{-1}$ (HOWARD, 1979).

Fica notório que para se obter bons rendimentos em termos da combustão de biomassas residuais, o poder calorífico do material utilizado deve ter valores expressivos, mostrando assim a importância do conhecimento dessa propriedade para avaliação de um combustível como insumo energético (RAMOS E PAULA et al., 2011). A Tabela 1 apresenta valores de poder calorífico útil (PCS) de resíduos da madeira e a participação de outras biomassas residuais sólidos de origem vegetais aplicados como combustíveis com seus respectivos teores de umidade (PERA, 1990).

Tabela 1 - Valores referência para a comparação do poder calorífico superior das biomassas.

Biomassa	PCS (MJ kg^{-1})	Referências
Cerrado	17,52	VALE et al. (2002)
Cultura do milho	18,56	VALE, et al. (2013)
Eucaliptocultura	17,60	TELMO et al. (2010)
Pastagem	16,77	RAMBO, et al. (2013)
Bananicultura	16,13	RAMBO, et al. (2013)

Em balanços de massa no sistema de queima de biomassa deve-se utilizar o poder calorífico útil, que é a quantidade de calor liberado pela combustão, com a água em seu estado gasoso, sendo descontada a energia necessária para sua evaporação, ou seja, a água referente à umidade da madeira (GLASS; ZELINKA, 2010), desta forma tem-se o poder calorífico realmente disponibilizado para uso.

Outra variável importante no uso da biomassa para fins energéticos é a densidade energética, obtida pelo produto entre o poder calorífico útil e a densidade do granel da biomassa, pois se tem assim a maior quantidade de energia contida por unidade de volume (GARCIA et al., 2012; PROTÁSIO et al., 2012), considerando a granulometria do combustível.

Composição Química Imediata (CQI)

A análise imediata de um combustível qualquer, fornece as frações mássicas dos teores de umidade (U), material orgânico volátil (MV) (condensáveis e não condensáveis), carbono fixo (CF) e cinzas (CZ) da biomassa residual. A sua importância está relacionada com a classificação da biomassa e a caracterização do combustível voltada para utilização

industrial, bem como para efeito comparativo entre alternativas energéticas. Sendo, portanto, de fundamental importância quando se almeja uma utilização energética da biomassa (BRITO; BARRICHELO, 1978).

2.3.2 Umidade

Teores elevados de umidade dificultam e oneram os custos de transporte, a secagem, o armazenamento e a manipulação das biomassas, com influência negativa no poder calorífico (CHARLTON et al., 2009; EVERARD et al., 2012; VALE et al., 2011).

A influência negativa no poder calorífico da biomassa, é devido ao fato de que parte da energia liberada no processo é gasta na vaporização da água, ou seja, antes de ocorrer à combustão, é necessário que a umidade evapore. Assim, se o seu conteúdo for muito variável, poderá dificultar no processo de combustão, havendo necessidade de constantes ajustes no sistema (BRITO, 2007).

Deve-se considerar que é necessário aproximadamente 2,51 MJ de energia para evaporar um kg de água presente na biomassa, o que deverá ser descontado do poder calorífico do material, quando úmido. O teor de umidade pode ser expresso tanto na base úmida (bu) quanto em base seca (bs), e pode ser mensurado pela diferença entre as massas de uma amostra, antes e logo após a mesma ser submetida à secagem (MARCELINO, 2017).

Segundo McKendry (2002) há duas formas do teor de umidade de interesse prático, a umidade intrínseca (teor de umidade da biomassa sem influência climática) e a umidade extrínseca (influência das condições meteorológicas durante a coleta da biomassa). A biomassa originária de produção agroflorestral possui teor de umidade entre 15 a 30% bu (NOGUEIRA; RENDEIRO, 2008). Para que ocorra uma boa combustão o seu teor de umidade deve ser inferior a 25%. Teores superiores, além de diminuir a quantidade de energia gerada, reduzem as temperaturas da câmara de combustão e dos gases de escape (FARINHAQUE, 1981; ABELHA, 2005). Na Tabela 2 são apresentados valores de umidade encontrados de algumas biomassas após certo período de armazenamento.

Tabela 2 - Valores de referência para o teor médio de umidade das biomassas.

Biomassa	Teor de Umidade (bu) (%)	Referências
Cerrado	17,11	CAMARGOS et al. (2015)
Cultura do milho	17,1	LIMA (2004)
Eucaliptocultura	10,4	PINCELLI (2011)
Capim Tanzânia	8,10	RAMBO et al. (2013)
Bananicultura	12,56	RAMBO et al. (2013)

2.3.2.2. Teor de Voláteis

O material orgânico volátil é a parte da biomassa que evapora na forma de gases (incluindo a umidade) durante o processo de combustão, ou seja, o teor de voláteis é quantificado se mensurando a fração de massa do combustível que volatiliza durante o aquecimento de uma amostra padronizada seca, em atmosfera inerte, até a temperatura de aproximadamente 850°C (McKENDRY, 2002).

As biomassas residuais são matérias-primas com elevados teores em voláteis, os quais constituem aproximadamente de 75% de sua massa (bs). Fato esse, faz que o processo de combustão transcorra em seis etapas consecutivas distintas: de secagem, emissão de voláteis, ignição, queima chama, extinção da chama e combustão do resíduo de carbono (NOGUEIRA; LORA, 2003).

Segundo Lewandowski (1997) o teor volátil interfere na ignição, pois quanto maior este, maior será a reatividade e conseqüentemente a ignição. Portanto, ele determina o comportamento do combustível no processo da decomposição térmica, pois define a facilidade com que o combustível queimará (CARASCHI et al., 2012). O seu teor também pode contribuir para a baixa eficiência energética durante a combustão da biomassa (CHAVES et al., 2013). Os teores de material volátil são diferentes em matérias-primas agroflorestais como pode ser observado na Tabela 3.

Tabela 3 - Teor médio de material volátil das biomassas residuais analisadas.

Biomassa	Teor de Voláteis (%)	Referências
Cerrado	73,86	VALE et al. (2002)
Cultura do milho	84,41	VALE et al. (2013)
Eucaliptocultura	81,90	PINCELLI (2011)
Capim Tanzânia	76,50	RAMBO et al. (2013)
Bananicultura	80,27	RAMBO et al. (2013)

2.3.2.2 Teor de cinzas

Cardoso et al. (2001) consideram que a combustão da biomassa em elevadas temperaturas, resulta na obtenção de cinzas, indicando o conteúdo de minerais óxidos presentes na biomassa, em suas mais diferentes formas. Torna-se necessário o conhecimento do comportamento de seus teores, para se evitar operações termoquímicas inadequadas (NOGUEIRA; RENDEIRO, 2008).

A composição das cinzas resultantes depende de vários fatores diretamente relacionados com o tipo de biomassa utilizada como combustível, pois os componentes originais são precursores para os componentes formadores do resíduo. As cinzas são substâncias inorgânicas que não participam no processo de combustão, como o silício (Si), potássio (K), sódio (Na), enxofre (S), cálcio (Ca), fósforo (P), magnésio (Mg) e ferro (Fe) (CORTEZ, LORA, GÓMEZ. 2008).

Estudos intensivos têm sido realizados sobre a influência das características dos combustíveis oriundos de biomassa, na deposição de cinzas em caldeiras. Assim, se torna necessário o desenvolvimento de tecnologias para monitoramento de seus teores, sua deposição, análise, e a compreensão dos mecanismos físico-químicos envolvidos, bem como o desenvolvimento de tecnologia para a redução da deposição em processos de combustão das biomassas (ZHANG et al., 2010).

Brand (2010) afirma que teores elevados de cinzas contribuem para a redução do poder calorífico, visto que os materiais minerais (cinzas), não participam do processo de combustão, sendo, portanto, indesejáveis em qualquer tipo de combustível. Segue abaixo a Tabela 4 - Teor médio de cinzadas biomassas residuais analisadas.

Biomassa	Teor de Cinzas (%)	Referências
Cerrado	2,35	VALE et al. (2002)
Cultura do milho	2,78	VALE et al. (2013)
Eucaliptocultura	0,98	PINCELLI (2011)
Capim Tanzânia	13,01	RAMBO et al. (2013)
Bananicultura	8,01	RAMBO, et al. (2013)

2.3.2.3 Teor de Carbono Fixo (CF)

O teor de carbono fixo pode ser entendido como a fração mássica da biomassa, desconsiderando os teores de material volátil e os resíduos resultantes após a combustão (McKENDRY, 2002; MOERS et al., 2011).

A lignina é o principal componente químico responsável pela formação de carbono fixo, a qual contribui para a liberação de energia durante o processo de combustão direta (BRIDGWATER, 2004). Assim, biomassas contendo maiores teores de material volátil, possuíram menores teores em carbono fixo (CHAVES et al., 2013).

Na comparação da biomassa com o carvão, uma diferença é significativa, principalmente entre os teores de carbono fixo e o material volátil apresentado nas amostras.

Os carvões apresentam maiores teores de carbono fixo, os quais elevam o poder calorífico superiores, enquanto que, as biomassas residuais apresentam maiores teores de materiais voláteis, conforme mencionado por Demirbas et al. (1997). Os combustíveis com elevados teores de carbono fixo apresentaram uma queima lenta, implicando em um maior tempo de residência dentro das caldeiras, em comparação com outros combustíveis, que contenham menor teor de carbono fixo (BRITO; BARRICHELLO, 1982). Valores de carbono fixo de algumas biomassas residuais pesquisadas são mostrados na Tabela 5.

Tabela 5 - Teor médio de carbono fixo das biomassas residuais analisadas.

Biomassa	Teor de Carbono (%)	Referências
Cerrado	25,19	VALE et al. (2002)
Cultura do milho	12,81	VALE et al. (2013)
Eucaliptocultura	16,7	PINCELLI (2011)
Capim Tanzânia	10,81	RAMBO et al. (2013)
Bananicultura	22,13	RAMBO et al. (2013)

2. 4. Produtividade Energética

A estimativa precisa da quantidade de biomassa residual e o estabelecimento da cadeia de abastecimento é um exercício preliminar para a produção de energia baseada nestas fontes de matéria-prima. A maior parte da biomassa vegetal de interesse industrial é produzida em abundância em terras em uso agrícolas, terras abertas privadas, terras comuns e florestas.

A produção de energia por unidade de área permite uma visualização do potencial energético da cultura (LIMA et al, 2011). A mensuração da produtividade energética é vantajosa, visto que a quantidade de energia é o resultado da combinação entre a produção de biomassa por área e a qualidade energética, mensurada pelo poder calorífico da biomassa.

A produtividade energética (PE), em GJ ha⁻¹, ou seja, a quantidade de energia obtida por hectare é obtida em função da biomassa seca correspondente de cada compartimento (madeira, casca, galho e folha), em t ha⁻¹, com o respectivo poder calorífico útil (PCU), em MJ kg⁻¹, conforme a seguinte expressão: PE = PBS * PCU.

Alguns técnicos do setor de base florestal têm procurado desenvolver alguns fatores de equivalência entre os diferentes tipos de biomassa de origem agroflorestal, como forma prática de corrigir e trazer para uma mesma unidade todos os variados tipos de biomassa. A Tonelada Equivalente de Petróleo (tep) pode servir de fator para se avaliar outros combustíveis. A Agência Internacional de Energia/OECD (Organização para Cooperação e

Desenvolvimento Econômico) define 1 TEP como uma unidade de energia que equivale a 41,868 GJ; 11,630 MWh; 10.030 Mcal ou 10,03 Gcal. O mesmo raciocínio é utilizado para a conversão em toneladas equivalentes de carvão (tec).

Dessa forma, Lima et al. (2011) em seus trabalhos no município de Guarapuava - PR, com a espécie *Eucalyptus benthamii* disposta no espaçamento 3,0 x 2,0 m, relatou uma produtividade energética estimada de 8.117 GJ ha⁻¹ aos seis anos. Já Brito et al. (1983) estimaram o potencial energético de oito espécies de eucalipto, e observaram uma produtividade energética que variou de 1255 GJ ha⁻¹ para o *Eucalyptus gummifera* até 10460 GJ ha⁻¹ para o *Eucalyptus pilularis*. No mesmo sentido, Vale et al. (2000) relataram uma produção energética para a espécie *Eucalyptus grandis* na ordem de 0,93 Gcal árvore⁻¹, equivalente a 2,4 vezes a de *Acacia mangium*, que foi de 0,38 GJ árvore⁻¹, no espaçamento de 3,0x2,0 m. Para resíduo de cerrado, Valenti et al. (2015) encontraram 5.800 kg ha⁻¹; VALE et al. (2013) encontraram 10.822 kg ha⁻¹ para a cultura do milho; Pincelli (2011) trabalhando com eucalipto, encontrou 8.500 kg ha⁻¹.

3. MATERIAL E MÉTODOS

As biomassas residuais utilizadas neste trabalho foram escolhidas em função da profusão da cultura no Brasil, do tempo da cultura, da disponibilidade para utilização e de suas características. Na Figura 1 estão apresentadas as amostras das matérias primas utilizadas nesta pesquisa. Foram avaliadas cinco biomassas agroflorestais (*blends*): serapilheira do Cerrado, resíduos da cultura do milho, o capim Tanzânia, resíduos da eucaliptocultura e resíduos da bananicultura.

O trabalho foi realizado no Laboratório de Tecnologia de Madeira do Departamento de Engenharia Florestal da UnB (EFL/UnB) em parceria com o Laboratório de Produtos Florestais do Serviço Florestal Brasileiro (LPF/SFB).



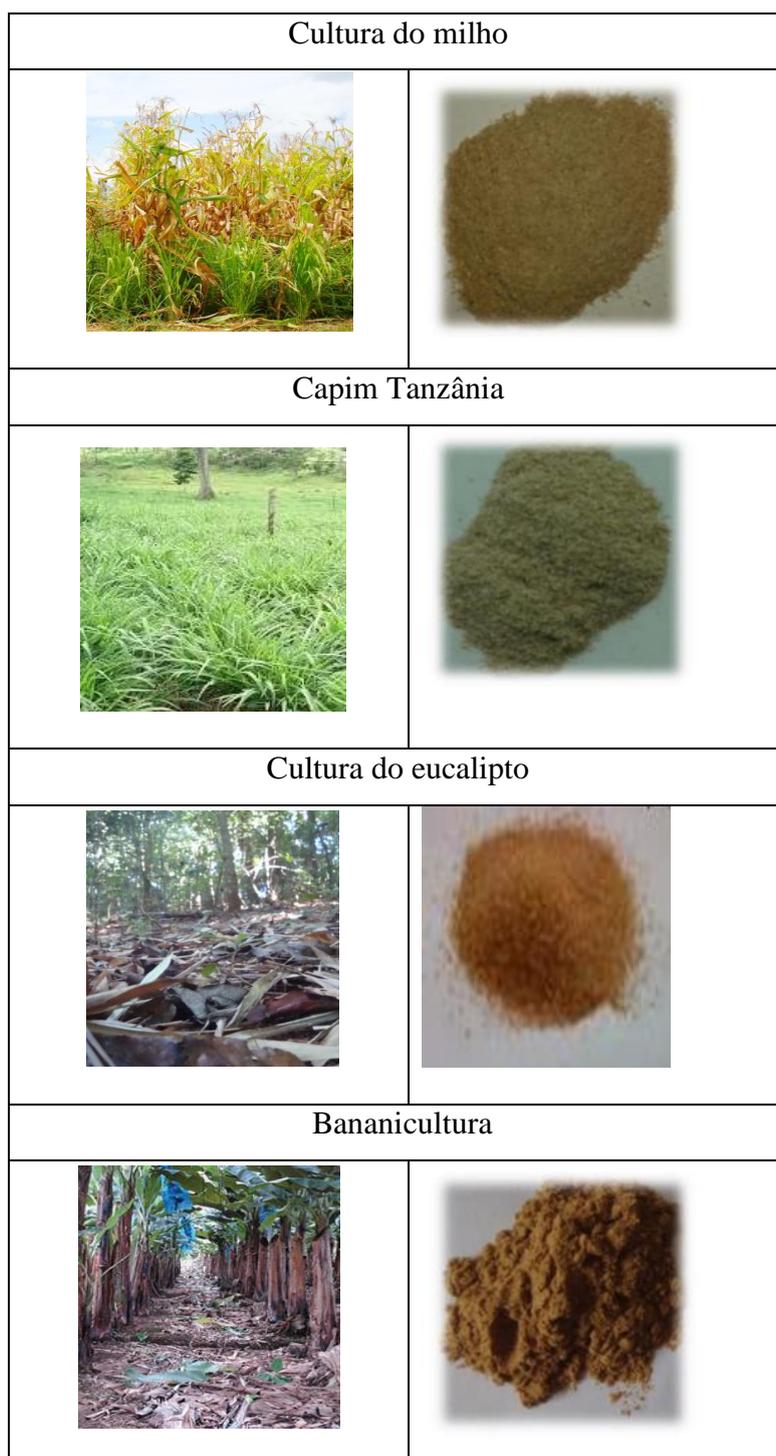


Figura 2 - Amostras das biomassas residuais caracterizadas no estudo.

3.1. Descrição da área de estudo

A área de estudo está localizada na Fazenda Água Limpa (FAL), propriedade da Universidade de Brasília (UnB), onde as parcelas amostrais foram estabelecidas nas coordenadas 15°56'S e 47°55' W e 15°59'S e 47°58'W. A Fazenda Água Limpa, com 4340 hectares, localiza-se a 32 km de Brasília, e o seu bioma divide-se em 28,2% de campo limpo,

4,4% de campos e murunduns, 20,1% de campo sujo, 36,5% de cerrado sensu stricto, 0,2% de cerradão e 9,9% de matas de galerias e outras formações incipientes (FURLEY; RATTER, 1990). A altitude média da localidade é de 1.100 m, com predominância de Latossolo Vermelho distrófico. De acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo Aw, com temperaturas mínima e máxima de 12 e 28,5 °C, respectivamente, e precipitação pluvial média anual de 1.500 mm, com pronunciada estação seca nos meses de julho a setembro (IBGE, 2004).

3.2. Caracterização das propriedades das biomassas

3.2.1 Coleta da biomassa residual

Cada sistema de manejo foi considerado como um tratamento, portanto foram analisados cinco tratamentos com 10 repetições em cada, perfazendo um total de 50 amostras. As coletas das amostras de biomassa residual foram efetuadas em fevereiro de 2016. Em cada sistema de uso da terra foi delimitada uma unidade amostral (UA) de 188 x 56 metros (~10.000 m²), onde foi estabelecida a amostragem. Foram coletadas dez amostras de biomassa em cada situação de uso, realizada de forma sistemática, conforme a Figura 2, com pontos espaçados entre si, evitando-se a autocorrelação espacial, e deixando-se 10 metros de bordadura. A amostra “E” foi coletada de forma aleatória na parcela.

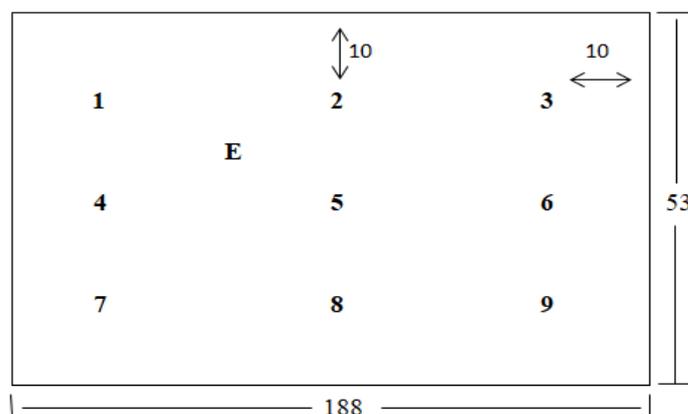


Figura 3 - Esquema da amostragem das biomassas nas unidades amostrais.

Cada amostra de biomassa residual foi coletada com o auxílio de um gabarito de cantoneiras de aço, medindo 0,5 por 0,5 m de arestas (0,25 m²). Os resíduos, após a coleta, foram acondicionados em sacos de papel pardo, identificadas e levadas para o laboratório, onde foram pesados para obtenção da base úmida, e colocados para a secagem em estufa de ar com circulação forçada, marca Marconi, modelo MA 035, a 103±2°C, até atingirem massa constante. Após secas, foram pesadas novamente em balança com sensibilidade de 10⁻²g para

a obtenção da massa seca a 0% de umidade (bs). A massa foi considerada constante quando a diferença entre duas pesagens consecutivas em um período de 24 horas foi inferior a 1%. Este procedimento no processo de secagem tem como finalidade evitar a degradação e/ou oxidação do material, devido ao elevado teor de umidade contido.

A quantidade de biomassa residual acumulada encontrada no gabarito de metal (g $0,25m^{-2}$), foi estimada para megagrama por unidade amostral (Mg UA^{-1}), para análise da produtividade energética.

3.2.2 Classificação granulométrica

Cada amostra de biomassa residual foi moída para homogeneização em um moinho de facas da marca Marconi modelo MA680 (Figura 3). Após a moagem, as amostras foram acondicionadas em embalagens plásticas hermeticamente fechadas, e armazenadas.



Figura 4 - Moinho de faca utilizado para moagem das biomassas residuais

A análise granulométrica foi baseada na norma NBR NM 248 (2003), com adaptações. A amostra pesada foi cuidadosamente colocada sobre a peneira superior de forma que evitasse a formação de uma camada espessa de material sobre as demais. As análises foram realizadas com o auxílio do Peneirador Eletromagnético da Bertel com peneiras de 40 e 60 mesh.

A agitação mecânica do conjunto de peneiras foi durante 20 minutos, com vibração de 100% para cada amostra. Em seguida, verificou-se a quantidade de material retido e passante em cada peneira, conforme ilustra a Figura 2, assim, determinada a massa total destas biomassas.



Figura 5 – Classificador utilizado para separar biomassas moidas.

3.2.3 Determinação da umidade (Tu)

O teor da umidade foi calculado segundo Vital (1997) e da norma ABNT NBR 7190, em função da relação entre a massa úmida (M_u) e massa seca (M_s) das amostras, conforme a Equação 1. Neste ensaio foi utilizada uma balança com sensibilidade 10^{-2} g.

$$Tu = \frac{M_u - M_{0\%}}{M_{0\%}} \times 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

Em que:

Tu = teor de umidade (%);

m_u = massa úmida (g);

m_s = massa seca a 0% de umidade (g).

3.2.4 Análise imediata

A composição química imediata da biomassa em base seca foi determinada de acordo com a norma ABNT NBR 8112 (ABNT, 1986), com adaptações. As adaptações consistiram na realização de ensaios em triplicata, e a utilização da granulometria de 60 mesh para todos os ensaios e a substituição dos cadinhos de platina por cadinhos de porcelana.

Os cadinhos foram colocados durante 3 horas na mufla para a calcinação. Após esse período de tempo, foram retirados e colocados no dessecador, até atingirem a temperatura ambiente e, posteriormente, utilizada na análise imediata.

Para a determinação do teor de voláteis, seguiram-se os seguintes passos: (i) pesar 1,0 g do material com granulometria inferior a 60 mesh, e a 0% de umidade; (ii) colocar o material no cadinho, previamente seco e tarado; (iii) aquecer antecipadamente o forno mufla a $900 \pm 10^\circ\text{C}$ e colocar o cadinho com a amostra sobre a porta da mufla aquecida durante 3 minutos; (iv) colocar o cadinho no interior da mufla e fechar a porta, durante 7 minutos; (v) retirar a amostra da mufla, deixar arrefecer no dessecador e pesar. Para cada amostra foi realizado as análises em triplicata (Figura 5) e o teor de voláteis foi calculado de acordo com a Equação 2.



Figura 6 - Imagem dos cadinhos antes e após a análise imediata.

$$\text{TMv} = \frac{m_i - m_f}{m_i} \times 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

TMv = Teor de materiais voláteis (%);

m_i = Massa da amostra (g);

m_f = Massa da amostra após mufla (g).

3.2.5 Teor de cinzas

Na determinação dos teores de cinzas (%) efetuada de acordo com a NBR 8112 (ABNT, 1986), utilizou-se 1 g de amostra isenta de umidade em um cadinho sem tampa, seco e tarado. Os cadinhos foram colocados em mufla previamente aquecida a $600^\circ\text{C} \pm 10^\circ\text{C}$ para que ocorresse a queima total das amostras. Por fim, retiraram-se as amostras da

mufla, resfriando-as em dessecador antes de se efetuar a pesagem em balança analítica de precisão. Para cada amostra foi realizada uma triplicata e o teor de cinzas foi calculado de acordo com a Equação 3.

$$TCZ = \frac{mf - mc}{ma} \times 100 \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

TCz = teor de cinzas (%);

m_c = massa do cadinho, em g;

m_f = massa do cadinho + massa de cinzas residual após mufla, (g);

m_a = massa de amostra seca, (g).

Em seguida foram calculados valores relativos entre as amostras, visto que não podem destoar de 10% entre si.

3.3. Estimativa do teor de carbono fixo

O teor de carbono fixo por ser obtido indiretamente, foi determinado conforme a Equação 4.

$$TCf = 100 - MV - CZ \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

TCf = Teor de carbono fixo, em %;

CZ = Teor de cinza, em %;

MV = Teor de materiais voláteis, em %.

3.4 Poder calorífico

Para o poder calorífico foi utilizada a fração da biomassa que passou pela peneira com malha de 60 mesh.

✓ Poder calorífico superior (PCS)

A determinação do poder calorífico superior das amostras foi obtida experimentalmente, segundo a norma NBR 11956/90 (ABNT, 1990). As amostras das biomassas foram secas em estufa até atingirem massa constante. Foram pesadas aproximadamente 1,0g em uma balança analítica com sensibilidade de 0,1mg, sendo duas amostras por biomassa.

Para a confecção dos briquetes, a amostra foi submetida a um processo de compactação utilizando prensa hidráulica a frio, modelo MARCON MPH-15, com capacidade máxima de 15 t e um molde de aço inoxidável com 2,5cm de diâmetro e 9,5cm de altura, por um período de cinco minutos de compactação.

Essas foram colocadas em um calorímetro, da marca PARR, e modelo 1261 utilizado para determinar o poder calorífico superior de cada biomassa residual (Figura 6).



Figura 7 - Bomba calorimétrica PARR modelo 1261.

Após a calibração do conjunto se utilizando uma pastilha de ácido benzoico, cujo poder calorífico é de 26,45 kJ g⁻¹, foram efetuadas as análises. Cada amostra foi colocada em contato um pavio de algodão dentro de um cadinho, o qual foi inserido no interior da bomba calorimétrica que, após ser hermeticamente fechada, recebeu uma carga de oxigênio com pressão de cerca 2,94 10⁶ Pa, antes de se acionar a ignição.

A metodologia envolveu a queima das amostras em câmara adiabática, com medições contínuas da temperatura. Na bomba calorimétrica, a combustão ocorre a volume constante, de modo que a quantidade de calor recebida pelo conjunto que forma o calorímetro é igual, em módulo, à variação de energia interna do sistema reacional. A variação de temperatura (ΔT), observada no calorímetro é proporcional ao calor total que a reação libera ou absorve, sendo usado para calcular o poder calorífico superior (BRAND, 2010), expresso em kJ g⁻¹ de acordo com a equação (5).

$$PCS = \frac{K + \Delta T - (Qa + Qf)}{ms} \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

PCS = poder calorífico superior (J g^{-1});

K = é a constante do calorímetro ($\text{J } ^\circ\text{C}^{-1}$);

ms = é a massa seca da amostra (g);

ΔT = a diferença entre as temperaturas inicial e final da água ($^\circ\text{C}$);

Qa = quantidade de calor gerado pela formação de ácido nítrico (J);

Qf = quantidade de calor gerado pela queima do fio de ignição (J).

Como a reação química inflamada pela combustão faz com que as moléculas de hidrogênio constituintes do material se liguem às de oxigênio originando a água, um gasto de energia para a sua evaporação é exigido, assim, é necessário o cálculo do PCI do combustível para ter-se o valor preciso da quantidade de energia efetivamente disponível. O poder calorífico útil das amostras, expresso em J g^{-1} , foi calculado a partir do PCS, conforme a equação (6).

$$PCI = PCS - 2511 \left(\frac{9H}{100} \right) \quad (\text{Eq. 6})$$

Onde:

PCI = poder calorífico inferior (J g^{-1});

PCS = poder calorífico superior (J g^{-1});

H = percentual de Hidrogênio em base seca (%).

A diferença entre o poder calorífico entre duplicatas de amostra da mesma biomassa residual não pode ser superior a 120J g^{-1} . O poder calorífico superior foi determinado pela média entre as medições obtidas das amostras.

3.5 Poder calorífico útil (PCU)

O poder calorífico útil (na umidade atual) foi determinado pela equação 6 descrita conforme Brito (1993):

$$PCU = PCI (1 - U) - 600 U \quad (\text{Eq. 7})$$

Onde:

PCU = Poder calorífico útil, em J g^{-1} ;

PCI = poder calorífico inferior, a 0% de umidade;

U = umidade em base úmida, em (%).

3.6 Produtividade Energética

A produtividade energética é o produto entre a produção de biomassa seca por unidade amostral (UA) e o poder calorífico útil (Equação 8). Para converter o valor de MJ kg⁻¹ para tep ha⁻¹, utilizou-se um fator de correção que é resultado da divisão do poder calorífico superior da biomassa analisada, pelo PCS do petróleo; multiplicando-se este valor pela massa seca, em t.ha⁻¹, obtendo a produtividade na unidade tep ha⁻¹. E, este procedimento, seguindo a metodologia utilizada por Patusco (1998), foi realizado para cada tratamento.

$$PE = PBS * PCU \quad (\text{Eq. 8})$$

Onde:

PE = produtividade energética (J ha⁻¹);

P_{BS} = produção de biomassa seca (g ha⁻¹)

PCU = poder calorífico útil, em (J ha⁻¹).

3.7. Análise Estatística

O delineamento estatístico foi inteiramente casualizado (DIC), com cinco (5) tratamentos e 10 repetições e utilizou-se da análise de variância (ANOVA) para verificação de variação significativa ao nível de 95 %, e, havendo diferença, era realizado o teste de *Tukey*.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O conhecimento das características físico-químicas das matérias-primas lignocelulósicas ajuda na seleção e escolha dos resíduos, para o processamento e obtenção de produtos de alto valor agregado (SASMAL et al., 2012). Moers (2011) afirma que a caracterização da biomassa é de suma importância para o direcionamento da melhor tecnologia de conversão e utilização para fins energéticos, evitando a exploração de uma biomassa inapropriada.

4.1. Análise imediata

De acordo com Sánchez et al. (2010), a análise imediata fornece as frações em massa de umidade, voláteis, cinzas e carbono fixo de uma amostra de biomassa. Na Tabela 6, estão apresentados os valores de “F” da análise de variância onde se observa que para todas as variáveis estudadas houve diferença significativa de 5% de probabilidade.

Tabela 6 -Valores de “F” para teor de umidade, materiais voláteis, teor de cinzas e teor de carbono fixo.

Fonte de Variação	GL	Valores de “F”			
		Umidade	Material Volátil	Teor de Cinzas	Carbono fixo
Tratamentos	04	10,85*	34,35*	350,88*	51,71*
Resíduo	45				
Total	49				

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($p < 5$) ns não significativo ($p \geq 5$).

Na Tabela 7 estão representados os valores médios dos teores de umidade (TU_{BU}), material volátil (MV), teor de cinzas (Cz) e o teor de carbono fixo para cada biomassa residual analisada, com o teste de médias.

Tabela 7 - Valores médios dos teores de umidade, materiais voláteis, cinzas e carbono fixo.

Tratamento	Umidade	Material volátil	Teor de cinzas	Carbono fixo
	(%)	(%)	(%)	(%)
Cerrado	26,30a	72,30a	2,37a	25,33a
Milho	35,26b	82,13b	2,57a	15,30b
Eucaliptocultura	25,69a	83,34bc	3,21b	13,55bcd
Capim Tanzânia	27,12a	83,37bd	6,15c	11,79d
Bananicultura	21,40a	76,84e	5,11d	16,34be

Letras diferentes na vertical indicam que as médias dos tratamentos são diferentes (*Tukey*, $p < 0,05$).

4.1.1. Teor de Umidade

Observou-se que as biomassas *in natura* apresentaram 27,20% de umidade em média. Farinhaque (1981) em estudos sobre a influência da umidade no poder calorífico da madeira, concluiu que no processo de combustão o teor não deverá ser superior a 25%, pois umidades elevadas reduzem o valor do calor na combustão, a temperatura da câmara e a temperatura dos gases de escape. O fato pode ser extrapolado para a biomassa residual de um modo em geral, e, neste sentido, com umidades próximas de 25% nesta pesquisa, os tratamentos estão dentro do esperado para a utilização na combustão. O teor de umidade presente nas biomassas em estudo foi descrito no gráfico apresentado na Figura 7.

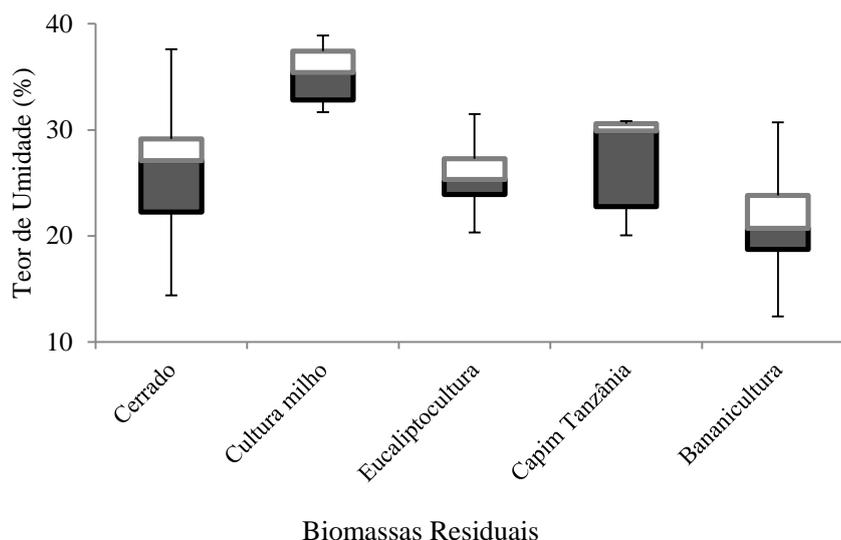


Figura 8 - Variação e média do teor de umidade das biomassas.

Vale et al. (2007), trabalhando com resíduos de madeira, encontraram umidade de 17,1% para (*Cedrelinga catenaeformis*). Silva e Morais (2008) encontraram o teor de umidade médio no bagaço de cana de 46,2%. A média do teor para resíduos do milho encontrado por Weather et al., (2000), foi de 16,93% e de 17,1 %, segundo Lima (2004).

O teor de umidade para resíduos da bananicultura encontrados neste trabalho foi de 21,40%, valor intermediário entre 12,56% encontrado por Rambo et al, (2015) e 63,27 encontrado por Athayde (2013), este pesquisando resíduos da bananicultura na região de Janaúba – MG.

A umidade do capim Tanzânia encontrado neste trabalho foi de 27,12% (Tabela 7), enquanto Tavares e Santos (2013), ao estudar a produção e avaliação do capim elefante e do capim vertiver, reportaram valores de 9,73 e 8,99% respectivamente e Rambo et al. (2015) ao analisar o capim elefante encontrou umidade média de 8,10%.

O excesso de umidade dificulta e aumenta os custos de transporte, secagem, armazenamento e manipulação da biomassa. Matérias-primas são muitas vezes depreciadas em função do seu teor de umidade influenciar negativamente no poder calorífico (CHARLTON et al., 2009; EVERARD et al., 2012).

Pela Tabela 7 observa-se que a biomassa residual do milho, foi o resíduo com o maior teor de umidade e significativamente diferente dos demais tratamentos a 5% de probabilidade, fato devido à coleta da amostra ter sido feita em uma produção voltada à ensilagem, onde o teor de matéria seca ideal para a produção da mesma varia entre 30 a 35% de umidade (BERTONHA et al., 2013).

Segundo Brand; Muniz (2010) quanto menor for o teor de umidade de uma biomassa, maior será a quantidade de calor líquido liberado em sua combustão.

Os teores observados (Tabela 7) variaram entre si 18,74%. Assim, o teor de umidade é o primeiro fator a ser avaliado com relação à influência da época de colheita, sobre a qualidade da biomassa, suscetibilidade à biodegradação, a variação de forma, tamanho e quantidade da biomassa devido ao grande volume de resíduos gerados no campo.

Andreia Brand (2014) relata que a presença de umidade dificulta este processo, pois o poder calorífico é reduzido, aumentando o consumo do combustível. Quando a biomassa apresenta um elevado teor de umidade, o mesmo faz com que o processo de combustão seja baixo, isto comparado ao combustível seco. Assim, quanto maior o valor da umidade presente no combustível, mais energia será necessária para iniciar o processo de combustão, ou seja, mais energia requerida para vaporizar a água e menos energia fornecida para a reação endotérmica (a combustão).

Ainda segundo o autor, a presença elevada do teor de umidade gerará poluição ambiental, devido ao aumento do volume de produtos de combustão e de material particulado, sem contar que o processo de corrosão será acelerado na parte final da caldeira e o acúmulo de resíduos nas superfícies de contato.

Em processos de conversão termoquímica, baixos valores de umidade nos combustíveis são favoráveis. Um elevado teor na umidade pode resultar em uma ignição pobre e dificuldade no processo de combustão. Normalmente, uma biomassa seca apresenta umidade inferior a 10%. Assim, biomassas com umidade de até 50 % em base úmida, não queimam antes de um tratamento prévio. Este tratamento pode ser a evaporação natural, onde o material irá secar até entrar em equilíbrio com a umidade relativa ambiente (VASSILEV et al., 2015).

Em suma, a umidade é um fator limitante na escolha do combustível (biomassa), não sendo permitidos valores acima de 50%, pois acima deste ponto é liberada energia insuficiente para a combustão e conseqüentemente para a produção de calor (CUNHA et al., 1989).

Os diferentes resultados para o teor de umidade entre os resíduos; e dentro de um mesmo resíduo quando comparados a resultados da literatura, pode estar relacionado ao tempo de exposição do material após o corte, uma vez que quanto maior o tempo de exposição do material, menor será a umidade. É importante salientar que apesar de ser uma característica importante na geração de energia das biomassas, a umidade é um fator

controlável, ou seja, basta expor a biomassa ao tempo, que irá perder umidade, até entrar em equilíbrio com o meio, ficando em condição mais favorável ao processo de combustão.

4.1.2. Materiais voláteis

Observa-se que os teores médios de materiais voláteis das biomassas analisadas, estão dentro da faixa esperada na literatura, entre 65 a 83% (CORTEZ; LORA, 1997). Mckendry (2002) cita que o teor de voláteis se refere à parte da biomassa que evapora devido ao aquecimento. O teor de voláteis determina a facilidade com que a biomassa entra em combustão, interferindo na ignição, pois quanto maior o teor de voláteis maior será a reatividade e consequentemente a ignição (LEWANDOWSKI, 1997; SEARCHINGER, 2008). De acordo com García et al. (2012) as biomassas agrícolas possuem altos valores de matéria volátil, superiores aos combustíveis fósseis, variando na faixa de 65 a 85 % (Figura 8).

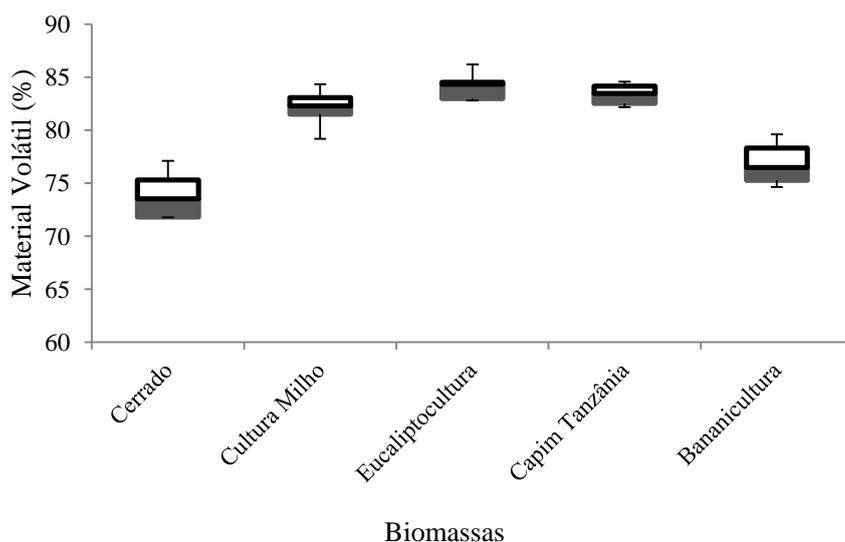


Figura 9 - Variação e média do teor de voláteis das biomassas.

Vale et al. (2002), Chaves et al. (2013), Brito e Barrichello (1982) preconizaram, em termos gerais para biomassa, teores de matérias voláteis entre 75% a 85% e de carbono fixo entre 15% a 25%. Cintra (2009) trabalhando com espécies florestais nativas no estado de São Paulo encontrou valores para materiais voláteis entre 79,6% e 84,9%. Os valores encontrados neste trabalho para essas variáveis estão dentro dessa margem.

A partir das biomassas analisadas percebem-se dois grupos distintos de materiais, o de milho, eucaliptocultura e capim Tanzânia apresentaram baixo teor de carbono fixo e elevado teor de voláteis, e apresentaram-se significativamente diferentes dos resíduos do Cerrado e da bananicultura, que apresentaram baixo teor de volátil e alto teor de carbono

fixo. Valores elevados de voláteis e teores baixos de cinza indicam, normalmente, maiores poderes caloríficos (TAVARES; SANTOS, 2013; TOLEDO et al., 2015).

O teor de volátil obtido para os resíduos da cultura do milho, encontra-se próximos de valores encontrados por Valle et al. (2013) de 84,1% e por Ramos e Paula et al. (2011), de 79,9%. Para teores de material volátil no sabugo, Raveendran, Ganesh e Khilar (1995) registraram 85,4%, Jenkins et al. (1998) 81,1% e Peart, Walton e Dolder (1981) 80%.

O valor de material volátil dos componentes da eucaliptocultura foi de 83,34%. Esse valor encontrado, é diferente da sequência encontrada por Vissoto et al. (2012) na caracterização da serragem, casca e resíduos florestais do *Eucaliptus* para fins energéticos na região de Piracicaba/SP, onde encontraram: 88,01%, 82,04% e 65,71% respectivamente.

Dados de resíduos de análise química imediata da bananicultura são escassos e em geral o que se tem são estudos sobre o pseudocaule e o engaço. Neste sentido, em pesquisas envolvendo o pseudocaule da bananeira, Fernandes (2012) encontrou valores de material volátil de 76,48 %, semelhantes ao encontrado neste trabalho, enquanto Rambo et al, (2015) encontraram 73,25% e Athayde (2013), que pesquisando resíduos na região de Janaúba – MG, encontrou 75,45%.

Os valores médios de voláteis observados nos resíduos do capim Tanzânia foram de 83,37%, resultado que difere daqueles encontrados por Tavares e Santos (2013), que estudaram a produção e avaliação do capim elefante e capim vertiver, encontrando valores de 89,90 e 90,59% respectivamente. Resultados distintos também se comparados a Rambo et al. (2015) que analisando o capim elefante para a geração de energia, encontraram voláteis de 76,5%.

Os resultados obtidos da análise imediata diferiram de alguns estudos encontrados devido os seguintes aspectos: os resíduos não são da mesma localização geográfica, e, portanto, do mesmo solo, o que pode interferir na composição química dos resíduos e consequentemente nos resultados obtidos; condição meteorológica em que o procedimento é realizado também pode interferir.

4.1.3. Teor de Cinzas

A biomassa é composta de material inorgânico, que não se queima e, portanto não libera energia e materiais orgânicos que se queimam gerando energia na forma de calor. A fração de materiais inorgânicos é representada pela cinza, portanto, quanto maior o teor de cinzas, menor a quantidade de materiais disponíveis para a combustão e, consequentemente, menor a quantidade de energia liberada.

Os teores de carbono, hidrogênio, oxigênio e cinzas podem contribuir, efetivamente, na avaliação de combustíveis de biomassa, pois estão conectados ao índice de desempenho energético (PROTÁSIO et al., 2011).

Na Tabela 7 e Figura 9 estão apresentados dados relativos aos teores de cinzas dos diferentes tipos de biomassa estudados, com valores entre 2,37 - 6,15 %. Foram constatados elevados teores de cinzas nos resíduos do capim Tanzânia, bananicultura e eucaliptocultura, estatisticamente diferentes entre si e dos demais tratamentos. Esta é uma das características que deve ser levada em conta no momento da escolha das matérias-primas residuais a serem exploradas.

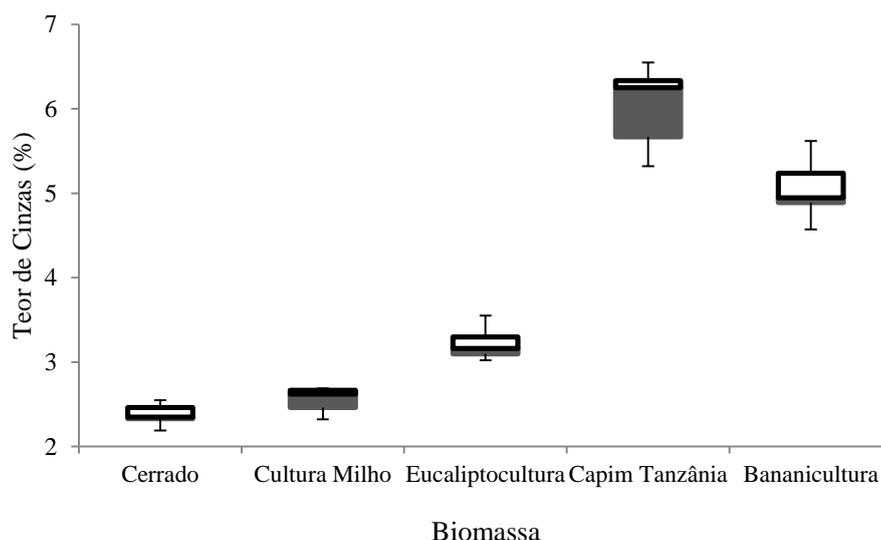


Figura 10 - Variação e média do teor de cinzas das biomassas.

Visto ser desejável que após a queima da biomassa, haja a menor quantidade de resíduos possível, indicando que grande parte do combustível foi utilizada na geração de calor, sobrando apenas às cinzas, verificou-se que a amostra com menor porcentagem de cinzas foi a do cerrado, ou seja, apresentou o maior teor de material orgânico, pois, o comportamento do teor de cinzas é inversamente proporcional ao encontrado no teor de combustíveis. A biomassa do capim e da bananeira apresentaram as frações com teores mais elevados de MV, 6,08 % e 5,10 respectivamente. Em contrapartida, a serapilheira do cerrado e os resíduos do milho apresentam valores baixos, próximos de 2,50 %.

Rendeiro et al. (2008) estudando as características da biomassa para a geração de energia, afirmam que as cinzas da combustão da biomassa, são compostas por substâncias inorgânicas, sendo que, o seu teor varia de 0,1%, no caso da madeira, até 15% em alguns resíduos agroflorestais. Já para Berndes et al. (2008) o teor em cinzas depende do tipo de biomassa utilizada, podendo variar entre os 0,1% e 46,4%, em base seca.

O capim é a biomassa que apresentou o maior teor de cinzas (6,15%), o que pode ser atribuído a grande quantidade de SiO_2 e essa biomassa necessita de cuidados quando utilizada em uma combustão para geração de energia. As cinzas de matérias-primas lignocelulósicas são constituídas, principalmente, por óxidos de silício, cálcio, potássio, sódio, magnésio, ferro e fósforo. Espécies herbáceas contêm silício e potássio como principais constituintes das cinzas (JENKINS et al., 1998). A serapilheira do cerrado apresentou o menor teor de cinza, sendo 2,37%, que se reflete em sua composição (VLAEV; MARKOVSKA; LYUBCHEV, 2003).

Quanto aos teores de cinzas nos componentes dos resíduos da eucaliptocultura, foi encontrado valor de 3,21% e diferindo dos demais tratamentos. Esse valor é diferente da sequência encontrado por Vissoto et al. (2012) na caracterização da serragem, casca e resíduos florestais de *Eucalyptus* com a finalidade energética, onde foram encontrados os valores de: 1,13%, 3,96% e 22,90% respectivamente.

Rambo et al. (2015) verificando o aproveitamento de matérias-primas residuais renováveis, para a produção de energia e calor na indústria, encontraram teores de cinzas para os resíduos da bananeira de 8,01%, Athayde (2013) pesquisando resíduos energéticos na região de Janaúba – MG, encontrou 11,25%.

Os teores de cinzas encontrados para a biomassa da bananicultura são maiores aos encontrados para alguns resíduos agroflorestais, como é o caso do bagaço de cana, que possui teor menor que 1% de cinzas. Teores de cinzas na faixa de 6 a 16% foram reportados em experimentos para a vagem de feijão e casca de arroz (RAMOS e PAULA et. al., 2011). Via de regra, os teores de cinzas de resíduos agrícolas são elevados, devido à presença de uma maior relação entre substâncias inorgânicas, quando comparados com a madeira, principalmente madeira de eucalipto que tem teores inferiores a 1%.

As biomassas residuais do capim Tanzânia apresentaram um valor médio para o teor de cinza de 6,15%, o maior valor dentre os demais resíduos é significativo diferente ao nível de 5 % de probabilidade, Tavares e Santos (2013), que estudaram a produção e avaliação do capim elefante e capim vertiver, reportando valores de 9,40 e 8,76%, respectivamente. Resultados distintos se comparados a Rambo et al. (2015) que analisando o capim elefante para a geração de energia industrial, encontraram residuais de cinzas de 13,01%. Protasio et al. (2012) observaram que, geralmente, os teores de cinzas de biomassa florestal são menores que das biomassas de origem agrícola (QUEIROZ et al., 2014).

Segundo Vieira et al. (2013) um alto teor de cinzas leva a uma diminuição da eficiência devido ao aumento do consumo de oxigênio para derreter as cinzas e pela perda

de calor com a saída das cinzas do reator, que não pode ser plenamente recuperado. Relata ainda que para a gaseificação o menor teor de cinzas reduz o entupimento e incrustações por escórias no equipamento. Assim como a umidade, o teor de cinzas também interfere no poder calorífico causando perda de energia, além de prejudicar a transferência de calor (FURTADO, 2012).

Segundo Vale et al. (2007), os teores de cinzas estão relacionados com a presença de quantidades e de qualidades diferentes de minerais presentes na biomassa, tais como o cálcio, potássio, fósforo, magnésio, ferro, sódio, entre outros, que fazem aumentar os teores de cinza resultantes.

Independente do teor de cinzas, o processo de combustão é favorável com qualquer tipo de biomassa, pois ao final da transformação termoquímica, não serão gerados novos volumes de resíduos. Brand (2010) concorda com a baixa geração de cinzas no processo (pois permanece no local da combustão), e devido o fato que as cinzas são consideradas material abrasivo, que podem causar problemas de corrosão em superfícies metálicas.

Segundo Vale et al (2011), elevados teores de cinza implicam em duas questões que devem ser equacionadas: o maior cuidado com a limpeza da fornalha de queima e uma maior atenção ao estado das tubulações.

Um excesso de cinzas pode ser considerado um problema, pois quando o enfoque é a utilização de biomassa em processos termoquímicos, elementos tais como Si, K, Na, S, Cl, Ca, Mg, Fe, existentes nesses elementos podem agravar o processo devido aos problemas de aglomeração, deposição, incrustações, escorificação, entre outros. Esses processos interferem na superfície dos trocadores de calor, nas paredes dos refratários e, conseqüentemente, estão relacionados na diminuição da eficiência do processo térmico (JENKINS et al, 1998).

Cabe ressaltar que com a possível utilização de biomassas para obtenção de energia limpa, através de sua queima em caldeiras, ocorre grande geração de cinzas residuais, que necessitam ser devidamente caracterizadas antes de receberem sua destinação final. Entre as principais aplicações pode-se citar a aplicação na agricultura, em que é utilizada como fertilizante e corretivo de solos (RAMBO et al., 2011); na fabricação do cimento, em substituição à areia, melhorando o custo e as propriedades físico-mecânicas (CISSE et al., 2000). Dessa forma a grande quantidade de cinza residual encontrada no capim, pode ser bem aproveitada.

Neste aspecto, a quantificação do teor de cinzas da biomassa é importante, já que, quanto maior o teor de cinzas produzido pela queima do combustível, menor é a quantidade de energia térmica gerada (GONZALEZ, 2014).

4.1.4. Teor de Carbono Fixo

O teor de carbono fixo está inversamente relacionado à quantidade de cinzas e voláteis constituintes da biomassa, pois o mesmo representa a massa restante após a saída dos compostos voláteis, excluindo as cinzas e o teor de umidade. Logo, pelo conhecimento dos índices percentuais de cinzas e voláteis, pode-se estimar o grau de combustão de uma biomassa e o tempo de queima da mesma pela concentração de carbono fixo contido, maximizando assim, o desenho do projeto de obtenção de energia a partir de biomassas vegetais (TAVARES; SANTOS, 2013).

A biomassa com elevado teor de carbono fixo apresentará uma combustão branda, resultando em um maior tempo de residência nas caldeiras em comparação com outras biomassas, que contenham menores teores de carbono fixo (BRITO; BARRICHELLO, 1982).

Vale et al. (2005) afirmam que o melhor uso da biomassa para produção de energia na forma de calor está ligada a maiores massas específicas, maiores teores de carbono fixo e menores teores de materiais voláteis. Na Figura 10 pode ser observada a variação do teor de carbono fixo nas biomassas.

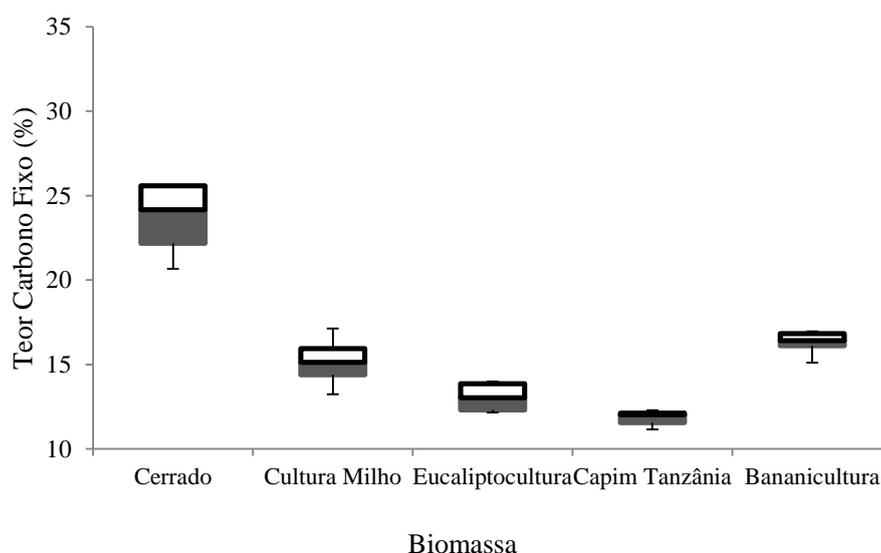


Figura 11 - Variação e média do teor de Carbono Fixo nas biomassas.

O valor médio do teor de carbono fixo da serapilheira do cerrado foi o maior dentre os demais tratamentos e significativamente diferente ao nível de 5% de probabilidade. Neste

caso, para o uso *in natura*, a biomassa do Cerrado leva uma grande vantagem em relação aos demais tratamentos, além de conter um menor teor de material volátil e de cinza.

As médias de carbono fixo encontrada para o tratamento da cultura do milho foi de 15,30%. Esse valor é diferente dos valores encontrados por Ramos e Paula et al. (2011) que foi de 18,57%, e de Valle et al. (2013) que reportaram 12,82% para os resíduos da cultura no DF. Raveendran, Ganesh e Khilar (1995) registraram 11,8%, enquanto Jenkins et al. (1998) encontraram 18,54% e Peart, Walton e Dolder (1981) registraram 18,4% de carbono fixo.

Quanto ao teor de carbono fixo dos componentes da biomassa residual do eucalipto, foi encontrado na pesquisa o valor de 13,55%. Vissoto et al. (2012) encontram para a casca, resíduos florestais e raízes de *Eucalyptus* para fins energéticos na região de Piracicaba/SP, 10,86%, 14,00%, 11,40% e 5,74% respectivamente.

O teor de carbono fixo encontrado por Rambo et al, (2015) foi de 22,13%, verificando o aproveitamento de matérias-primas residuais da bananicultura, valor distinto ao encontrado por Athayde (2013), que pesquisando os resíduos na região de Janaúba – MG, encontrou valores do CF para a biomassa residual de 13,30%.

A biomassa do capim Tanzânia apresentou o valor médio de 11,79% para o teor de carbono fixo. Tavares e Santos (2013) estudaram a produção e avaliação do capim elefante e capim vertiver, encontrando valores do carbono fixo de 0,70 e 0,71% respectivamente. Rambo et al. (2015) analisando o capim elefante encontraram valores médios de 10,81%.

O controle da composição química, principalmente do teor de carbono fixo, é importante, pois seu efeito reflete a utilização do forno por unidade de volume. Considerando-se um determinado alto forno e as mesmas condições operacionais à medida que se aumenta o teor de carbono fixo do carvão, maior será a utilização volumétrica do alto forno. Este efeito, no entanto parece ser muito pequeno (SCREMIN, 2012).

4.2. Determinação do Poder Calorífico Superior (PCS)

O poder calorífico é uma das mais importantes propriedades da biomassa quando se pensa em combustão direta da mesma, como fonte em substituição aos combustíveis derivados do petróleo. Quantidades de carbono e hidrogênio são elementos positivamente correlacionados ao maior poder calorífico, enquanto o oxigênio tem relação negativa (RAMOS e PAULA et al., 2011). Na Tabela 8, estão apresentados os valores de “F” da análise de variância, onde se observa que para todas as variáveis estudadas houve diferença significativa de 5% de probabilidade.

Tabela 8 - Valores de “F” para poder calorífico superior (PCS), poder calorífico inferior (PCI), e poder calorífico útil (PCU).

Fonte de Variação	GL	Valores de “F”		
		PCS	PCI	PCU
Tratamento	05	293,62*	682,62*	12,65*
Resíduo	10			
Total	15			

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($p < 5$) ns não significativo ($p \geq 5$).

Entre os elementos constituintes das biomassas residuais, o hidrogênio (Figura 11) apresenta uma variação de 5,0% a 6,7%. A porcentagem deste elemento interfere nos resultados das análises de poder calorífico inferior, quanto maior a quantidade de hidrogênio menor será o valor de poder calorífico inferior.

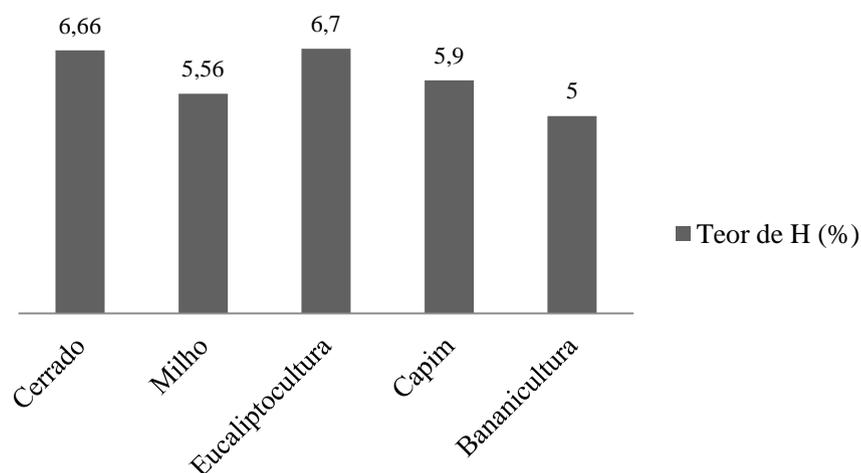


Figura 12 - Porcentagem média de hidrogênio (H) por biomassa residual.

Como o PCS é um valor teórico, é necessário convertê-lo em PCI e posteriormente em PCU, para considerar a situação real em que se encontra a biomassa, para se precisar a viabilidade energética. Deste modo, o PCI contabiliza a energia gasta para formação da água e o PCU desconta a energia gasta para evaporar a água (de umidade) contida na biomassa.

Para que a biomassa residual seja um produto competitivo no mercado, é importante que seu poder calorífico esteja dentro dos padrões desejados para as finalidades às quais se destina, seja em caldeiras, fornalhas ou na geração de eletricidade. Na Tabela 9 são apresentados os resultados do PCS, PCI e PCU com base na umidade natural dos combustíveis.

Tabela 9 - Comparação através do teste de Tukey, do poder calorífico PCS, PCI e PCU na umidade original.

Tratamento	PCS (MJ kg⁻¹)	PCI (MJ kg⁻¹)	PCU (MJ kg⁻¹)
Cerrado	14,62a	13,22a	7,75a
Cultura do milho	18,34b	16,99b	8,41a
Eucaliptocultura	19,98c	19,46c	11,49b
Capim Tanzânia	19,02d	18,06d	10,83bc
Bananicultura	14,14a	13,20a	9,86c

Letras diferentes na vertical indicam que as médias dos tratamentos são diferentes (*Tukey*, $p < 0,05$).

A tecnologia do aproveitamento do bagaço de cana-de-açúcar na cogeração de energia é muito utilizada no setor sucroenergético, tendo em vista seu grande potencial de aplicação como biocombustível industrial, em função da sua disponibilidade em grandes quantidades junto às caldeiras e do seu elevado potencial calorífico inferior (7,75 MJ kg⁻¹ à umidade de 50%) (BARBIERI et al., 2013). Também operam no Brasil usinas termelétricas movidas com outros tipos de biomassa residuais, além do bagaço de cana, tais como casca de arroz, resíduos florestais e as gramíneas forrageiras perenes.

A diferença entre o PCI e o PCS é a quantidade de energia requerida para evaporar a água de formação obtida a partir da oxidação do hidrogênio do combustível. Assim, o PCI não considera o calor latente da condensação da umidade dos produtos da condensação. Em instalações industriais, a temperatura dos gases de saída, geralmente é maior que a temperatura de condensação, portanto, o calor latente, não é utilizado. Assim, quanto menor a umidade da biomassa maior a eficiência energética da combustão (CORTEZ et al., 2008).

Observa-se na Tabela 9, que as biomassas estudadas apresentam poder calorífico superior variando de 14,14 a 19,98 MJ kg⁻¹ bastante diversificado. É possível verificar quatro grupos que diferem estatisticamente entre si.

Diante da necessidade de diversificação da matriz energética, acredita-se que as biomassas residuais citadas são promissoras e tem potencial ao longo dos anos, para comporem a matriz energética nacional, no sentido de auxiliar o setor energético brasileiro, que já utiliza como fonte principal o bagaço de cana-de-açúcar. As demais biomassas indicam valores inferiores em comparação aos resíduos do eucalipto e do milho. Estes resultados foram similares aos apresentados por Quirino (2003).

Apesar de a análise imediata e o poder calorífico superior da eucaliptocultura e do cerrado terem apresentado resultados distintos, ambos se encaixam nos intervalos determinados por Brito; Barrichello (1978) e Brito (1993). O valor do poder calorífico da biomassa está diretamente relacionado ao conteúdo energético do combustível e refere-se ao calor liberado na reação de combustão (GARCÍA et al., 2014).

As biomassas da eucaliptocultura e do capim Tanzânia apresentaram os maiores valores, tanto para o PCS (19,98 e 19,02 MJ kg⁻¹) como para o PCI (19,46 e 18,06 MJ kg⁻¹) e quando considerado o PCU (11,49 e 10,83 MJ kg⁻¹) elas também foram as que mais se destacaram. Segundo Gonçalves (2010), as amostras que apresentarem os menores índices de umidade, irão apresentar os maiores valores de PCU.

Segundo Gonçalves (2010) e Silva; Morais (2008), que pesquisaram a influência da umidade no poder calorífico superior há um considerável acréscimo do mesmo com a diminuição da umidade. Se houver uma diminuição da umidade de 50% para 0%, observa-se um incremento energético da ordem de 92%, sendo que 60% são atingidos com a redução da umidade para 20%. Segundo os autores, a biomassa com umidade em torno de 20% é mais viável para o aproveitamento energético.

O valor obtido do poder calorífico útil (PCU) das amostras dos resíduos da eucaliptocultura foi de 11,49 MJ kg⁻¹, para teor de umidade com base em massa úmida de 25,69%, apresentou resultado de aproximadamente 7,84 % superior ao valor relatado por Pereira Junior (2001), 8.54 MJ kg⁻¹ e para teor de umidade de 40 % da biomassa. Pereira Junior (2001) elaborou análise de uma amostra de cavacos de *Eucalyptus grandis*. Portanto o resultado do poder calorífico útil da amostra de resíduos está de acordo com os resultados obtidos por (PEREIRA JUNIOR, 2001).

Os conteúdos de carbono fixo e materiais voláteis influenciam diretamente nos resultados do PCS (AHMARUZZAMAN, 2008; PARIKH; CHANNIWALA; GHOSAL, 2005), como pode ser confirmado para os resíduos da eucaliptocultura, do milho e do capim Tanzânia, com os maiores resultados do material volátil e poder calorífico. Assim, no que se refere à análise imediata, teores de voláteis e carbono fixo são positivamente correlacionados a maior poder calorífico, tendo o teor de cinzas influenciado negativamente (QUIRINO et al., 2005; FRIEDL et al., 2005; RAMOS e PAULA et al., 2011).

Ramos e Paula et al., (2011) observaram alta correlação positiva do poder calorífico superior com teor de voláteis (+0,7525), com o teor de carbono (+0,7547) e com o teor de hidrogênio (+0,7604) e, alta correlação negativa do PCS com o teor oxigênio (-0,7643) para

resíduos agrícolas celulósicos (casca de arroz, palha de milho, caule de café, podas de soja e de feijão, bagaço e palha de cana, resíduos e serragem de madeira).

Vissoto et al. (2012) encontraram para a serragem, casca, resíduos florestais e raízes de *Eucalyptus* da região de Piracicaba/SP, 17,73 MJkg⁻¹, 16,32 MJ kg⁻¹, 17,51 MJ kg⁻¹ e 5,21 MJkg⁻¹ respectivamente.

Para resíduos do capim Tanzânia, BRAND (2010) apresenta valores de PCS na faixa de 15,01 a 17,99 MJ kg⁻¹; Saraiva e Konig (2013), (17,30 MJ kg⁻¹). Por outro lado, Ohimain et al. (2014) constaram valores de PCS entre 15.52 e 17.07 MJ kg⁻¹. A relação colmo/folha influencia o poder calorífico da biomassa das gramíneas energéticas, o qual é geralmente maior nos colmos do que nas folhas, possivelmente, devido ao fato de que o teor de cinzas dos colmos seja consideravelmente menor do que o das folhas (ZANETTI, 2010).

O poder calorífico superior para os componentes na biomassa residual da bananicultura foi de 14,14 MJ Kg⁻¹, valor próximo àqueles encontrados por Rambo et al, (2015), 15,53 MJ kg⁻¹ e por Athayde (2013), pesquisando os resíduos na região de Janaúba – MG, 13,8 MJ kg⁻¹.

Segundo Brum (2007), deve-se levar em conta que a constituição química das biomassas depende de vários fatores, como constituição do solo, clima, época da colheita, método de plantio, entre outros, fazendo com que mesmo plantas de mesma espécie apresentem composições diferentes. Podem ocorrer também diferenças na forma de amostrar o material e na própria metodologia de realização da análise. Além disso, trata-se de resíduo, material que é resultado de um processo e que pode ter sido contaminado ou armazenado em locais inadequados.

Comparado com outras biomassas empregadas como materiais combustíveis, como a madeira de pinus, o bagaço de cana de açúcar e a casca de arroz, os resíduos do eucalipto apresentam poderes calóricos similares a estes, e melhores em alguns casos. A madeira de pinus tem um PCS muito próximo aos resíduos de eucalipto, sendo de 20,0 e 19,98 MJ kg⁻¹.

4.3 Determinação da Produtividade Energética

Torna-se essencial a existência de experimentos agroflorestais estabelecidos para que se conheçam as condições originais de terreno, dos sistemas de uso da terra e de manejo, para a obtenção de novas informações referentes à qualificação de matérias-primas destinadas à geração de energia e, por extensão, com a propensão de formação de maciços agroflorestais, destinados à produção de material energético. A análise da produtividade energética por unidade de área permite uma melhor visualização do potencial energético da

cultura.

Diferentes autores ressaltam que a biomassa com maior densidade propicia a produção de maior energia por unidade de volume (BRITO; BARRICHELO, 1982; TRUGILHO, 2009; PROTÁSIO et al., 2014), neste contexto, podemos estender a interação entre o Poder Calorífico Útil e a Produção de Biomassa por área, o que permite desenvolver uma classificação das culturas que fornecem maior energia por unidade de área. Na Tabela 10 são apresentados os resultados do PCU, PB e PE com base seca das biomassas.

Tabela 11- Resumo do potencial de geração de energia por hectare em função das diferentes biomassas residuais.

Tratamento	PCU (MJ kg ⁻¹)	Produção biomassa (t ha ⁻¹)	Produtividade energética (GJ ha ⁻¹)	*tep	**tec
Cerrado	7,74	11,12	86,13	2,06	2,94
Cultura Milho	8,41	19,32	162,48	3,89	5,54
Eucaliptocultura	11,48	19,12	219,51	5,24	7,49
Capim Tanzânia	10,83	8,24	89,23	2,13	3,05
Bananicultura	9,86	11,32	111,61	2,67	3,81

*Tonelada equivalente de petróleo; ** Tonelada equivalente de carvão.

A serapilheira do cerrado e o capim Tanzânia apresentam o menor potencial de energia por unidade de área (Tabela 10), considerando que os resultados estão diretamente relacionados à produção de biomassa residual, massa básica e o poder calorífico; fatores estes que fornecem uma ferramenta para a tomada de decisões de manejo agroflorestal com fins energéticos da biomassa produzida.

A presente análise elucida que não é possível tomar decisões baseadas na qualidade energética de uma matéria-prima, sem analisar a produtividade da mesma considerando como objetivo o sistema de usos da terra, uma vez que, por exemplo, o capim Tanzânia apresentou bons resultados quanto às características térmicas e químicas da biomassa, mas pouca quantidade de biomassa na unidade amostral. Já o milho (*Zea mays ssp.*) apresentou fracas características energéticas da biomassa, mas possui uma elevada proporção na biomassa disponível na área de estudo, devido ao seu porte arbóreo, a posiciona como a segundo resíduo com maior quantidade de energia por hectare. Para produzir bioenergia, quantidades consideráveis de biomassa têm de ser fornecidas. É importante ressaltar o papel

de destaque dos resíduos da eucaliptocultura que apresentam boas qualidades da biomassa e a maior quantidade de biomassa residual por área.

Também é possível sugerir que as biomassas da eucaliptocultura e do milho, as quais são responsáveis por cerca de 57,5% da produção energética, das biomassas analisadas, deveriam ser priorizadas para este objetivo, uma vez que apresentam as melhores propriedades para esta finalidade.

Os maiores valores para poder calorífico útil associado aos maiores valores de produção de biomassa a granel resultaram na maior produtividade energética por área amostral. Dessa forma, os resultados pesquisados evidenciaram que a biomassa residual da eucaliptocultura apresentou a melhor produtividade energética, quando comparado com as demais matérias-primas estudadas.

Cabe ressaltar que a eficiência do processo de conversão da biomassa em energia térmica depende da sua umidade, a qual define o seu poder calorífico útil (PCU), ou seja, a presença de água nos combustíveis, causa consideráveis perdas energéticas na combustão. Portanto, a eficiência da conversão energética da biomassa depende do seu teor de umidade, pois, em termos práticos, só é possível queimar materiais com até 50% de água, dependendo do tipo de caldeira utilizada (CORTEZ et al., 2008). Neste contexto, é importante promover a secagem das matérias-primas, para obtenção de ganhos energéticos e a prevenção de problemas de armazenamento como a má conservação da biomassa.

Silva (2014) verificou ganhos no poder calorífico útil em função da redução do teor de umidade do capim, demonstrando que é possível se obter ganhos energéticos com a secagem da biomassa. A redução da umidade do capim de 50 para 10% mediante a exposição da biomassa picada ao sol aumentou o seu PCU de 7,30 para 15,17 MJ kg⁻¹, com melhorias na eficiência de manuseio, armazenamento, transporte e de queima em fornalhas.

5. CONCLUSÃO

A caracterização físico-química das diferentes biomassas mostrou que, em geral, todos os resíduos são potenciais candidatos, pois apresentam parâmetros importantes para a produção de bioenergia, tais como, poder calorífico elevado e baixo teores de cinzas.

A biomassa residual da eucaliptocultura apresentou PCS comparável ao de espécies florestais, com potencial teórico total de produção de energia de 26,64 GJ ha⁻¹. Resíduos da bananicultura são também consideradas matérias-primas em potencial.

REFERÊNCIAS

ABBASI, T. Biomass energy and the environmental impacts associated with its production and utilization. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. India: Elsevier, v. 14, p. 919-937, 2010.

ABELHA, P.. Emissões gasosas durante a co-combustão de carvão com resíduos. Emissões gasosas durante a co-combustão de carvão com resíduos, 2005.

ABIB – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIAS DA BIOMASSA. Inventário residual Brasil. 2011. Disponível em: <<http://pt.calameo.com/accounts/200968>>.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Carvão vegetal – Determinação do poder calorífico. Método de ensaio. 01.040 – NBR 8633 OUT/1984. Origem: ABNT 1:21.01-002/84. CB-1 – Comitê Brasileiro de Mineração e Metalurgia. CE-1:21.01-Comissão de Estudo de Carvão Vegetal, 13p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Carvão vegetal – Determinação da densidade relativa aparente, relativa verdadeira e porosidade. Método de ensaio. 01.040 – NBR 9165 DEZ/1985. Origem: MB-2334/85 (Projeto 1:21.01-004). CB-1 – Comitê Brasileiro de Mineração e Metalurgia. CE-1:21.01-Comissão de Estudo de Carvão Vegetal, 8p.

ABNT. NBR 11956: coque: determinação do poder calorífico superior: método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1990. 6 p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Carvão vegetal – Análise imediata. Método de ensaio. 01.040 – NBR 8112 OUT/1986. Origem: MB-1857/86. CB-1 – Comitê Brasileiro de Mineração e Metalurgia. CE-1:21.01-Comissão de Estudo de Carvão Vegetal, 5p.

AÇMA, H. H. Combustion characteristics of different biomass materials. **Energy Conversion e Management**. Istanbul: pergamon, v. 44, p. 155-162, 2003.

ANDREIA BRAND, M., BOLZON DE MUÑIZ, G. I., BRITO, J. O., & FERREIRA QUIRINO, W. Influência das dimensões da biomassa estocada de *Pinus taeda* L. e *Eucalyptus dunnii* Maiden na qualidade do combustível para geração de energia. **Revista Árvore**, v. 38, n. 1, 2014.

AHMARUZZAMAN M. Proximate analyses and predicting HHV of chars obtained from cocracking of petroleum vacuum residue with coal, plastics and biomass. **Biores Technol** v. 99, p.5043-5050, 2008.

ANEEL. BIG: banco de informações de geração: fontes de energia exploradas no Brasil. Brasília, DF: ANEEL, 2016. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/FontesEnergia.asp>> Acesso: 22 setembro. 2017.

ARREDONDO, H. I. V.; COLORADO, R. A.; OLIVEIRA, S. Ethanol production from banana fruit and its lignocellulosic residues: Exergy and renewability analysis. **International Journal of Thermodynamics**, v.12, p.155-162, 2010.

ATHAYDE, C. S. Análise dos resíduos gerados pela bananicultura como possível fonte de geração de energia. 2014. 108 p. Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte MG, 2013.

BARBIERI, L.; ANDREOLA, F.; LANCELLOTTI, I.; TAURINO, R. Management of agricultural biomass wastes: Preliminary study on characterization and valorization in clay matrix bricks. **Waste Management**, Padova, v.33, p. 2307-2315, 2013.

BEN-IWO, J.; MANOVIC, V.; & LONGHURST, P. Biomass resources and biofuels potential for the production of transportation fuels in Nigeria. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.63, p.172-192, 2016.

BERNDES, G.; BAXTER, L.; COOMBES, P.; DELCARTE, J.; EVALD, A.; HARTMANN, H.; JANSEN, M.; KOPPEJAN, J.; LIVINGSTON, W.; LOO, S.V.; MADRALI, S.; MOGHTADERI, B.; NÄGELE, E.; NUSSBAUMER, T.; OBERNBERGER, I.; ORAVAINEN, H.; PRETO, F.; SKREIBERG, O.; TULLIN, C., THEK, G. (2008). *The Handbook of Biomass Combustion & Co-firing*. Earthscan.

BERTONHA, R. S.; DA SILVA, R. P.; BARROZO, L. M.; CAVICHIOLI, F. A., & CASSIA, M. T. Perdas e desempenho de sementes de milho em dois sistemas de preparo do solo e velocidades de deslocamento da colhedora. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 11, n. 3, p. 243-253, 2013.

BRAND, M. A. **Energia de biomassa florestal**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 131 p.

BRAND, M.A.; MUÑIZ, G.I.B. de. Influência da época de colheita da biomassa florestal sobre sua qualidade para a geração de energia. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 88, p. 619-628, dez. 2010.

BRIDGWATER, A. V. Biomass Fast Pyrolysis. **Thermal Science**, v. 8, n. 2, p. 21 – 49, 2004.

BRITO, J. O.; BARRICHELO, L. E. G. Características do eucalipto como combustível: análise química imediata da madeira e da casca. **Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais**, Piracicaba, n.16, p.63-70, 1978.

BRITO, J. O.; BARRICHELO, L. E. G. Usos diretos e propriedades da madeira para a geração de energia. Piracicaba: IPEF junho 1979. **Circular Técnica n. 52**. Disponível em: < <http://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica/nr052.pdf>>. Acesso em; 15/10/2016.

BRITO, J. O.; BARRICHELO, L. E. G. Carvão vegetal de madeira de desbaste de Pinus. Circular Técnica **IPEF**, Piracicaba, v. 146, p. 1-12, jun. 1982.

BRITO, J.O. et al. Análise da produção energética e de carvão vegetal de espécies de eucalipto. **IPEF**, Piracicaba, n.23, p.5356, 1983.

BRITO, J.O. Expressão da produção florestal em unidades energéticas. P. 280-82. In: 1o Congresso Florestal Panamericano e 7o Congresso Florestal Brasileiro. Curitiba-Pr. 1993. BRIDGWATER, A. V. Biomass Fast Pyrolysis. **Thermal Science**, v. 8, n. 2, 2004. p. 21 – 49.

BRITO, J. O.. The use of wood as energy. **Estudos Avançados**, v. 21, n. 59, p. 185-193, 2007.

BRUM, Sarah Silva. Caracterização e modificação química de resíduos sólidos do beneficiamento do café para produção de novos materiais. 2007.

CARASCHI, J. C.; PINEIRO, D. G.; VENTORIM, G. Caracterização física e química dos pellets de madeira produzidos no brasil. UFES/Vitória, 2012.

CARDOSO, G. V.; ROSA, C. A. B.; GUARIENTI, A. F.; PEDRAZZI, C.; SOUZA, M. C. H.; FRIZZO, S. M. B.; FOELKEL, C. E. B. Adequação de metodologia amostral de madeira de *Eucalyptus saligna* e *Eucalyptus globulus* para determinação do teor de cinzas. In: **34º Congresso Anual de Celulose e Papel**, 2001, São Paulo-SP. Anais... 34º Congresso Anual de Celulose e Papel, 2001.

CARNEIRO, B.; PEREIRA, P. D. H.; DOS SANTOS PINA, D.; CARNEVALLI, R. A.; LOPES, L. B. Brasília, D. F. (2014). Intensificação da produção animal em pastagens: Anais do 1º Simpósio de Pecuária Integrada.

ÇENGEL, Y. A.; BOLES, M. A. **Termodinâmica**. 5.ed. Mc Graw-Hill, 2006, 740 p.

CHANDLER, C. et al. **Fire in Forestry**. John Wiley & Sons, New York, 1983. 450 p.

CHARLTON, A. et al. The biorefining opportunities in Wales: Understanding the scope for building a sustainable, biorenewable economy using plant biomass. **Chem. Eng. Res. Des.** v. 87, p.1147–1161, 2009.

CHAVES, A.M.B.; VALE, A.T.; MELIDO, R.C.N.; ZOCH, V.P. Características energéticas da madeira e carvão vegetal de clones de *Eucalyptus spp.* **Enciclopédia Biosfera**, v.9, n.17; p.533-542. 2013.

CINTRA, T. C. **Avaliações energéticas de espécies florestais nativas plantadas na região do Médio Paranapanema**, SP. 2009. 85f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos**. 2016. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_09_09_15_18_32_boletim_12_sitem_bro.pdf, acessado em janeiro 2017.

CORTEZ, L.A.; LORA, E.S. **Tecnologia de conversão energética da biomassa**. EDUA/EFEI. Manaus, 1997. 527p. (Série sistemas energéticos II).

CONSUEGRA, ADSA. Cinética da gaseificação do bagaço de laranja e serragem de madeira com CO₂. Florianópolis, SC: UFSC. Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

CORTEZ, L.A.B.; LORA, E.E.S.; GOMEZ, O. **Biomassa para energia**. Campinas, SP: Unicamp, 2008.

COUTO, L. et al. Produção e alocação de biomassa em um sistema agrossilvipastoril com eucalipto na região do cerrado de Minas Gerais. **Biomassa & Energia**, Viçosa, v. 1, n. 4, p. 321-334, out./dez. 2004.

CUNHA, M. P. S. C.; PONTES, C. L. F.; CRUZ, I. A.; CABRAL, M. T. F. D.; CUNHA NETO, Z.B.; BARBOSA, A.P.R. Estudo químico de 55 espécies lenhosas para geração de energia em caldeiras. In: 3º encontro Brasileiro em madeiras e em estruturas de madeira: **Anais**, v.2, p. 93-121, São Carlos, 1989.

DE BESI, M; McCORMICK, K. Towards a bioeconomy in : **Europe: National, regional and industrial strategies. Sustainability**, v. 7, n. 8, p. 10461-10478, 2015.

DEMIRBAS, A.; GULLU, D.; ÇAGLAR, A.; AKDENIZ, F. Estimation of calorific values of fuels from lignocellulosics. **Energy Sources**, v. 19, p. 765-770, 1997.

DHILLON, R. S; WUEHLISCH, G. Mitigation of global warming through renewable biomass. **Biomass Bioenerg.** v. 48, p. 75 - 89, 2013.

DIPTI; PRIYANKA. Bioenergy crops an alternative energy. **International Journal of Environmental Engineering and Management**, v. 4, n. 3, p. 265–272, 2013. Disponível em <http://www.ripublication.com/ijeem.htm>

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Balanco Energético Nacional 2015** – Ano Base 2014. Rio de Janeiro: EPE, 2015. 291 p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Informações das culturas permanentes e temporárias do Brasil. [s.d.]. Disponível em: <http://www.embrapa.br/kw_storage/keyword.2007-06-04.9574582965>. Acesso em: 27 mar. 2016.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. A cultura da banana / Mandioca e Fruticultura Tropical. Embrapa Informação Tecnológica 3ª. Ed., p. 110. Brasília, DF, 2006.

EUROPEAN PARLIAMENT. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009. Official Journal of the European Union, v. 140, p.16–62. 2009. doi:10.3000/17252555.L_2009.140.eng

EUROPEAN COMMISSION (2014). Taking stock of the europe 2020 strategy. Communication from the comission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and committee of the regions.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. European environment. State and perspectives 2015. 2015.

EVERARD, C. D. et al. Prediction of biomass gross calorific values using visible and near infrared spectroscopy. **Biomass Bioenerg.** v. 45, p. 203-211, 2012.

FAO, 2017. FAOSTAT [WWW Document]. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>. (Accessed 31 January 2017).

FARINHAQUE, R. Influência da umidade no poder calorífico da madeira de Bracatinga (*Mimosa scabrella*, Benth), e aspectos gerais de combustão. FUPEF; Série Técnica; n. 06 Curitiba; jan. 1981.

FURLEY, P.A.; RATTER, J.A. An assessment of soil constraints on the distribution of plant communities at Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON BIOLOGY OF CERRADO PLANTS, 1990, Campinas. **Anais ...** Campinas, 1990.

FURTADO, T. S., FERREIRA, J. C., BRAND, M. A., & NEVES, M. D. Correlation between moisture content and energy efficiency of Pinus taeda's residues at different ages. **Revista Árvore**, v. 36, n.3, p. 577-582, 2012.

FRIEDL, A.; PADOUVAS, E.; ROTTER, H.; VARMUZA K. Prediction of heating values of biomass fuel from elemental composition. **Analytica Chemical Acta**, v. 544, p. 191-198, 2005.

GARCÍA, R. et al. Spanish biofuels heating value estimation. Part I: Ultimate analysis data. **Fuel**, v. 117, n. PARTB, p. 1130–1138, 2014.

GARCÍA, R.; PIZARRO C.; LAVÍN. A. G.; BUENO. J. L. Characterization of Spanish biomass wastes for energy use. **Bioresource Technology**, Essex, v. 103, n. 1, p. 249-258, 2012.

GERMEK, H. A.; PATROCÍNIO, A. B.; SILVA, F. C.; SIMON, E. J., & RÍPOLI, T. C. Analysis decision about the sugarcane straw recovery for cogeneration in unity operation industry. **Bioenergia em Revista: Diálogos** (ISSN: 2236-9171), v.3, n. 2, p. 9– 17,2014.

GLASS, S.V.; ZELINKA, A.L. 2010. Moisture relations and physical properties of wood. **General Technical Report FPL- GTR**. 190: 20 p.

GONÇALVES, J. E. 2010. **Avaliação energética e ambiental de bagaço de cana-de-açúcar produzidos com rejeitos de resíduos sólidos urbanos e madeira de *Eucalyptus grandis***. Botucatu, 2010.

GONZALEZ, A. D. **Caracterização e análise comparativa de cinzas provenientes da queima de biomassa**. 2014. 83 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GOLDEMBERG, J. Biomass and energy. **Química nova**, v. 32, n. 3, p. 582-587, 2009.

GOLDEMBERG, J.; LUCON, O. Energy and environment in Brazil. **Estudos avançados**, v. 21, n. 59, p. 7-20, 2007.

GOLDEMBERG, J; VILLANUEVA, L. D. **Energia, Meio Ambiente & Desenvolvimento**. Edusp. São Paulo, 2003.

HÖLDER, D. Bioenergy Utilisation. Apresentação realizada no Seminário Energias Renováveis Brasil-Alemanha: Aplicação de Tecnologias para Uso Energético da Biomassa/Biogás. Câmara de Comércio e Indústria Brasil – Alemanha. São Paulo, v. 29.

HOWARD, J.O.; Wood for energy in the pacific northwest: an overview. US forest service, **general technical report**, 50-24, 1979. 59 p.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ. Indicadores de desempenho do setor nacional de árvores plantadas referentes ao ano de 2014. Brasília, 2015. Disponível em: <<http://www.iba.org/pt/biblioteca-iba/publicacoes>>. Acesso em: 15 maio 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2016) Diretoria de Geociências, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Gerência do Centro de Estudos Ambientais do Cerrado. Reserva Ecológica do IBGE: Ambiente e plantas vasculares. Rio de Janeiro.

JENKINS, B. M. et al. Combustion Properties of Biomass. **Fuel Processing Technology**, Elsevier, v. 54, p. 17-46, 1998.

KAZAGIC A., SMAJEVIC I., 2007, Experimental investigation of ash behavior and emissions during combustion of Bosnian coal and biomass. **Energy**, v.32, p. 2006 – 2016, 2007.

KAREKESI et al. Status of Biomass Energy in Developing Countries and Prospects for International Collaboration. In GFSE-5 Enhancing International Cooperation on Biomass. **Background Paper**. Áustria, Maio 2005.

LAURENT, A., PELZER, E., LOYCE, C., MAKOWSKI, D. Ranking yields of energy crops: A meta-analysis using direct and indirect comparisons. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 46, p.41–50, 2015.

LEWANDOWSKI, I.; KICHERER, A. Combustion quality of biomass: practical relevance and experiments to modify the biomass quality of Miscanthus x giganteus. **European Journal of Agronomy**: v. 6, p. 163-177, 1997.

LI, X.; MUPONDWA, E.; PANIGRAHI S.; TABIL, L.; SOKHANSANI, S.; STUMBORG, M. A review of agricultural crop residue supply in Canada for cellulosic ethanol production. **Renewable and Sustainable Energy Review**, v.16, n. 5, p. 2954-2965, 2012.

LIMA, E.A. Alternativa para estimar o preço da madeira para energia. Colombo: Embrapa Florestas, 2010. 4 p. (Embrapa Florestas, Comunicado Técnico, 260).

LIMA, R. A. A produção de energias renováveis e o desenvolvimento sustentável: uma análise no cenário da mudança do clima. **Revista Direito E-nergia**, v. 5, 2014.

LIMA, E.A. et al. Caracterização dendroenergética de árvores de Eucalyptus benthamii. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v.31, n.65, p.09-17, 2011. Disponível em: <<http://www.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/192/200>>. Acesso em: 02 jan. 2018. doi: doi: 10.4336/2010.pfb.31.65.09.

LIMA, G. B. G. **Utilização de Biomassa na Secagem de Produtos Agrícolas via Gaseificação com Combustão Adjacente dos Gases Produzidos**. 2004. Monografia 53 (trabalho de conclusão de curso de Engenharia Mecânica). Universidade Estadual de Campinas, São Paulo: 2004.

LORA, E. S.; ANDRADE, R. V. Biomass as energy source in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.13, p.777-788. 2009.

MACEDO, I. C.; LEAL, M. R. L. V.; SILVA, J. E. A. R. Assessment of greenhouse gas emissions in the production and use of fuel ethanol in Brazil. São Paulo State Environment Secretariat; Government of the State of São Paulo, 2004.

MANARA, P.; ZABANIOTOU, A. Towards sewage sludge based biofuels via thermochemical conversion – A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 16, p.2.566– 2.582, 2012.

MARCELINO, M. M. Biomassa residual do coco para obtenção de energia e intermediários químicos via gaseificação: caracterização, modelagem e simulação. 2017.

MARTINI, P. R. R. **Conversão Pirolítica de Bagaço Residual da Indústria de Suco de Laranja e Caracterização Química dos Produtos**. 2009. Dissertação (mestrado em química) PPGQ, UFSM, Santa Maria: 2009.

MARTINS, C. R. et al. Ciclos globais de carbono, nitrogênio e enxofre. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, n. 5, p. 28 - 41, 2003.

McKENDRY, P. Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. **Bioresource Technology**, v. 83, n. 1, p. 37-46, maio 2002.

MEREDITH, D. et. al. In Search of the Industrial Revolution. **The English Historical Review**, v.128, n. 532, p. 628–640, 2013. doi:10.1093/ehr/cet063

MOERS E. M.; VIEIRA A. C.; FERNANDES D. M.; SOUZA S. N. M.; BARICATTI R. A. Caracterização da biomassa residual proveniente de resíduos agrícolas para geração de energia. I COLASSA – Congresso Latino Americano de Suinocultura e Sustentabilidade Ambiental. Foz do Iguaçu, PR. 2011.

MUYLLE, H.; HULLE, S. V.; VLIEGHER, A.; BAERT, J.; BOCKSTAELE, E. V.; ROLDÁN-RUIZ, I. Yield and energy balance of annual and perennial lignocellulosic crops for biorefinery use: A 4-year field experiment in Belgium. **European Journal of Agronomy**, v. 63, p. 62–70, 2015.

NOGUEIRA, L. A. H.; LORA, E. E. Wood Energy: Principles and Applications. Núcleo de Excelência em Geração Termoelétrica Distribuída – NEST, do Instituto de Engenharia Mecânica – IEM, Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, 2003.

NOGUERA G. Combustão e gasificação de biomassa sólida. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2008.

NOGUEIRA, M. F. M.; RENDEIRO, G. **Caracterização Energética da Biomassa Vegetal**. In: BARRETO, E.J.F. (Coord). Combustão e Gaseificação da Biomassa Sólida: Soluções Energéticas para a Amazônia. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2008.

NONHEBEL, S. Energy from agricultural residues and consequences for land requirements for food production. **Agricultural Systems**. Holanda: Elsevier, v. 94, p. 586 – 592, 2007.

OKELLO, C.; PINDOZZI, S.; FAUGNO, S. & BOCCIA. L. Bioenergy potential of agricultural and forest residues in Uganda. **Biomass and Bioenergy**, v.56, p.515-525. 2013.

OHIMAIN, E. I., IZAH, S. C. Potential of Biogas Production from Palm Oil Mills' Effluent in Nigeria. **Sky Journal of Soil Sciences and Environmental Management**, v.3, n.5, p. 50–58, 2014b.

PARIKH J, CHANNIWALA SA, GHOSAL GK. A correlation for calculating HHV from proximate analysis of solid fuels. **Fuel**, v. 84, p. 487-494, 2005.

PATUSCO, J. A. M. Eletricidade no balanço energético nacional – R.E.N. **Economia e Energia**, ano 2, n. 11, 1998. Disponível em <http://www.ecen.com>, acessado em 18/05/2017.

PAULA, L. E. R.; TRUGILHO, P. F.; NAPOLI, A.; BIANCHI, M. L. Characterization of Residues from Plant Biomass for use in Energy Generation. **Cerne**, Lavras, v. 17, n. 2, p. 237-246, abr./jun. 2011.

PEART, J. B. et al. First citation in article. **IOPscience**, n. 2, p. 1347, 1981.

PENG, H. et al. Physicochemical characterization of hemicelluloses from bamboo (*Phyllostachys pubescens* Mazel) stem. **Indus. Crops Prod.** v.37, p.41– 50, 2012.

PERA, H. **Geradores de vapor: um compêndio sobre a conversão de energia com vistas a preservação da ecologia**. São Paulo. Fama. 1990.

PEREIRA JÚNIOR, V. B. **Alternativas para a co-geração de energia de uma indústria de chapas de fibra de madeira**. 2001. 115f. Dissertação (Mestrado em Agronomia / Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

PERIN, G. F., SCHLOSSER, J. F., FARIAS, M. S. D., ESTRADA, J. S., TREICHEL, H., & GALON, L. Emissions of agricultural engine using different diesel types and biodiesel concentrations in the fuel mixture. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 12, p. 1168-1176, 2015.

PFAU, S. F.; HAGGENS, J. E.; DANKBAAR, B., SMITS, A. J. M. Visions of sustainability in bioeconomy research. **Sustainability**, v.6, p. 1222 – 1249, 2014.

PHITSUWAN, P., SAKKA, K. & RATANAKHANOKCHAI, K. Improvement of lignocellulosic biomass in planta: A review of feedstocks, biomass recalcitrance, and strategic manipulation of ideal plants designed for ethanol production and processability. **Biomass and Bioenergy**, v. 58, p. 390–405, 2013.

PINCELLI, A. L. P. S. M. **Características dos resíduos da colheita de madeira de eucalipto e pinus, submetidos ao tratamento térmico, com foco na aplicação energética.** 2011. 127 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, ESALQ/ USP, 2011.

PROTÁSIO, T.P, GOULART, S.L, NEVES, T.A, TRUGILHO, P.F, RAMALHO, F. M.G, QUEIROZ, L.M.R.S.B. Qualidade da madeira e do carvão vegetal oriundos de floresta plantada em Minas Gerais. **Brazilian Journal**, v. 34, n. 78, p. 111-123, 2014.

PROTÁSIO TP, TRUGILHO PF, NEVES TA, VIEIRA CMM. Análise de correlação canônica entre características da madeira e do carvão vegetal de Eucalyptus. **Scientia Forestalis**, v.40, n.95, p. 317-326, 2012.

PROTÁSIO, T. P.; BUFALINO, L.; TONOLI, G. H. D.; COUTO, A. M.; TRUGILHO, P. F.; GUIMARÃES JÚNIOR, M. Relação entre o poder calorífico superior e os componentes elementares e minerais da biomassa vegetal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 31, n. 66, p. 122-133, 2011.

QUEIROZ, V. A. V.; MORAES, E. A.; MARTINO, H. S. D.; PAIVA, C. L.; MENEZES, C. B. Potencial do Sorgo para uso na alimentação humana. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 35, n. 278, p. 712, jan./fev. 2014.

QUÉNO, L. M. R.; SOUZA, Á. N. D.; ÂNGELO, H.; VALE, A. T. do. & MARTINS, I. S. Production cost of biomasses from eucalyptus and elephant grass for energy. **Cerne**, v. 17, n. 3, p. 417-426, 2011.

QUIRINO, W. F. et al. Poder calorífico da madeira e de materiais ligno-celulósicos. **Revista da Madeira**, Curitiba, v. 15, n. 89, p. 100-106, 2005.

QUIRINO, W. F. **Utilização energética de resíduos vegetais.** Laboratório de Produtos Florestais - LPF/IBAMA. Brasília, 2003.

QUIRINO, W. F. **Utilização energética de resíduos vegetais.** Vol. 1. Brasília: Via Brasil, 2002. 32 p.

RAMBO, M. K. D.; ALVES, A. R., GARCIA; W. T., & FERREIRA, M. M. C. Multivariate analysis of coconut residues by near infrared spectroscopy. **Talanta**, v. 138, p. 263-272, 2015.

RAMOS E PAULA, L. E. TRUGILHO, P. F., NAPOLI, A., BIANCHI, M. L. Characterization of residues from plant biomass for use in energy generation. **Cerne**, v. 17, p. 237-246, 2011.

RAGHU, S.; SPENCER, J. L.; DAVIS, A. S., & WIEDENMANN, R. N. Ecological considerations in the sustainable development of terrestrial biofuel crops. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.3, n.1-2, p. 15-23, 2011. doi:10.1016/j.cosust.2010.11.005

RAVEENDRAN, K.; GANESH, A.; KHILAR, K. C. Influence of mineral matter on biomass pyrolysis characteristics. **Fuel**, Amsterdam, v. 74, p. 12-22, 1995.

RIGONATO, V. D. A. A dimensão sociocultural das paisagens do cerrado goiano: o distrito de Vila Borba. ALMEIDA, M.G. de (Ed). *Tantos Cerrados: múltiplas abordagens sobre a biogeodiversidade e singularidade sociocultural*. Goiânia: Ed. Vieira, p.63-95. 2005.

ROCHA, M. S. R. S.; ALMEIDA, R. M. R. G.; DA CRUZ, A. J. G. Avaliação do potencial energético de resíduos agroindustriais provenientes de diferentes regiões brasileiras. **Engevista**, v. 19, n. 1, p. 217-235, 2017.

ROSSO, S. R. Aproveitamento do resíduo da agroindústria da banana: caracterização química e levantamento de parâmetros termodinâmicos. [s.l.: s.n.], 2010. Disponível em: <http://biblioteca.universia.net/html_bura/ficha/params/title/aproveitamento-do-residuo-daagroindustriadabanacaracteriza%c3%a7%c3%a3oquimicalevantamento/id/47039724.html>. Acesso em: 1º maio 2016.

SÁNCHEZ, C. G. **Tecnologia da gaseificação de biomassa**. Campinas, SP. Editora: Átomo, 2010, p. 189.

SANTIAGO, F. L. S.; DE REZENDE, M. A. Aproveitamento de resíduos florestais de *Eucalyptus spp* na indústria de fabricação de celulose para geração de energia térmica e elétrica. **Energia na Agricultura**, v. 29, n. 4, p. 241-253, 2014.

SANTOS ROCHA, M. S. R. dos.; ALMEIDA, R. M. R. G.; DA CRUZ, A. J. G. Avaliação do potencial energético de resíduos agroindustriais provenientes de diferentes regiões brasileiras. **Engevista**, v. 19, n. 1, p. 217-235, 2017.

SARAIVA V.M.; KONIG, A. Produtividade do capim-elefante-roxo irrigado com efluente doméstico tratado no semiárido potiguar e suas utilidades. **Holos**, v.1, n.29, p. 28-46, 2013.

SASMAL, S.; GOUD, V. V.; MOHANTY, K. Characterization of biomasses available in the region of North-East India for production of biofuels. **Biomass Bioenerg.** v. 45, p. 212 - 220, 2012.

SEARCHINGER, T.; HEIMLICH, R.; HOUGHTON, R. A.; DONG, F.; ELOBEID, A.; FABIOSA, J.; YU, T. Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. **Science**, v. 319, p. 1238 – 1240. 2008.

SENELWAA, K.; SIMS, R. E. H. Fuel characteristics of short rotation forest biomass. **Biomass and Bioenergy**, Amsterdam, v. 17, p. 127-140, 1999.

SILVA, D.A.; ALMEIDA, V.C.; VIANA, L.C.; KLOCK, U.; MUNIZ, G. I. B. Avaliação das propriedades energéticas de resíduos de madeiras tropicais com uso da espectroscopia NIR. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n.4, p. 561-568, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.043414>.

SILVA M. B.; MORAIS, A. S. Avaliação Energética do Bagaço de Cana em Diferentes Níveis de Umidade e Graus de Compactação. XXVIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 13 a 16 de outubro de 2008.

SILVA, M. T. C. Análise do balanço entre sequestro e emissão de CO₂ resultante do circuito de produção e consumo de biomassa florestal numa central de co-geração. 2009. Tese de Doutorado. FCT-UNL.

SILVA, L. A., CARVALHO, L. S., LOPES, W. A., PEREIRA, P. A. D. P., & ANDRADE, J. B. D. REACTIVITY AND SOLUBILITY OF GASES. *Química Nova*, v. 40, n. 7, p. 824-832, 2017.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA – SBS. **Fatos e números do Brasil florestal 2015**. Nov. 2015, 107p. Disponível em: <<http://www.ipef.br/estatisticas/relatorios/SBS-2005.pdf>>. Acesso em: 21/06/2016.

SOMERVILLE, C. Energy from biomass. [Workshop presentation for the Inter Academy Council study report, Lighting the way: toward a sustainable energy future]. Amsterdam: IAC, 2005.

STERN, D. I.; KANDER, A. The Role of Energy in the Industrial Revolution and Modern Economic Growth. *The Energy Journal*, v. 33, n. 3, p. 125–152. 2012. doi:10.5547/01956574.33.3.5.

SULLIVAN, T. P.; SULLIVAN, D. S.; LINDGREN, P. M. F.; RANSOME, D. B., BULL, J. G., & RISTEA, C. Bioenergy or biodiversity? Woody debris structures and maintenance of red-backed voles on clearcuts. *Biomass and Bioenergy*, v. 35, n.10, p. 4390–4398, 2011. doi:10.1016/j.biombioe.2011.08.013.

TAVARES, S.R.L.; SANTOS, T.E. Uso de diferentes fontes de biomassa vegetal para produção de biocombustíveis sólidos. *HOLOS*, Ano 29, v.5. p.1927, dez. 2013.

TELMO, C.; LOUSADA, J.; MOREIRA, N. Proximate analysis, backwards stepwise regression between gross calorific value, ultimate and chemical analysis of wood. *Bioresource Technology*, Essex, v. 101, n.11, p. 3808-3815, 2010.

THAKKER, C.; SAN, K,Y.; BENNETT, G,N. Production of succinic acid by engineered E. coli strains using soybean carbohydrates as feedstock under aerobic fermentation conditions. *Bioresour. Technol.* v.130, p.398-405, 2013.

TOLEDO, M; SANTOS, F.A.; MARÇAL, N.; ESPINOZA, M.; EICHLER, P.; VUELMA, J; FRIEDRICH, D. Estudo preliminar do potencial energético de variedades de eucalipto cultivadas no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biomassa e Energia*, Curitiba: p. 8 - 13, dez. 2015.

TOLMASQUIM, Mauricio. Plano Nacional de energia 2030. Conselho Nacional de Política Energética - CNPE, Brasília, Brasil, **accessed**, v. 1, n. 10, 2017.

THOMASELLI, I.; SILVA, L.B.X.; REICHMANN NETO, F.; Energy potential of 23 species from fast growing plantations. Madison, IUFRO Division. **V conference on Energy from biomass**, 1983. 12p.

TOMELIN, A. C. Necessidade de adaptação dos instrumentos de financiamento de energia renovável. UFF, Niterói. Master's Thesis.(Portuguese language), 2016.

THÖRNQVIST, T. **Projekt storskalig säsongslagring av trädbränsle - en sammanfattning av etapp 1. Large-scale seasonal storage of tree fuel project - summary of phase 1.** Sweden: The Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Forest Products, 1986. 50 p. (Report, 188).

TRIVEDI, J.; AILA, M., BANGWAL, D. P.; KAUL, S., & GARG, M. O. Algae based biorefinery—How to make sense? **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 47, p. 295–307, 2015. doi:10.1016/j.rser.2015.03.052

UCZAI, P. R.; TAVARES, W. M.; QUEIROZ FILHO, A. P. de. Energias renováveis: riqueza sustentável ao alcance da sociedade. 2012.

VALDEZ-VAZQUEZ, I.; ACEVEDO-BENÍTEZ, J.A. & HERNÁNDEZ-SANTIAGO, C. Distribution and potential of bioenergy Resources from agricultural activities in Mexico. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.14: p.2147-2153. 2010.

VALE, A. T. do; DANTAS, V. F. S.; ZAMBRZYCKI, G. C. Potencial energético dos resíduos da cultura do milho (*Zea mays*). **Evidência**, Joaçaba v. 13 n. 2, p. 153-164, jul./dez. 2013

VALE, A. T. et al. Energy potential of biomass and charcoal of *Jatropha curcas* peel and pie. **Cerne**, v. 17, n. 2, p. 267-273, 2011.

VALE, A. T. et al. Caracterização energética e rendimento da carbonização de resíduos de grãos de café (*Coffea arabica*, L) e de madeira (*Cedrelinga catenaeformis*), DUKE. **Cerne**, Lavras, v.13, n.4, p. 416-420, out./dez. 2007.

VALE, A. T. D.; Brasil, M. A. M., & Leão, A. L. ENERGETIC QUANTIFICATION AND CHARACTERIZATION OF WOOD AND BARK OF SPECIES OF “CERRADO”. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 71-80, 2002.

VALE, A.T. et al. Produção de energia do fuste de *Eucalyptus grandis* Hill ex. Maiden e *Acacia mangium* Willd em diferentes níveis de adubação. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 1, p. 83-88, 2000.

VIEIRA, A. C. et al. Caracterização da Casca de Arroz para Geração de Energia. **Varia Scientia Agrárias**, v. 03, 2013, p. 51-57.

VISSOTTO, J. P.; MAZZONETTO, A. W.; NEVES, R. C.; SÁNCHEZ, E. M. S.; SÁNCHEZ, C. G. Caracterização de *Pinus*, *Eucalyptus*, Casca de *Eucalyptus* e Resíduos Florestais e de Destoca para fins energéticos. **In: CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA MECÂNICA**, 2012. São Luís - MA. **Anais...** Campinas: UNICAMP, 2012. p. 16.

VITAL, B. R. **Métodos para determinação do teor de umidade da madeira.** Viçosa, MG: SIF, 1997. 33 p. (Boletim técnico SIF, 13).

VLAEV, L. T.; MARKOVSKA, I. G.; LYUBCHEV, L. A. Non-isothermal kinetics of pyrolysis of rice husk. **Thermochimica Acta**, v. 406, p. 1-7, 2003.

VLASSOV, D. **Combustíveis, combustão e câmaras de combustão**. Curitiba: Editora UFPR. 2001.

VALENTI, M. W.; CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A.. Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 68, n. 3, p. 459-465, Aug. 2008.

VASSILEV, S. V., BAXTER, D. & VASSILEVA, C.G., ANDERSEN, L.K. . An overview of the composition and application of biomass ash. Part 1. Phase-mineral and chemical composition and classification. **Fuel**, 105, pp. 40–76, 2013a.

VASSILEV, S. V. et al. An overview of the chemical composition of biomass. **Fuel**, v. 89, n. 5, p. 913–933, 2015.

WERTHER J.; SAENGER, M.; HARTGE, E. U.; OGADA, T.; SIAGI, Z. Combustion of agricultural residues. **Progress in energy and combustion science**. Alemanha: Pergamon, v.26, p. 1-27, 2000.

XU, Y.; ZAELKE, D., VELDEERS, G. J., & RAMANATHAN, V. The role of HFCs in mitigating 21st century climate change. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v.13, n.12, p. 6083-6089, 2013.

ZANETTI, J. B. **Identificação de genótipos de capim-elefante (P. purpureum Schum.) de alta produção de biomassa com qualidade para fins energéticos**. 2010. 73 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

ZHANG, L.; XU, C.; CHAMPAGNE, P. Overview of recent advances in thermochemical conversion of biomass. *Energy. Convers. Manage.* v. 51, p. 969-82. 2010.

ZHENG, Y.; ZHAO, J., XU, F.; LI, Y. Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 42, p. 35–53, 2014.

WIECHETECK, M. **Aproveitamento de resíduos e subprodutos florestais, alternativas tecnológicas e propostas de políticas ao uso de resíduos florestais para fins energéticos, Sumário Executivo**, Projeto PNUD BRA 00/20 - Apoio às políticas públicas na área de Gestão e controle ambiental, Ministério Do Meio Ambiente, Curitiba, 2009.

WRIGLEY, E. A. Energy and the English Industrial Revolution. *Philosophical Transactions. Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences*, v. 371, 1986.

CAPITULO 2. PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS DO LATOSSOLO VERMELHO EM ÁREAS COM SISTEMAS PRODUTIVOS E CERRADOS NO DF APÓS EXTRAÇÃO DE BIOMASSA

2.1.1. RESUMO

Os Latossolos, quando submetidos a determinados sistemas de uso, tendem a um novo estado de equilíbrio, refletido em diferentes manifestações de seus atributos, as quais podem ser desfavoráveis à conservação da capacidade produtiva deste tipo de solo. Os efeitos diferenciados sobre os atributos do Latossolo, devido ao tipo de preparo, característico de cada sistema de cultivo, são dependentes da intensidade de revolvimento, do trânsito de maquinarias, do tipo de equipamento utilizado, do manejo da biomassa residual e das condições de umidade do solo no momento do preparo. A relação entre o sistema de uso e a qualidade do solo pode ser avaliada pelo comportamento de indicadores físicos e químicos. O objetivo desta pesquisa foi de avaliar o efeito dos diferentes sistemas de uso da terra (SUTs), na qualidade física e química do Latossolo vermelho típico, sob quatro sistemas de uso, formados pelo Cerrado stricto sensu, agricultura convencional com a cultura do milho, pastagem plantada e a eucaliptocultura, com diferentes tempos de uso. Foram analisados: a macroporosidade, microporosidade, porosidade total, densidade do solo, pH, CTC e MO. A área estudada está localizada na Fazenda Água Limpa, FAL, campo experimental da Universidade de Brasília, UnB, Brasília/DF. O solo sob mata nativa foi utilizado como testemunha para fins de comparação, por se tratar de um sistema em equilíbrio e sem histórico de atividade antrópica. Os resultados evidenciaram relação estreita e inversa entre a qualidade do solo e a intensidade de uso a que as áreas foram submetidas. Mediante análise desses atributos, foi possível avaliar o nível de degradação do solo em função do uso de cada área.

Palavras-chave: Latossolos, Mudança de uso, Manejo sustentável, Atributos do solo.

PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES OF RED LATOSOL IN AREAS WITH PRODUCTIVE AND CERRADO SYSTEMS IN DF

2.1.2. ABSTRACT

The Latossolos, when subjected to certain systems of use, tend to a new state of equilibrium, reflected in different manifestations of their attributes, which may be unfavorable to the conservation of the productive capacity of this type of soil. The differentiated effects on the attributes of the Latosol, due to the type of preparation, characteristic of each cultivation system, are dependent on the intensity of the redevelopment, the transit of machinery, the type of equipment used, the management of the biomass Soil moisture conditions at the time of preparation. The relationship between the use system and the quality of the soil can be evaluated by the behavior of physical and chemical indicators. The objective of this research was to evaluate the effect of the different systems of use of the Earth (SUTs), in the physical and chemical quality of the typical red Latosol, under four systems of use, formed by the Cerrado stricto sensu, conventional agriculture with the culture of Maize, planted pasture and eucaliptocultura, with different times of use. Were analyzed: Macroporosidade, microporous, total porosity, soil density, PH, CTC and MO. The area studied is located in the farm clean water, FAL, experimental field of the University of Brasília, Brasília, Brasilia/DF. The soil under native forest was used as a witness for comparison purposes, because it was a system in equilibrium and no history of anthropic activity. The results showed a close and reverse relationship between the quality of the soil and the intensity of use to which the areas were subjected. Through analysis of these attributes, it was possible to assess the level of soil degradation depending on the use of each area.

Key words: Latossolos, change of use, sustainable management, soil attributes.

2.1. INTRODUÇÃO

A manutenção do ambiente edáfico tem efeitos positivos sobre todo o agroecossistema, recobrando de importância o conhecimento da qualidade do solo. A sua avaliação, por meio de indicadores, associada a informações sobre o crescimento vegetal e aspectos ambientais, especialmente aqueles relacionados à sua manutenção, podem ser úteis para o estabelecimento de uma agricultura sustentável (AUDEH et al., 2011)

Entre os sistemas interativos atuantes na biosfera, o solo é o recurso natural que precisa ser valorizado, preservado e conservado, sendo de crucial importância para todos os seres vivos (WELC et al., 2012). Porém, o equilíbrio dinâmico tem sido constantemente perturbado por ações antrópicas inadequadas, as quais ocasionam sua degradação e a consequente redução de sua qualidade natural (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010).

Aspectos relacionados à qualidade do solo têm sido estudados (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009), e este é tão importante quanto à qualidade do ar e da água na determinação global do ambiente. A qualidade do solo tem efeitos profundos na saúde e na produtividade de um determinado ecossistema e nos ambientes a ele relacionados (CHARTIN et al., 2015).

Alterações no sistema de uso da terra (SUT) podem ser definidas como qualquer mudança no uso de um solo (WICKE et al., 2012). A remoção da vegetação natural causa grandes alterações edáficas, mas, em longo prazo, o que irá determinar as condições físicas e químicas do solo serão a forma e o grau de perturbação antrópica inseridas.

O interesse por estudos que visam avaliar as alterações das propriedades físicas e químicas do solo, tendo como referência a interferência antrópica ou sob condições naturais, aumentou consideravelmente nos últimos anos (MARINARI et al., 2006; LIMA et al., 2008). E tem sido avaliadas em sistemas de Pastagens sob diferentes formas de condução, lavouras sob semeadura direta e convencional e sistemas silviculturais e nativos (DA SILVA et al., 2011).

O grau da alteração no solo pode ser avaliado pela mensuração do estado atual de determinados atributos, em comparação com o estado original do solo, sem interferência antrópica, ou com valores considerados ideais. Os sistemas de manejo promovem alterações nas propriedades físicas do solo, além de influenciarem a matéria orgânica (FIGUEIREDO et al., 2008). Os impactos do uso e do manejo na qualidade física do solo têm sido quantificados utilizando-se diferentes propriedades físicas relacionadas com a forma e com

a estabilidade estrutural do solo, tais como: densidade do solo (STONE; SILVEIRA, 2001; SOUZA et al., 2005), porosidade do solo (OLIVEIRA et al., 2001; SOUZA et al., 2005), além da disponibilidade de água (OLIVEIRA et al., 2004).

A relevância da matéria orgânica nos solos é inclusiva. Sua atividade se dá tanto na melhoria das condições físicas, como na aeração, na maior retenção e armazenamento de água, quanto nas propriedades físico-químicas, no fornecimento de nutrientes às plantas e na maior capacidade de troca catiônica do solo (CTC), além de proporcionar um ambiente adequado ao estabelecimento e à atividade da microbiota (FIGUEIREDO et al., 2008).

Em pesquisa precursora Lopes e Cox (1977), utilizando-se de 518 amostras de solos do bioma Cerrado, verificaram que o conteúdo de matéria orgânica variou entre 0,7 a 6,0 dag kg⁻¹, com uma mediana de 2,2 dag kg⁻¹. Os autores também constaram que 60% das amostras apresentaram conteúdo entre 1,5 e 3,0 dag kg⁻¹, com 17% das amostras abaixo e 23% acima desse limite. De acordo com Silva e Resck (1997), a maior porção da CTC dos solos das regiões tropicais, incluindo os Latossolos, é proveniente da matéria orgânica. Para alguns autores, o carbono orgânico do solo (COS) tem sido sugerido como o principal indicador de sustentabilidade e qualidade do solo agrícola, uma vez que afeta a maioria das propriedades do solo (REEVES, 1997; ARIAS et al., 2005).

Neste contexto, alterações nos atributos dos Latossolos em função dos cultivos com *Eucalyptus*, milho e pastagem são descritas isoladamente e em condições edafoclimáticas distintas, o que dificulta a interpretação e adoção de técnicas de manejo adequadas. Trabalhos relatando plantios de eucalipto, cultivo de milho e pastagem, numa mesma condição edafoclimática, em cultivos de longa duração, são inexistentes ou escassos na literatura brasileira.

O presente estudo partiu da hipótese que o cultivo de pastagem com capim Tanzânia, área florestada com eucalipto e cultivo convencional de milho apresentam melhores condições físicas e químicas do solo quando comparados ao Cerrado nativo. As alterações desses atributos podem servir como indicadores de qualidade do solo.

Desta forma, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar a qualidade física e química de um Latossolo Vermelho sob cultivo de pastagem com capim Tanzânia, florestamento com eucalipto e cultivo convencional de milho comparandos com a área de Cerrado *stricto sensu*.

O estudo tem como objetivos específicos:

- Averiguar quais características dos solos (químicas ou físicas) são mais afetadas pelo seu tipo de utilização.

- Verificar qual o tipo de manejo que compromete de forma mais significativa à capacidade do solo de exercer suas funções dentro do agroecossistema.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Recurso solo: Latossolos

Os Latossolos ocupam aproximadamente de 46% do Cerrado, estão presentes nas áreas planas a suave-onduladas do bioma. As predominantes classes desses solos são: o Latossolo Roxo (LR), Latossolo Vermelho-Escuro (LE), Latossolo Vermelho-Amarelo (LV), Latossolo Variação-Una (LU) e Latossolo Amarelo (LA), porém, as classes de maior ocorrência no bioma Cerrado são as de Latossolo Vermelho-Escuro e Latossolo Vermelho-Amarelo, que abrangem áreas em torno de 18,6% e 21,6%, respectivamente (KER, 1997). Embora os Latossolos sejam quimicamente semelhantes, se diferem nas características físicas e mineralógicas (SPERA et al., 2006).

São solos minerais, homogêneos, com pouca diferenciação entre os horizontes ou camadas. São reconhecidos facilmente pela coloração, quase sempre homogênea relacionando o solo com a profundidade (RESENDE et al., 2012). São predominantemente profundos, com excelentes propriedades físicas, e a textura varia de média a muito argilosa, normalmente bem drenados, fortemente ácidos e com elevados teores de alumínio trocável (SILVA et al., 2013).

Em geral, são solos com elevada permeabilidade, podendo ser preparados em uma grande amplitude de umidade. São intemperizados, apresentam fertilidade natural baixa, e são representados normalmente por sua baixa capacidade de troca de cátions. Sendo que, após a sua correção e fertilização, são passíveis de utilização com cultivos anuais de grãos (KLUTHCOUSKI; STONE, 2003).

De acordo com Vieira (1988), os Latossolos tropicais possuem uma microvida ativa que atua na decomposição do material orgânico de uma forma rápida, e normalmente não acumula húmus. Nesses solos, o material orgânico é importante, pois serve para melhorar as suas características físico-químicas. Kluthcouski; Stone (2003) afirmaram que as limitações com a fertilidade e a baixa retenção de água nos Latossolos, podem ser corrigidas ou amenizadas com o aumento do teor de material orgânico. Fato que pode ser conseguido por meio de sistemas de manejo que produzam maior quantidade de biomassa vegetal residual.

Os Latossolos são fortemente influenciados pela temperatura e umidade, características de regiões tropicais, onde prevalecem chuvas torrenciais e maior aquecimento no solo, o que amplia a suscetibilidade à erosão. Contudo, são solos capazes de serem

corrigidos e melhorados, que com o manejo adequado proporcionam excelentes condições para o uso em sistema agrossilvipastoril.

2.2.2 Sistemas de Uso da Terra (SUT)

A conscientização de que o solo é um recurso fundamental para o funcionamento dos agrossistemas, e a constatação de que os processos de degradação têm afetado uma porção considerável dos solos na atualidade, estimularam o interesse pela avaliação dos sistemas de uso da terra (DORAN; PARKIN, 1994; SCHLOTTER; DILLY; MUNCH, 2003). Dois diferentes conceitos têm sido propostos para se estabelecerem os critérios de referências (SANTANA; BAHIA FILHO, 2002):

- i) Os *solos sob vegetação natural*, por *representarem as condições ecológicas de estabilidade* do ecossistema; e
- ii) Os *parâmetros agronômicos* que *maximizem a produtividade e conservem o agrossistema*.

Em solos com vegetação nativa, o dossel das árvores intercepta os raios solares e as gotas de chuva, minimizando os processos de evaporação, da insolação e da erosão. A presença do dossel associado à camada de serapilheira mantém o microclima do Cerrado relativamente estável, protegendo o solo contra o escoamento superficial e a erosão pela presença dos macroporos formados pelo sistema radicular da vegetação, facilitando a drenagem do perfil (KONDO et al., 2012; STEFANOSKI et al., 2013).

A conversão de áreas nativas de Cerrado para outras formas de uso transforma o ambiente solo, alterando o equilíbrio deste ecossistema. Geralmente, numa primeira fase, o processo influi negativamente na sua qualidade, em decorrência do declínio na deposição do material orgânico (HOUGHTON et al., 1991), e dos métodos de preparo com o revolvimento e exposição do solo, usados para a formação dos novos sistemas de uso (REICHERT, 2007). O sistema de manejo utilizado e as características próprias da nova vegetação interferem nas propriedades físicas e químicas do solo, promovendo alterações, principalmente, nas camadas superficiais e subsuperficiais (STEFANOSKI et al., 2013).

A mudança do uso também tem efeitos adicionais adversos às emissões de gases de efeito estufa. A conversão de florestas em pastagens, assim como de florestas em diversos sistemas agroflorestais, causam a destruição e diminuição dos habitats naturais e pode levar a perdas de biodiversidade (CENTI; LANZAFAME; PERATHONER, 2011; FARGIONE et al., 2008; KOH; GHAZOUL, 2008).

As modificações antrópicas desencadeiam reações integradas no solo que podem promover alterações indesejáveis na estrutura da camada cultivável, como o aumento na resistência à penetração e da densidade, a redução da macroporosidade e na taxa de retenção e infiltração de água (CORTEZ et al., 2011).

Do ponto de vista técnico, o sistema de manejo deve contribuir para a manutenção ou melhoria da qualidade do solo e do ambiente, bem como para a obtenção de produtividade adequada das culturas em longo prazo (COSTA JUNIOR et al., 2011).

Os sistemas com revolvimento total do solo são os que mais degradam as propriedades físicas, em função de afetarem o teor de material orgânico, principal agente de formação e estabilização dos agregados (BRANDÃO; SILVA, 2012). A perda da estrutura original apresenta grande influência nos ciclos de carbono e de nutrientes, na difusão de gases e na resistência à erosão hídrica, fatores determinantes para o desenvolvimento das plantas (SALTON et al., 2008). Quando bem conduzidos, os sistemas culturais proporcionam vários benefícios aos agroecossistemas, como a diminuição da erosão do solo, o aumento da infiltração da água no solo, da retenção de nutrientes, do teor de matéria orgânica (BATTANY; GRISMER, 2000; STEENWERTH; BELINA, 2008) e de água no solo (ODHIAMBO; BOMKE, 2007; MUÑOZ et al., 2008).

Os solos sob uso agrícola estão sujeitos a modificações em seus atributos físico-químicos pelo tipo de cobertura vegetal e pelo sistema de manejo adotado (LOURENTE et al., 2011). Os sistemas de uso associados à monocultura contínua, e ao uso de equipamentos inadequados de preparo, resultam em uma rápida degradação das propriedades do solo (EFFGEN et al., 2012). No geral, os benefícios atribuídos às coberturas decorrem do aumento na macroporosidade, da redução da energia da gota de chuva sobre a superfície, do aumento do material orgânico depositado na superfície (LEITE et al., 2003) e das funções biológicas no solo (STEENWERTH; BELINA, 2008).

Os solos cobertos por pastagens geralmente são marginais quando comparados àqueles utilizados pelas culturas de grãos no Brasil. Apresentam problemas naturais de fertilidade, acidez, relevo, pedregosidade ou limitações de drenagem. O intenso e contínuo uso do solo com pastagem resulta na necessidade de uma intervenção racional, a fim de se obter a preservação de seu potencial produtivo (EFFGEN et al., 2012). Solos em áreas destinadas à pecuária, devido ao pisoteio constante, têm as camadas superficiais compactadas o que dificulta a infiltração e redistribuição de água, as trocas gasosas e o desenvolvimento do sistema radicular, resultando em decréscimo da produção, aumento da

erosão e da potência necessária para o preparo do solo (BICKI; SIEMENS, 1991; SOANE, 1990).

No Brasil, o eucalipto é a espécie florestal mais utilizada nos programas de florestamento e as mudanças que ela pode promover nos atributos do solo têm sido questionadas por diversos setores. Sabe-se que o eucalipto apresenta alta eficiência na utilização de nutrientes, produzindo, como consequência, serapilheira de baixa qualidade nutricional quando comparada àquela do Cerrado natural (GAMA-RODRIGUES; BARROS, 2002). No entanto, a serapilheira, por apresentar taxa de decomposição lenta, pode atuar como uma barreira física contra processos erosivos e funcionar como uma reserva de nutrientes para futuros plantios de eucalipto ou outra cultura (GAMA-RODRIGUES et al., 2008).

Assim, a utilização sustentável do solo é a fundamentação da agricultura e da produção florestal, sendo necessária a adoção de sistemas de uso e manejo que conservem e/ou restaurem suas condições de fertilidade originais, a fim da manutenção da produtividade (CARNEIRO et al., 2009; SANTOS; SALCEDO, 2010).

2.2.3. Qualidade do Solo

Quando se refere à qualidade do solo, normalmente considera-se o estado de conservação dos seus atributos físico-químicos, que podem funcionar de modo equilibrado e resultar em um comportamento harmônico das funções desempenhadas.

De acordo com Doran; Parkin (1994), para um solo ter qualidade é necessário que ele possa funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural, de modo a suportar a produção biológica, promover a saúde dos animais e das plantas, e manter a qualidade do ambiente. O solo deve ser capaz de desempenhar adequadamente suas funções, proporcionando aos componentes do agrossistema um desenvolvimento proveitoso, melhorando a sua qualidade e promovendo uma elevada produtividade das plantas (FAGERIA; STONE, 2006).

O nível de alteração antrópica no solo pode ser avaliado pela mensuração do estado atual de determinados atributos, e a comparação destes com os seus correspondentes no estado natural do solo, sem a interferência antrópica, ou com valores que são considerados ideais (DORAN; PARKIN, 1994). Nesse caso, as dificuldades estão em selecionar quais as propriedades que serão avaliadas e definir os valores considerados adequados (ARSHAD; MARTIN, 2002).

Um determinado tipo de solo pode ser considerado como de boa qualidade ou de qualidade inferior, dependendo do enquadramento em que se encontra. É significativo considerar a atividade que nele é desenvolvida, os elementos que se relacionam e como estes são perturbados. As interações que ocorrem dentro de cada agrossistema devem ser compreendidas para a definição do estado de qualidade do sistema. Como exemplo, são citados os solos do Cerrado que, em geral, muito ácidos, com elevados teores de alumínio e baixa fertilidade, em condições naturais dificultariam o desenvolvimento da produção agrícola, apresentam condições favoráveis para o desenvolvimento da vegetação natural (PALMIERI; LARACH, 2004). Esses solos, quando sob vegetação nativa, mostram-se estabilizados e apresentam um nível de qualidade que permite sustentar a vegetação presente e manter a estabilidade entre os constituintes deste ecossistema (CARDOSO et al., 2011).

Um modelo de solo adequado deverá disponibilizar às plantas condições para um bom desenvolvimento radicular, nutrientes e água, ser suficientemente arejado e não conter substâncias tóxicas (MENDES, 2013). O modelo de solo ideal para o melhor desempenho dos sistemas de cultivos deve apresentar 50% de volume de sólidos e 50% de poros totais, distribuídos de modo que 33,5% fossem ocupados pela água e 16,5% pelo ar (CAMARGO et al., 2016), bem como, não serem suscetíveis à erosão e nem oferecerem dificuldades a utilização de mecanização (RESENDE et al., 2012).

Assim, o conceito de qualidade do solo é complexo e controverso, apresentando diversas definições e ainda sem determinação dos padrões de limites e regulamentações (ARAÚJO et al., 2012).

2.2.4. Indicadores da qualidade do solo

A qualidade do solo não pode ser medida, mas deve ser refletir valores das propriedades do solo ou do agroecossistema, denominados de indicadores (LIMA et al., 2013a).

Segundo Doran; Parkin (1994), os indicadores devem seguir os seguintes critérios: (1) envolver processos ocorrentes no ecossistema; (2) integrar propriedades e processos biológicos, físicos e químicos; (3) ser acessível e aplicável no campo; (4) ser sensível a variações de manejo e de clima; e (5) ser componente de banco de dados de solos, sempre que possível.

Devem ser mensuráveis e permitir acompanhar e avaliar as alterações ocorridas em função do tipo de manejo adotado. Devem ser bem correlacionadas com as funções desempenhadas pelo solo, capazes de esclarecer os processos do agrossistema, serem claras

e úteis para os produtores e, preferentemente, de execução fácil e barata mensuração (DORAN; ZEISS, 2000).

Os indicadores selecionados são os mesmos atributos atuantes no solo, que, por meio da interação dos diversos elementos do agrossistema, sofrem alterações, as quais podem contribuir com a melhoria ou causar danos as características do solo (REICHERT, 2007). No entanto, é obvio que nenhum indicador, individualmente, poderá descrever e quantificar todos os aspectos relacionados à qualidade do solo (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007; SCHLOTTER; DILLY; MUNCH, 2003).

Segundo Islam; Weil (2000), as características indicadoras podem ser divididas em três diferentes classes:

- i) *As efêmeras, cuja alteração ocorre em um curto espaço de tempo ou são modificadas pelos sistemas culturais, tais como: umidade do solo, densidade, pH, e disponibilidade de nutrientes;*
- ii) *Os permanentes, que são inerentes ao solo, tais como: profundidade, Camadas de impedimentos, textura e mineralogia;*
- iii) *As intermediárias, que demonstram uma crítica influência da capacidade do solo em desempenhar suas funções vitais, tais como: a biomassa microbiana, a respiração do solo, os quocientes microbiano e metabólico, a atividade enzimática, e o carbono orgânico total (COT).*

De acordo Goedert (2005), os atributos atuantes funcionam como reais indicadores do estado do solo, os quais podem fornecer inúmeras informações, como, por exemplo, as propriedades de natureza física que permitem avaliar a agregação das partículas e a compactação do solo. E os de natureza química, como o conhecimento do estoque de nutrientes disponíveis para as plantas.

O acompanhamento da evolução dos indicadores do solo serve para avaliação da sustentabilidade das práticas agroflorestais e o estabelecimento de parâmetros que visem à conservação do solo (IWATA et al., 2012). Variáveis como compactação, erosão eólica e hídrica, e manejos que desarmonizem as características do solo devem ser prioritariamente conhecidos e pesquisados, de modo a direcionarem ações para o melhoramento do sistema (DIONISIO, 2010).

No entanto, Goedert et al. (2002) entenderam que existia uma falta de consenso entre pesquisadores sobre o nível definido para os atributos físicos dos solos, e propuseram limites de qualidade dos solos em sistemas de produção agroflorestais, nos quais, para os diversos

indicadores, são apresentados níveis de sustentabilidade para as camadas superficiais de Latossolos nas regiões tropicais (Tabela 11).

Tabela 10 - Atributos do solo e seus níveis de sustentabilidade sugeridos por Goedert, 2002.

Atributo	Nível de Sustentabilidade
Densidade do solo (Ds)	< 1,0 g cm ⁻³
Porosidade total (Pt)	> 60 m ³ m ⁻³
Resistência mecânica à penetração (Rp)	< 1,0 MPa
Teor de matéria orgânica (MO)	Textura argilosa: > 40 g kg ⁻¹
	Textura média: > 30 g kg ⁻¹
	Textura arenosa: > 20 g kg ⁻¹
Capacidade de troca de cátions (CTC)	Textura argilosa: > 10 cmol _c dm ⁻³
	Textura média: > 7 cmol _c dm ⁻³
	Textura arenosa: > 4 cmol _c dm ⁻³

Os atributos assinalados, em sistemas agroflorestais com manejo deficiente, são rapidamente afetados por diferentes causas e exercem influência no desenvolvimento das plantas. O acompanhamento destas propriedades é de vital importância para regular o manejo, principalmente, em zonas mais suscetíveis à degradação, como nos solos do Cerrado tropical.

A densidade do solo é determinada pelas condições naturais do solo e pela análise volumétrica (VIEIRA, 1988), que corresponde à massa de solo seco em um volume determinado. É uma propriedade física que pode variar com a atuação de alguns elementos do sistema, como o teor de matéria orgânica e a prática do cultivo intensivo. A densidade recebe influência positiva da matéria orgânica, a qual melhora a agregação do solo, e assim, promove a redução desta propriedade (KLEIN; KLEIN, 2015). O cultivo intensivo ocasiona a ruptura dos agregados do solo e, em decorrência, ocorre o aumento da densidade e diminuição de sua porosidade, influenciando nos processos de aeração e da infiltração de água.

A densidade do solo tende a crescer com a profundidade, normalmente, influenciada por fatores como os teores reduzidos de matéria orgânica, menor agregação e maior compactação do solo (KIEHL, 1979). Segundo Camargo; Alleoni (2006), o atributo também pode influenciar na condutividade térmica do solo. Se considerado o mesmo teor de água, a condutividade térmica em solos com densidade alta é maior do que naqueles com densidade baixa.

A densidade pode ser alterada continuamente pelo sistema de uso da terra e é influenciada pelo sistema de manejo. A utilização de máquinas e equipamentos agroflorestais, bem como, a elevada carga animal favorece o aumento deste atributo (MAZURANA et al., 2013).

2.2.4.1. Porosidade do solo (PS)

A porosidade do solo é um importante atributo que pode evidenciar a qualidade do solo agroflorestal. Em condições naturais, normalmente, verifica-se uma boa porosidade, porém, qualquer variação, quer natural ou antrópica, modifica o movimento da água e do ar, o que influencia no processo bioquímico do solo, podendo dificultar o desenvolvimento radicular das plantas (GROHMANN, 1972).

É definida como o volume do solo que pode ser ocupado pelo ar e pela água, e é constituída de microporos, poros intermediários e macroporos. Em Latossolos muito intemperizados, o tamanho dos poros é aproximadamente definido, sendo comum encontrar os macroporos entre os grânulos e os microporos dentro dos agregados. Os solos argilosos possuem elevada microporosidade, onde ocorre a presença de água por adsorção, e a infiltração e as trocas gasosas são menores (REICHERT et al., 2009).

A dimensão dos poros do solo pode variar, eles dependem das partículas e dos agregados. A distribuição dos espaços pode mudar pela atuação de alguma pressão ou por rolamento das partículas. A quantidade, o tamanho, a distribuição e a continuidade são diferentes de um solo para outro (RESENDE et al., 2012).

Os Latossolos Vermelhos podem apresentar elevada macroporosidade, dada pela sua agregação, principalmente os que possuem agentes cimentantes como os óxidos de ferro e alumínio, em grandes quantidades. Os macroporos estabelecem a rota principal ao crescimento das raízes, de modo que solos mal estruturados podem inibir o perfeito desenvolvimento do sistema radicular (KUNDE et al., 2016). O volume mínimo de macroporos necessários no solo para realizar as exigências de aeração da maioria das plantas é de aproximadamente 10% do seu volume (RESENDE et al., 2012).

Dessa maneira, a estrutura do solo é geralmente avaliada pela distribuição e estabilidade dos agregados, e tem sido fundamentada como um importante indicador da qualidade do solo (STEFANOSKI et al., 2013).

2.2.4.2. Resistência mecânica do solo à penetração (RP)

A compactação do solo é um fator limitante ao desenvolvimento das culturas e é condicionada não só por fatores antrópicos, especificamente por tipo, intensidade e frequência da pressão aplicada, mas também por fatores internos, como: a textura, a estrutura, os ciclos de umedecimento e a densidade do solo (CARNEIRO et al., 2009).

Além da densidade do solo, outro indicador de compactação é a resistência do solo à penetração, que descreve a resistência física que o solo oferece a algo que tenta se mover através dele, como uma raiz em crescimento ou uma ferramenta de preparo. Essa resistência geralmente aumenta com a compactação e é influenciada pela textura e teor de umidade; quanto mais seco estiver o solo, maior será a sua resistência mecânica à penetração (SEKI et al., 2015).

É comum áreas de pastagens apresentarem elevada densidade, reduzida porosidade e baixa taxa de infiltração, o que reflete certo grau de compactação. Nestas condições, as partículas do solo se encontram pulverizadas, comprimidas e/ou deformadas pelo manejo inadequado, principalmente, em solos preparados muito secos ou com excesso de umidade.

A resistência mecânica à penetração é elevada em solos que estão em processo de degradação, e o efeito dessa condição causa uma camada de impedimento ao desenvolvimento do sistema radicular das plantas, devido à restrição de água, nutrientes, ar e espaço para sua expansão. Na tabela 12 estão representadas as classes de resistência mecânica do solo e os graus de limitações ao desenvolvimento das raízes (CAMARGO; ALLEONI, 1997).

Tabela 11 - Classes de resistência mecânica do solo à penetração e níveis de limitação ao crescimento das raízes.

Classe	Limite (MPa)	Limite ao crescimento
Muito baixa	< 1,1	Sem limitações
Baixa	1,1 – 2,5	Poucas limitações
Média	2,6 – 5,0	Algumas limitações
Alta	5,1 – 10,0	Sérias limitações
Muito alta	10,1 – 15,0	Raízes praticamente não crescem
Extremamente alta	> 15,0	Raízes não crescem

Adaptado de CAMARGO; ALLEONI (1997).

O preparo do solo com maquinarias e equipamentos, o pisoteio dos animais e o impacto da chuva em solos descobertos, quando em maior frequência e/ou por muito tempo, são alguns dos elementos que provocam o fenômeno no solo. Solos bem manejados ou solos com vegetação nativa, em geral, não apresentam restrições ao desenvolvimento radicular das plantas, com resistência mecânica do solo à penetração das raízes nula ou quase nula.

2.2.4.3. Capacidade de troca catiônica (CTC)

A capacidade de troca de cátions (CTC) de um solo, argila ou húmus é a quantidade total de cátions retidos à superfície desses materiais em estado permutável. Um dos parâmetros que melhor define a fertilidade do solo agroflorestal é CTC derivada principalmente pelo teor e qualidade das argilas e material orgânico (GLÓRIA, 1992).

Regiões tropicais com solos altamente intemperizados, exibem a CTC total fortemente dependente de material orgânico, sendo que, a sua manutenção ou o aumento é fundamental na retenção dos nutrientes e diminuição de perdas por lixiviação (BRADY, 1989). Em alguns estudos, a CTC é calculada por meio da soma dos cátions trocáveis no solo (MELO et al., 1994), enquanto que em outros, é determinada com o uso do índice cátion ao pH igual a 7,0, conhecido como CTC potencial, ou pH natural.

Nos solos do Cerrado, geralmente intemperizados, a capacidade de troca de cátions deve-se à fração argila e, principalmente, ao material orgânico que representa o maior percentual da CTC total. A mineralogia da fração argila possui uma composição pobre, sendo os Latossolos compostos por caolinita, óxidos de ferro e de alumínio, e apresentam uma baixa capacidade de troca catiônica. A CTC desses solos está na situada entre 4 e 14 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, e o material orgânico tem CTC aparente de 280 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, tornando-se uma das principais fontes de nutrientes para as plantas nesses solos (KLUTHCOUSKI; STONE, 2003).

A troca de cátions nos Latossolos é altamente dependente das cargas negativas formadas pelo material orgânico (SPERA et al., 2006). Na constituição do Latossolo, os elementos minerais e orgânicos possuem uma reserva nutritiva, que nem sempre é repostada com a mesma rapidez com que eles são retirados pelas colheitas (MENDES, 2013). Entretanto, o ideal é que sejam retidas grandes quantidades de nutrientes das fertilizações, liberando-os à medida que sua concentração na solução do solo reduza.

2.2.5. Matéria orgânica do solo (MOS)

A matéria-orgânica do solo é toda substância resultante dos vestígios de plantas, animais e organismos mortos, que como resíduos se apresentam em todos os estádios de decomposição e influenciam de forma benéfica os elementos constituintes do solo. O processo de deposição no solo pode variar de acordo com a qualidade e tipo de vegetação presente (OLIVEIRA et al., 2017).

Nesse sentido, a matéria orgânica do solo desempenha um papel importante, sendo considerada a principal indicadora da qualidade do solo, servindo de base para

sustentabilidade das culturas agroflorestais (LAL, 2004). A quantidade de MOS depende da entrada de material orgânico, da sua taxa de mineralização, da textura do solo e do clima, entre outros fatores. Esses fatores interagem de modo que o teor de MOS tende em direção a um valor de equilíbrio em áreas sob vegetação nativa (KHORRAMDEL et al., 2013).

No entanto, nos sistemas agrícolas, o manejo adotado tem grande influência nos estoques de matéria orgânica do solo, podendo diminuir, manter ou aumentar esses estoques em relação à vegetação nativa (LIU et al., 2010; KHORRAMDEL et al., 2013).

Quando é produzida pelas árvores de uma floresta, que possuem maior quantidade de componentes vegetais na parte aérea do que no sistema radicular, o material orgânico proveniente da queda de folhas, frutos, galhos e ramos ficam acumulados nos primeiros centímetros da superfície. Neste caso, a contribuição das raízes é menor, o que não ocorre com as gramíneas, que, geralmente produzem uma maior quantidade de material orgânico, tanto nas raízes como na parte aérea (FRANCHINI et al., 2011).

A matéria orgânica por ser suscetível às modificações que ocorrem no solo e pela sua importância em seus atributos essenciais tem sido considerada como um indicador-chave de qualidade, além de atuar na ciclagem de nutrientes, formação de agregados, infiltração e retenção de umidade, entre outros processos. Em solos de Cerrado, altamente intemperizados, a matéria orgânica aumenta a fertilidade do solo, contribuindo com o fornecimento de cargas negativas e propiciando a retenção de cátions, tornando-se um componente fundamental na capacidade produtiva dos Latossolos (EBERHARDT et al., 2008).

Malavolta et al. (2006) ressaltam a capacidade da matéria orgânica influenciar a maioria das propriedades do solo e citam também o efeito regulador na temperatura do solo e o retardamento na fixação de fósforo. Assim, os diferentes sistemas de manejos adotados nos cultivos agroflorestais têm grande influência sobre seus estoques, podendo diminuir, manter ou aumentar em relação à vegetação nativa original.

2.2.6. Uso sustentável do solo

Nas últimas décadas tem crescido as preocupações com a qualidade nos sistemas produtivos agroflorestais. A utilização de práticas impróprias tem ocasionado à degradação de muitas áreas que apresentam sua capacidade de produção reduzida, devido às alterações antrópicas nas características do solo. Nos sistemas naturais, os nutrientes que entram e saem do sistema estão em equilíbrio permanente, e à medida que os solos passam a ser cultivados,

esse equilíbrio harmônico é alterado. A transformação das áreas de Cerrado natural em áreas de cultivo implicam mudanças na estrutura e no funcionamento do ecossistema.

Modificações no uso da terra podem alterar as propriedades físicas e químicas do solo, interferindo, assim, na dinâmica da matéria orgânica, o que pode conduzir a um processo de mineralização desse material orgânico, tendo como consequência, o aumento nas emissões de gases de efeito estufa (BARROS, 2013).

As intervenções antrópicas em sistemas naturais têm conduzido a um processo de degradação ambiental, através da exploração agrícola desordenada. O solo constitui-se em um sistema aberto que realiza continuamente troca de matéria e energia com a atmosfera e a hidrosfera, além disto, é um meio capaz de suprir as necessidades básicas dos seres vivos relacionadas à alimentação, energia e fibras. No entanto, a adoção de um manejo desordenado do solo que não atende às necessidades de manutenção do potencial produtivo, tem condicionado o homem do campo a procurar novas *formas* de desenvolvimento *sustentáveis*, que respeitem o ambiente (DONAGEMMA et al., 2016).

Entretanto, as intensidades das alterações nos atributos biológicos, físicos e químicos do solo podem ser reduzidas por meio do manejo adequado e adoção do uso precedente, envolvendo um planejamento que procure manter o agroecossistema em equilíbrio e com elevada produtividade. De acordo com Lal (2000), eliminar práticas de manejos que ocasionem a degradação dos solos e substituir por aquelas que possam propiciar a restauração dos ecossistemas, visando o aumento ou manutenção da qualidade ambiental, é um desafio constante.

Os solos, quando submetidos a determinados sistemas de cultivo, tendem a um novo estado de equilíbrio, refletido em diferentes manifestações de seus atributos, as quais podem ser desfavoráveis à conservação da capacidade produtiva destes solos. Assim, algumas situações merecem atenção especial como é o caso de sistemas com baixo nível tecnológico em que, muitas vezes, a reposição de nutrientes que a cultura extrai não é realizada ou é insuficiente, o que acarretará reduções na produtividade ao longo do tempo e a redução gradativa dos teores de material orgânico levando à degradação das propriedades físico-químicas e biológicas do solo (SILVA et al., 2015).

A busca por sistemas produtivos sustentáveis e pela adoção de tecnologias em áreas já utilizadas para as agroflorestas pode evitar o comprometimento de novas áreas de vegetação de Cerrado nativo. Segundo Martha Junior et al. (2006), será necessário que os agrossistemas contemporâneos sejam suficientes para maximizar a quantidade e a qualidade dos produtos agrícolas, bem como de preservar a sustentabilidade do meio.

Segundo Goedert (2005), é imprescindível a manutenção da qualidade do solo, com a interação entre as suas propriedades, para que estas possam atuar positivamente no processo e, assim, obter-se um ambiente favorável que assegure elevada produtividade e melhor qualidade ambiental. É necessário entender as necessidades do solo com o objetivo de conseguir a sustentabilidade nos sistemas agroflorestais.

Uma das principais diretrizes nas pesquisas em manejo dos solos é a identificação e o desenvolvimento de sistemas adaptados às condições edafoclimáticas, sociais e culturais regionais. Do ponto de vista técnico, os tipos de manejo devem contribuir para a manutenção e/ou melhoria da qualidade do solo e no ambiente, bem como, possibilitar elevadas produtividades das culturas, em longo prazo (COSTA et al., 2015).

O complexo solo-planta-atmosfera exerce diversas inter-relações que devem ser conhecidas e trabalhadas de modo a manter e/ou aumentar o potencial de seus elementos. Então, como o sistema está sujeito a mudanças, muitas provocadas pelo homem, este deve tornar-se responsável pela sustentabilidade do ambiente. Isto exige prática e conhecimento dos manejos que regem o complexo, propiciando, assim, maiores possibilidades de sucesso no estabelecimento e condução dos sistemas agrossilviculturais (PEREIRA, 2004).

2.3. MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1. Caracterização das áreas avaliadas

2.3.1.1. Localização da área de estudo

A coleta de dados de campo foi conduzida em área de vegetação do tipo Cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa (FAL), de propriedade da Universidade de Brasília (UnB), Distrito Federal. A FAL está localizada em altitude de 1.100 m a 15° 56' 14" S e 47° 46' 08" W, e tem sido utilizada como fazenda experimental e reserva ecológica, compreendendo área aproximada de 4.000 ha.

Predomina na Fazenda Água Limpa, cobrindo aproximadamente 70% da área, Latossolo Vermelho-Escuro e Latossolo Vermelho-Amarelo, ocorrendo também em menor proporção Cambissolo e solos hidromórficos (EMBRAPA, 1977). Nas áreas de coleta, o solo é classificado como Latossolo Vermelho Escuro distrófico típico A moderado textura argilosa fase Cerrado tropical subcaducifólio relevo plano (HARIDASAN, 2002).

2.3.1.2. O clima

Pelo sistema de classificação de Köppen e de acordo com (NIMER, 1989), o clima é do tipo Aw, com temperatura média anual de, aproximadamente, 20,4 °C, e valores de máxima e mínima de 28,5 °C e 12,0 °C, respectivamente. A precipitação pluvial média anual é de 1.500 mm, com verões úmidos e invernos secos, com início das chuvas em setembro, pequenas ocorrências em junho e agosto, atingindo o máximo em novembro.

2.3.1.3. A vegetação

Distribuem-se nos 4.340 hectares da Fazenda Água Limpa 28,20% de campos limpos, 4,40% de campos e murunduns, 20,10% de campos sujos, 36,50% de Cerrado *sensu stricto*, 0,20% de Cerradão e 9,90% de matas de galerias e outras formações incipientes (FURLEY; RATTER, 1990). As áreas amostradas fazem parte do Cerrado *sensu stricto*.

2.3.2. Descrição dos sistemas de uso da terra (SUTs) e delineamento amostral

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), uma vez que a distância entre as áreas de estudo era pequena (raio < 1,5 km), além de serem climática e pedologicamente homogêneas (MOORE; McCABE, 2002). O único fator (tratamento) analisado foi o do uso e manejo do solo das áreas agrofloretais, constituídas por quatro diferentes classes, sendo realizadas medições de atributos físicos e químicos, com dez repetições cada, assim caracterizados:

- SUT 1: Cerrado nativo (CN): Área sob vegetação de Cerrado *stricto sensu*, caracterizado por uma camada arbórea descontínua, atingindo 8,0 m de altura, excepcionalmente mais alta, cobrindo de 10% a 60% da superfície, e um estrato herbáceo-arbustivo bastante diversificado, com cobertura de até 95%. O histórico desse uso não apresentava indícios de ações antrópicas dentro da área, e quaisquer atividades que possam ter alterado as suas características. Essa gleba foi escolhida como referência para comparação das alterações dos atributos de qualidade do solo (Figura 13).



Figura 13 - Sistema de uso da terra com Cerrado nativo na Fazenda Água Limpa.

• SUT 2: Pastagem plantada (P): área de pastagem formada pela gramínea *Panicum maximum* Jacq. cv. Tanzânia, implantada há cerca de 25 anos, sendo manejada com bovinos e sem controle de lotação. À época da implantação da pastagem, a acidez do solo foi corrigida com calcário incorporado com arado de disco. Não há histórico de fertilização adicional na área (Figura 14).



Figura 54 -Área de pastagem formada pela gramínea *Panicum maximum* Jacq. cv. Tanzânia, com cerca 25 anos de implantação, na Fazenda Água Limpa.

- SUT 3: Cultivo convencional anual (C): área utilizada para produção de grãos e ensilagem, principalmente de milho (*Zea mays* L.), submetida anualmente ao preparo convencional do solo. Nessa área tem sido realizada calagem para atingir saturação por bases de 40 % e, antes de cada semeadura, é realizada a fertilização (Figura 15).



Figura 15- Área cultivada anualmente com milho (*Zea mays* L.), em cultivo convencional, na Fazenda Água Limpa.

- SUT 4: Florestamento de eucalipto (F): área com indivíduos adultos de um híbrido de *Eucalyptus urophylla* × *E. grandis*, plantados há mais de 72 meses, com correção e adubação do solo somente no transplântio. Observou-se presença de serapilheira recobrindo todo o solo do local, chegando a 0,10 m de cobertura de biomassa residual. Não foi observada a presença de nenhum tipo de vegetação, seja de sub-bosque, arbustiva ou rasteira. O preparo reduzido do solo foi feito com subsolagem de haste na fileira de transplântio a 0,70 m de profundidade, com a incorporação de 500 kg ha⁻¹ de superfosfato simples e 280 g planta⁻¹ de NPK na mistura granulada 20-5-20, mais B e Zn, com a primeira aplicação com 15 dias após o transplântio, e a segunda, no início do período chuvoso. Uma serapilheira de biomassa residual de eucalipto cobre todo o solo, com aproximadamente 0,10 m de espessura (Figura 16).



Figura 66 - Área de florestamento com híbrido de *Eucalyptus urophylla* × *E. grandis*, plantados há mais de 72 meses, na Fazenda Água Limpa (Eucaliptocultura).

2.3.3. Amostragem do solo

As amostras de solo foram coletadas em setembro de 2015. Em cada sistema de manejo foi delimitada uma área de 188×56 m (~ 10.000 m²) e estabelecido um *grid* de amostragem. Foram coletadas dez amostras de solo em cada situação de uso e manejo, realizada de forma sistemática, com pontos espaçados entre si, evitando autocorrelação, deixando-se 10 m de bordadura (Figura 17). A amostra “E” foi coletada de forma aleatória na parcela.

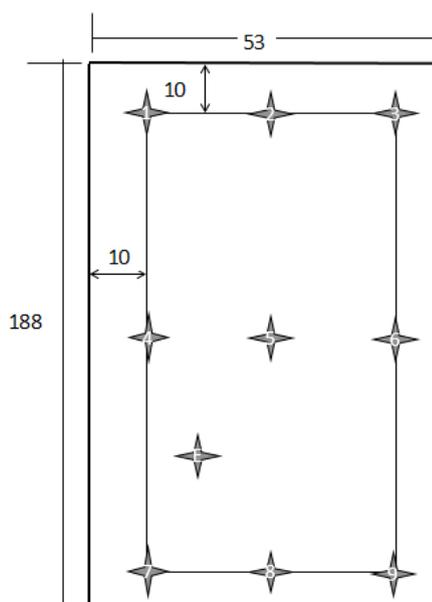


Figura 17- Esquema do grid de amostragem utilizado na amostragem.

As amostras foram coletadas após abertura de trincheiras com dimensões aproximadas de $0,50 \times 0,50 \times 0,60$ m, com o uso de ferramentas manuais, tais como a “boca de lobo”, pá de corte e enxadão (Figura 18).



Figura 7 - Coleta das amostras do solo utilizando-se o anel de Kopecky.

2.3.4. Atributos Físicos

Para a determinação dos atributos físicos do solo, foram coletadas amostras com estrutura indeformada, nos dez pontos aleatórios para cada SUT nas profundidades de 0,10-0,20 m, 0,20-0,40 m e 0,40-0,60 m, utilizando cilindros de $78,24 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3$. Após a coleta em cada profundidade, os anéis foram limpos por fora, tomando-se o cuidado de retirar o excesso de solo aderido em suas bordas com uma espátula, tampados e vedados com elástico e levados ao laboratório. Foram determinadas: densidade do solo (BLAKE; HARTGE, 1986), microporosidade (Micro), a macroporosidade (Macro) e a porosidade total (PT), conforme descrito em EMBRAPA (2011). A macroporosidade foi obtida por diferença entre a porosidade total e a microporosidade. A umidade gravimétrica (UG) foi determinada pela equação do método termogravimétrico, sendo os valores de massa de solo úmido (M_{su}), massa de solo seco (M_{ss}) e massa do recipiente (M_r) obtida no procedimento realizado para o cálculo da densidade do solo (método do anel volumétrico) (EMBRAPA, 2011). A secagem das amostras ocorreu em estufa a $102 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$, durante 72 h, visando determinar a massa seca (g). A umidade do solo foi obtida por meio da seguinte equação 1.

$$U = \frac{m_u - m_s}{m_s} 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

U = umidade volumétrica do solo, em %;

m_u = massa úmida do solo (g); e

m_s = massa seca do solo (g).

A partir de m_s e do volume do anel volumétrico de Kopecky ($v = 78,24 \text{ cm}^3$), a densidade do solo [D_s (g cm^{-3})] foi obtida usando a seguinte equação 2:

$$D_s = \frac{m_s}{v} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

D_s = densidade do solo (g cm^{-3});

v = volume (cm^3).

2.3.4.1. Porosidade Total

A porosidade total do solo (P_t , %) foi calculada assumindo que a densidade média de partículas de solos minerais para as condições brasileiras é de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ (REINERT; REICHERT, 2006). Por meio da relação existente entre a densidade do solo (D_s) e a densidade de partículas (D_p), conforme descrito em EMBRAPA (1997). O cálculo foi obtido pela equação 3:

$$P_t = 1 - \frac{(D_s)}{D_p} 100 \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

P_t = porosidade total (%);

D_s = densidade do solo (g cm^{-3});

D_p = densidade das partículas minerais do solo ($2,65 \text{ g cm}^{-3}$).

2.3.4.2. Resistência à Penetração

Para obter a resistência à penetração (MPa) foram realizados ensaios em cada ponto amostral, utilizando o penetrômetro de impacto, modelo IAA/Planalsucar, com massa de impacto de 4 kg e queda livre de 0,40 m. A leitura da penetração foi realizada na própria haste (STOLF; FERNANDES; FURLANI-NETO, 1983). Foi registrado o número de impactos (quedas livres) até 0,60 m de profundidade. A resistência mecânica à penetração (R_p) foi medida nas mesmas distribuições sistemáticas do experimento. Visando minimizar a variabilidade espacial local, foram estabelecidos cinco transectos, em cada, foram

estabelecidos cinco pontos para a coleta dos dados de RP, um no centro e dois de cada lado, equidistantes 0,20 m. Os dados foram avaliados por meio do programa STOLF (2011).

2.3.5. Atributos químicos de qualidade do solo

Em cada amostra foram determinados os seguintes atributos químicos, conforme EMBRAPA (2011): pH em H₂O; acidez potencial (H+Al); fósforo disponível (P), cálcio trocável (Ca²⁺), magnésio trocável (Mg²⁺), potássio disponível (K), alumínio trocável (Al³⁺), sódio (Na) e enxofre (S), matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO). O teor de carbono orgânico foi determinado pelo método Walkley-Black. Foram estimados: capacidade de troca de cátion a pH 7 (CTC), soma de bases (S), saturação por bases (V) e por alumínio (m);

Para a comparação entre os sistemas de uso da terra, foram considerados o teor de matéria orgânica do solo, a capacidade de troca catiônica, a saturação de bases, e a acidez ativa. Esses parâmetros foram selecionados por suas funções no solo, incluindo a disponibilização de nutrientes para as plantas, e o efeito de tamponamento em relação às ações antrópicas (VOLCHKO et al., 2013).

2.3.6. Análise Estatística

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, com quatro manejos, três profundidades e dez repetições, totalizando 120 amostras. Os efeitos dos sistemas de uso e manejo sobre os atributos físicos e químicos, nas diferentes profundidades estudadas, foram verificados a partir da análise de variância e os resultados obtidos foram submetidos ao teste F ao nível de 5%, e as médias dos tratamentos comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.4.1. Densidade do solo (Ds)

Os valores médios da densidade do solo (Ds) diferiram significativamente ($p < 0,05$) entre os sistemas de uso da terra (SUTs), nas três profundidades avaliadas (Tabela 13 e Figura 19). Esses valores variaram de 1,05 g cm⁻³ (Cerrado nativo) a 1,54 g cm⁻³ (cultivo convencional de milho). Os SUTs promoveram aumento nos valores da Ds nas áreas de pastagem e de cultivo convencional de milho, quando comparados ao Cerrado nativo, considerado como referencial. Chaves et al. (2012), avaliando características do solo sob diferentes usos e manejos, constataram que as áreas sob exploração agrícola apresentaram

maiores valores de Ds em comparação com o Cerrado nativo, destituída de qualquer uso antrópico. Essa tendência também foi observada por Souza e Alves (2003), Bertol et al. (2001) e Centurion et al. (2001).

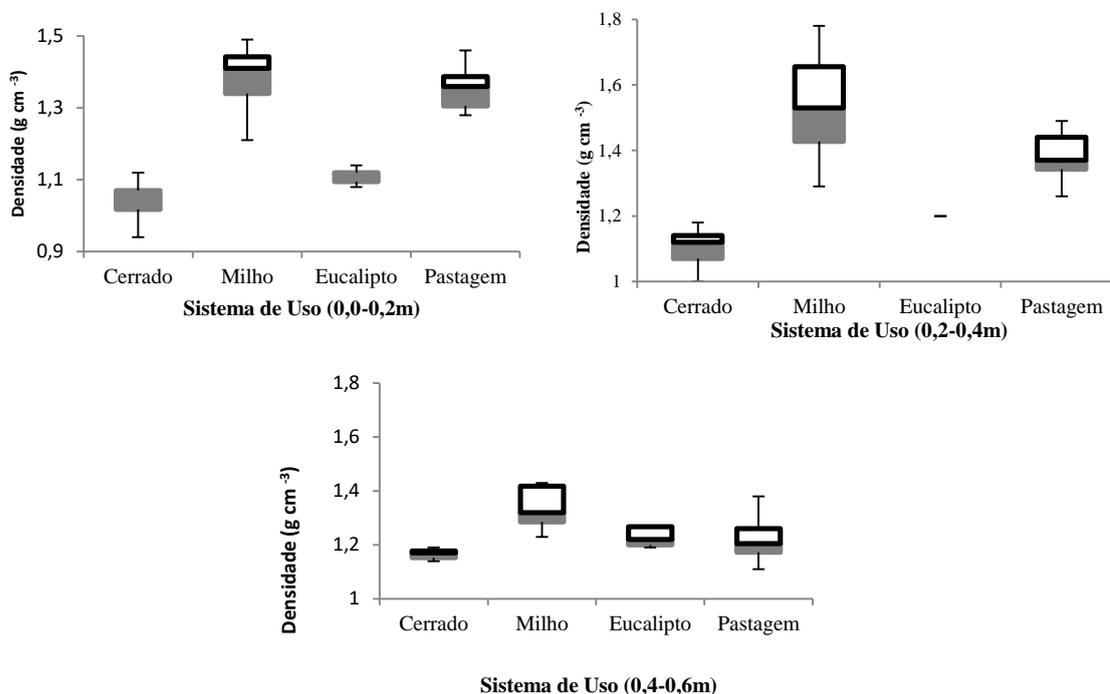


Figura 19 -Valores médios das densidades do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.

Observou-se que na camada de 0,00-0,20 m o menor valor encontrado foi no Cerrado, o qual não diferiu estatisticamente somente da área com plantio de eucalipto. Rigatto et al. (2005) relatam que a manutenção e incorporação da matéria orgânica sempre maior na superfície, favorece a agregação e a melhoria da estrutura, resultando em redução da densidade do solo. Conforme Drescher (2011), o fato pode ter ocorrido devido à ineficiência das forças naturais (ciclos de secagem e umedecimento) em reduzir a densidade do solo. As áreas de culturas agrícolas também não diferiram estatisticamente entre si, porém, obtiveram os maiores valores encontrados para este atributo na pesquisa. Este maior valor de Ds pode ser explicado pela ação de máquinas e pelo uso intensivo, que ocasionam maior pressão no solo semelhantemente ao descrito por Mentges et al. (2010). O aumento da densidade no sistema cultivado, também pode ser explicado pela redução nos teores de material orgânico em comparação com o sistema sob Cerrado (Tabela 13). Estes resultados encontrados estão de acordo com os obtidos por Islam; Weil (2000), que constataram um valor médio da Ds significativamente maior em área cultivada quando comparada com solo sob vegetação nativa.

Tabela 12 - Valores médios da densidade do solo de um Latossolo Vermelho, em função dos sistemas de uso do solo, nas três profundidades estudadas.

Sistema de Uso	Densidade do solo (g cm^{-3})		
	0,00-0,20 m	0,20-0,40 m	0,40-0,60 m
Cerrado	1,05a	1,10a	1,16a
Cultura do Milho	1,38b	1,54b	1,34b
Eucaliptocultura	1,11a	1,20a	1,23a
Pastagem	1,36b	1,38c	1,22a

Nas camadas de 0,00-0,20 m e 0,20-0,40 m, constataram-se diferenças significativas entre tratamentos. Na camada de 0,00-0,20 m, os maiores valores encontrados foram referentes às áreas com milho e pastagem, diferindo estatisticamente dos outros sistemas. Os valores mais elevados de Ds registrados nesses sistemas podem ser resultantes do pisoteio dos animais e trânsito da maquinaria agrícola, respectivamente. Kondo; Dias Junior (1999) demonstraram que o efeito do pisoteio do gado em pastagens ocorre principalmente nos primeiros centímetros do solo, cerca de 0,00-0,05 m; entretanto, o adensamento ocorre ao longo de toda a camada estudada.

Em áreas de pastagens é comum a presença de camadas compactadas devido à lotação dos animais (MIGUEL et al., 2009). Já em trabalho realizado por Silva et al. (2012), notou-se que em áreas cultivadas com milho, cana-de-açúcar e pastagem ocorreu aumento nos valores desse atributo em decorrência do pisoteio animal e do uso excessivo de máquinas.

Na área com eucalipto, os valores de Ds são intermediários entre as culturas agropecuárias, e o sistema de referência. Na profundidade de 0,00-0,20 m, a mobilização mecânica advinda da escarificação do solo tendeu a reduzir os valores da Ds quando comparada aos sistemas agrícolas sendo que esses resultados estão de acordo com os obtidos por Stone e Silveira (2001). Os menores valores da Ds podem ser atribuídos ao caráter *stricto sensu* da área com o Cerrado.

Nos sistemas analisados, em especial na profundidade de 0,00-0,20 m, os valores de Ds encontrados estão acima do limite considerado prejudicial ao desenvolvimento das raízes, denominado “limite crítico” ($1,30$ a $1,40 \text{ g cm}^{-3}$). De acordo com REICHERT et al. (2003), para Latossolos, os valores de Ds observados nos sistemas analisados podem ser considerados adequados para cada tipo de sistema. Camargo; Alleoni (1997) e Lal (2000) consideram que o solo de textura argilosa com Ds inferior a $1,2 \text{ g cm}^{-3}$ não apresenta

limitação ao sistema radicular. Dexter (2004) menciona valores médios de densidade para os solos argilosos entre 1,0 a 1,2 g cm⁻³.

Valores críticos de densidade do solo são difíceis de serem definidos. Porém, valores em torno de 1,1; 1,2 e 1,3 g cm⁻³ podem ser encontrados com facilidade em solos sem interferência antrópica, em solos cultivados ou sob intenso tráfego, respectivamente (MENDES et al., 2006).

Na camada de 0,20-0,40 m, novamente foi observado no Cerrado e na área com eucalipto os menores valores médios para a Ds, diferindo estatisticamente dos sistemas agrícolas, e a cultura do milho, apresentando o maior valor, constituindo-se assim, a formação de dois grupos distintos: o silvícola e o agropastoril.

O maior valor de Ds no sistema de semeadura convencional, comparado com outros sistemas, tem sido constatado por outros autores em estudos conduzidos no Brasil (MENTGES et al., 2010). Na camada de 0,20-0,40 m, devido ao sistema de preparo do solo, ou seja, em sistemas convencionais, o revolvimento excessivo pode causar compactação subsuperficial, (também chamada de pé-de-grade), impedindo o crescimento das raízes em profundidade, tornando as plantas mais susceptíveis a veranicos ou mesmo causando deficiência de oxigênio em condições de excesso de chuvas com a mobilização superficial do solo (SEIXAS et al., 2005).

O aumento da Ds do Latossolo no sistema cultivado com o milho, também pode ser explicado pela redução dos teores de matéria orgânica no solo, devido à cultura ser destinada à produção de biomassa (forrageiro), onde a técnica promove pequeno aporte de biomassa residual, favorecendo assim o aumento na Ds.

Na camada de 0,40-0,60 m, verificou-se que a pastagem apresentou o maior valor de Ds, diferindo estatisticamente dos demais sistemas. Os sistemas com Cerrado, cultura do milho e com eucalipto apresentaram os menores valores para Ds e não diferiram estatisticamente entre si.

A densidade do solo aumentou proporcionalmente nos tratamentos do Cerrado e com eucalipto com o aumento da profundidade (0,00-0,60 m), com exceções nas áreas de milho e pastagem. O resultado apresentado é o comportamento natural esperado, devido principalmente à diminuição do material orgânico, ao aumento nos teores de argila (REICHERT et al., 2007) e ao adensamento natural do solo proporcionado pelas camadas subjacentes (PREVEDELLO et al., 2013).

Como já mencionado, os valores da Ds nos sistemas de uso estudados, exceto o do milho, encontram-se abaixo daqueles relatados como limitantes ou com potencial de causar

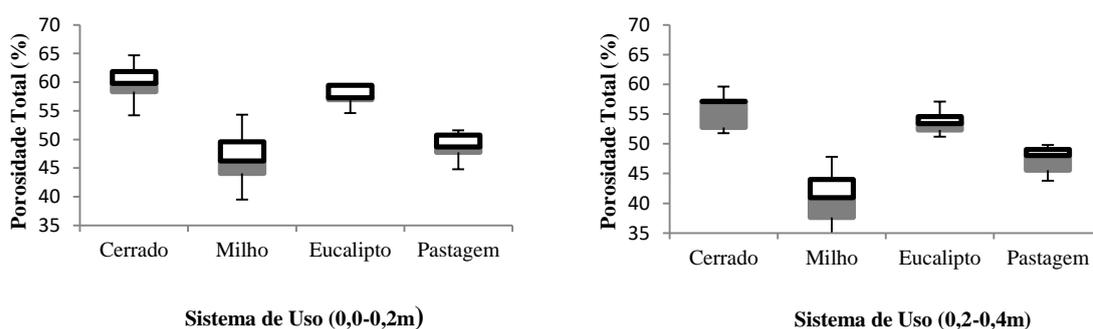
dificuldades ao crescimento radicular e, conseqüentemente, ao pleno desenvolvimento das culturas, pois o limite indicado como nível crítico para solo argiloso é acima de $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ (CAMARGO; ALLEONI, 1997).

De acordo com ARSHAD et al. (1996), para solos argilosos ($> 35\%$ argila) a D_s considerada como crítica situa-se entre $1,30$ a $1,40 \text{ g cm}^{-3}$, para solos de textura média entre $1,40$ a $1,50 \text{ g cm}^{-3}$, e para solos de textura arenosa, $1,70$ a $1,80 \text{ g cm}^{-3}$. A densidade é influenciada pela textura do solo, solos arenosos apresentam densidade superior ao solo argiloso, enquanto que os solos siltosos apresentam comportamento intermediário (REICHARDT; TIMM, 2004).

2.4.2. Porosidade (Pt)

A funcionalidade do sistema poroso no solo pode ser avaliada através de seus volumes ou pela forma como são distribuídos, além da capacidade de efetuar a troca de água ou gases com o meio (DORNER; HORN, 2009). Assim, nesse experimento, houve interação ($p < 0,05$) entre tratamento e camada para as variáveis macroporosidade e porosidade total e efeitos para a variável microporosidade ($p < 0,05$). Em conformidade com as indicações de Dias Jr.; Pierce (1996), a variável macroporosidade foi mais afetada pelos sistemas de uso. O volume total de poros também foi influenciado pelos sistemas de uso e manejo do solo ($p < 0,05$); houve tendência de maior VTP nas áreas silvícolas e menor nos sistemas agropecuários com as culturas do capim e milho em preparo convencional.

Na Figura 20 são apresentados os valores médios da porosidade total nos tratamentos em três profundidades.



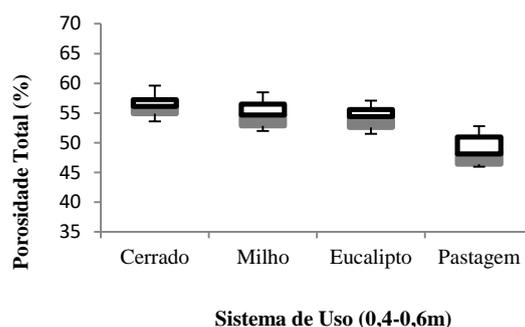


Figura 20 - Valores médios da porosidade total do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.

Os valores de macroporosidade, microporosidade, porosidade total, obtidos para os SUTs podem ser observados na Tabela 14.

Tabela 13 - Valores médios de macroporosidade, microporosidade e porosidade total de um Latossolo Vermelho, em função dos sistemas de uso do solo, nas três profundidades estudadas.

Sistema de uso	Macroporosidade (%)		
	0,00-0,20 m	0,20-0,40 m	0,40-0,60 m
Cerrado	24,94a	8,65a	15,46a
Cultura do Milho	1,73b	2,34b	4,69b
Eucaliptocultura	32,49c	29,81c	24,12c
Pastagem	1,31bd	1,47bd	6,54bd
Microporosidade (%)			
Cerrado	35,08a	40,79a	38,34a
Cultura do Milho	47,44b	36,75a	48,37b
Eucaliptocultura	25,03c	28,15b	33,97c
Pastagem	47,32bd	45,84ac	45,29bd
Porosidade total (%)			
Cerrado	60,02a	48,84a	53,80a
Cultura do Milho	49,19b	38,09b	53,07a
Eucaliptocultura	57,52a	57,96c	68,09b
Pastagem	48,63b	47,38d	55,65c

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de *Tukey* ($p < 0,05$).

Como reflexo do aumento da D_s o volume total de poros (VTP) diminuiu e atingiu valores entre 40 e 60%. Notadamente no sistema sob Cerrado, os horizontes transicionais ou subsuperficiais indicaram ligeiro aumento dos valores de D_s ; contudo, em menor magnitude que nos solos cultivados. Esse aumento da D_s , mesmo em áreas sem tráfego de maquinarias, indica a presença de horizonte genético coeso em condições originais.

Os menores valores de D_s (Tabela 13), tal como, os maiores valores de porosidade total na área de Cerrado, em comparação com os sistemas agropecuários (milho e pastagem), podem ser atribuídos ao maior acúmulo de biomassas residuais na superfície do solo, a um acúmulo de carbono nas camadas e pelo caráter *stricto sensu* do sistema. Resultados semelhantes foram publicados por Figueiredo et al. (2009) e Carneiro et al. (2009) ao avaliarem sistemas de usos em Latossolos no Estado de Goiás.

A redução no volume total de poros e na macroporosidade em todas os sistemas, com relação ao Cerrado (Tabela 14), também estão de acordo com as observações de Tormena et al. (1998), que verificaram redução de até 24 % no VTP, quando se comparando com sistemas que não sofreram ações antrópicas. O pisoteio de animais, maquinarias agrícolas e o manejo inadequado irão acarretar interferências na estrutura do solo, promovendo redução no VTP.

Gonçalves (2002) posiciona que qualquer intervenção que provoque atenuação na estrutura do solo, como os ciclos de umedecimento e secagem, o crescimento das raízes e a atividade da fauna edáfica, estimulam no processo de agregação, favorecendo o aumento da porosidade. A forma como as partículas sólidas se arranjam, resultam na distribuição do sistema poroso, dessa forma, se elas se arranjam em um contato íntimo, predominará a presença de sólidos e a porosidade será baixa, no entanto, se as partículas se encontram arranjadas em agregados, ocorrerá a predominância de vazios no solo e a porosidade será alta (RIBEIRO et al., 2007).

A macroporosidade na maioria dos SUTs e profundidades amostradas estiveram abaixo de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, indicando uma má qualidade do solo para esse atributo. Na profundidade de 00–0,2 m houve diferença estatística entre os SUTs. Entretanto, a pastagem se destacou pelos menores valores de macroporosidade, nas três profundidades amostradas. Esses resultados, provavelmente, se deve ao fato da pastagem sofrer pisoteio por animais desde a década de 1990. Os menores valores da macroporosidade, geralmente, são devidos ao processo de compactação na superfície do solo. Cardoso et al. (2011) constataram elevação na densidade do solo, na resistência à penetração, redução na porosidade total, macroporosidade e condutividade hidráulica do solo em todas as áreas com pastagens pesquisadas. Esses resultados provavelmente estão associados, à maior pressão mecânica exercida sobre a superfície do solo pelo pisoteio dos animais, e à redução no teor de MO, que geralmente ocorrem em pastagens. Na eucaliptocultura, os valores de macroporosidade foram superiores quando comparados aos do Cerrado. Susuki et al. (2014) encontraram uma maior disponibilidade de água nas áreas de floresta nativa e pastagens, em relação às áreas

sob eucalipto, que apresentaram maior porcentagem de poros responsáveis pela drenagem ou poros muito pequenos responsáveis pela alta tensão de água no solo.

O Cerrado obteve os maiores valores de porosidade total nas três profundidades analisadas (Tabela 2). A maior contribuição na porosidade total para este tratamento foi a da microporosidade, que consiste em uma maior retenção de água no solo. A microporosidade variou de 0,28 a 0,48 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ nas amostras analisadas. A porosidade total variou de 0,40 a 0,60 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ evidenciando assim, maior influência da profundidade e pouca interferência do SUT. A porosidade total foi maior na superfície, quando comparada às camadas subjacentes. Bono et al. (2012) encontraram resultados semelhantes num Latossolo vermelho, submetido a diferentes usos e manejos do solo. Para Bertol et al. (2001), as pressões aplicadas pelo pisoteio dos animais ocasionam alterações na densidade e na porosidade do solo, principalmente à profundidade de 0-0,20 m.

Esse comportamento pode ser atribuído aos ciclos sucessivos de umedecimento e secamento que ocorrem na superfície do solo de forma harmoniosa, além da melhoria de sua estrutura pela intensa atividade biológica e acúmulo de matéria orgânica (SUSUKI et al., 2014). Martins et al (2006), trabalhando com Cerrado stricto sensu, observaram que a quantidade de microporos decresce em profundidade sendo sempre maior na vegetação nativa e não obtiveram resultados significativos para macroporosidade. Eles explicaram o resultado por meio da possibilidade desses sistemas se encontrarem em equilíbrio. Observa-se que áreas com menor intervenção antrópica, apresentaram uma maior infiltrabilidade de água no solo, sendo o solo das áreas antrópicas exposto ao fenômeno da compactação devido a utilização de maquinários e lotação de animais (PANACHUKI et al., 2006; FIORIN, 2008).

O aumento da D_s com reduções na macroporosidade, também foi observada por Mazurana et al. (2011), onde observaram que em solos intensamente cultivados pelos preparos convencionais, o surgimento de camadas compactadas, com redução do volume de macroporos e aumento de microporos, determinando diminuição do volume de poros ocupado pelo ar e um aumento na retenção de água. Deve-se ressaltar que o fluxo de gases bem como o movimento de água no solo está intimamente relacionado ao seu volume de macroporos, ou seja, a garantia da oxigenação radicular bem como a capacidade de infiltração e redistribuição de água no perfil depende dessa propriedade (SILVA et al., 2005).

Aliado aos menores valores de densidade do solo observou-se os maiores valores de porosidade total e macroporosidade do solo. De maneira geral, quanto menor a densidade global e a resistência à penetração de raízes, maior será a porosidade total, macroporosidade

e disponibilidade de água e, conseqüentemente, maiores serão as taxas de crescimento dos sítios florestais (BRADY; WEIL, 2013).

2.4.3. Resistência a Penetração (Rp)

A resistência mecânica do solo à penetração demonstrou diferenças altamente significativas entre os sistemas de uso e entre as camadas de cada tratamento (Figura 9).

Menores resultados foram obtidos nas profundidades 0,00-0,20 e 0,20-0,40 m no sistema Cerrado nativo. Os demais sistemas de uso apresentaram valores de Rp relativamente altos em todas as profundidades avaliadas, sendo que sistema de cultivo com eucalipto e com pastagem observaram-se valores elevados nas três profundidades. Segundo Tormena et al. (2002), a resistência à penetração de 2,5 MPa em Latossolos argilosos é considerada impeditiva para o desenvolvimento das raízes no solo.

O Cerrado destacou-se por apresentar os menores valores de resistência à penetração, porém ainda considerados elevados (Figura 21). A profundidade de 0,40-0,60 m foi a única que apresentou valor maior que 2,00 MPa. Segundo Imhoff et al. (2000), o limite crítico da resistência à penetração varia entre 2 e 3 MPa. Isso indica que os valores de resistência, até mesmo no Cerrado *stricto sensu*, onde não há influência antrópica estão entre os limites críticos.

Na camada de 0,40-0,60 m houve diferenças significativas entre os valores de resistência do solo à penetração obtidos nas áreas com eucalipto e com pastagem, sendo que apenas na primeira os valores estavam acima do considerado como crítico, em relação aos demais tratamentos, provavelmente devido ao efeito da sobreposição das camadas superiores.

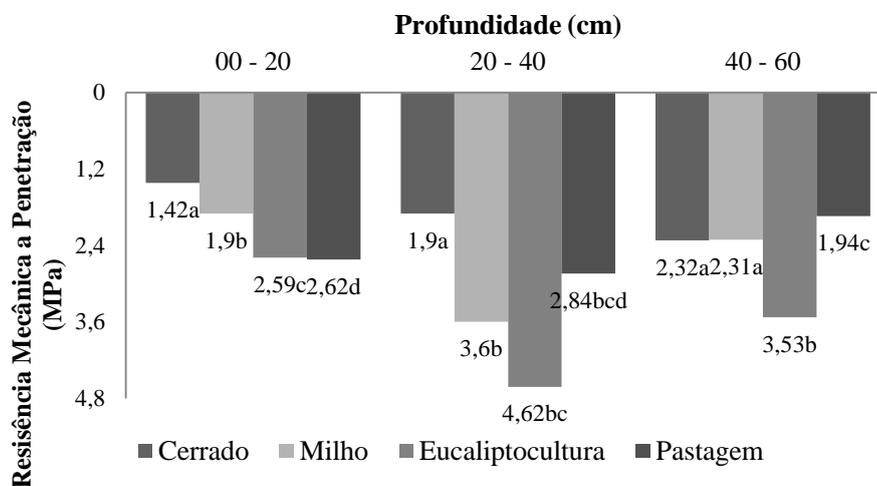


Figura 21- Resistência mecânica à penetração (Rp) de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso da terra, em três profundidades (0,00-0,20 m, 0,20-0,40 m e 0,40-0,60 m).

O maior grau de compactação foi encontrado no sistema da eucaliptocultura nas três camadas analisadas, sendo que na camada de 0,00-0,20 m houve o menor valor de resistência à penetração, provavelmente devido ao grande aporte de biomassa residual gerado neste sistema de uso. Os resultados obtidos assemelham-se aos encontrados por Lima et al. (2013), que verificaram, a partir da profundidade de 0,20 m, maior compactação do solo sob este sistema de uso, no entanto, não foram encontradas informações suficientes para justificar os resultados obtidos, ou seja, ainda não se sabe o que poderia estar promovendo o fenômeno em sistemas silvícolas. Dentre as hipóteses para esses resultados, sugere-se o efeito resultante do revolvimento do solo na primeira camada, o qual ocorreu há oito anos, porém, pode estar ocorrendo um efeito do maior acúmulo de material orgânico na camada superficial, auxiliando na agregação do solo e diminuindo a RMP (TRUBER ; FERNANDES, 2014).

Leroy et al. (2008) atribuem que o aumento do material orgânico promove a redução da resistência à penetração, promovendo efeito benéfico do sistema. Pezzoni et al. (2012) verificaram que a serapilheira oriunda da deposição da parte aérea das árvores afetou positivamente a qualidade na primeira camada do solo, reduzindo a resistência à penetração em sistemas silvipastoris. Esse fato pode ser atribuído ao efeito determinante do material orgânico na formação e estabilização dos agregados, neste contexto, o seu acúmulo está associado a alterações na susceptibilidade à compactação do solo (BRAIDA et al., 2010).

Para o sistema de uso pastagem (Figura 1), as camadas mais compactadas foram registradas nas profundidades até 0,40 m. Na camada seguinte (0,40-0,60 m) houve redução nos valores do atributo. Os dados obtidos corroboram os de Senra et al. (2007) e Magalhães et al. (2009), os quais verificam elevada resistência à penetração nas primeiras camadas do solo, principalmente nos perfis entre 0,00-0,30 m. Torres et al. (2012), comparando a resistência mecânica do solo em área de pastagem com gramínea Tifton 85, com e sem irrigação, verificaram elevados valores de resistência nas camadas de 0,00-0,10 m e 0,00-0,20 m em áreas não irrigadas, semelhantes aos valores obtidos neste experimento.

Geralmente solos com sistemas de uso com pastagem apresentam elevada resistência à penetração na superfície e na camada subjacente do solo, podendo o efeito ser proveniente da ausência de revolvimento nessa profundidade antes da implantação da cultura ou do efeito do pisoteio animal (LIMA et al., 2013a). Isto se deve à elevada pressão exercida pelo casco do animal sobre a superfície (IMHOFF et al., 2000), sendo esse argumento comprovado por estudos realizados por Lanzasova et al. (2007), os quais observaram que a alta taxa de

lotação de animais em curto espaço de tempo também promove a compactação na camada superficial do solo.

A caracterização dos efeitos relativos ao tipo de manejo da área experimental indica um pico de resistência à penetração na profundidade de 0,20-0,40 m, podendo essa compactação ser resultante do preparo do solo no sistema convencional, uso do solo no sistema de eucaliptocultura e no sistema de pastagem, devido ao pisoteio excessivo promovido pelos animais durante o pastejo. Esses resultados são concordantes com SOUZA; ALVES (2003) e TORMENA; ROLOFF (1998).

O sistema de uso com o preparo convencional do solo promove camadas menos compactadas na superfície e mais compactadas entre 0,20-0,40 m, devido ao efeito do acúmulo das cargas dos implementos de preparo do solo utilizados, formando o que conhecemos de “pé de grade” (TORMENA; ROLOFF, 1998; MOLIN et al., 2012). Pedrotti et al. (2001) e Lima et al. (2013a) encontraram resultados semelhantes ao do presente estudo, sendo esses promovidos por ação do pé de grade. Esse fenômeno devem-se principalmente ao revolvimento das camadas superficiais do solo com implementos, promovendo a deposição dos sedimentos mineralógicos nas camadas subsuperficiais, isto é, nas camadas onde não houve ação do revolvimento (MAGALHÃES et al., 2009).

Com relação à redução da resistência à penetração na camada de 0,40-0,60 m nos sistemas com milho e com pastagem, esse é um fator demonstrando que após a camada de impedimento originada entre 0,20-0,40 m de profundidade, a mesma, o solo volta a sua dinâmica natural. Os valores de resistência à penetração nas pastagens foram semelhantes aos encontrados no trabalho de Magalhães et al. (2009). Esses autores afirmam que os valores mais altos de resistência em áreas de pastagens são ocasionados principalmente nas camadas superficiais devido às alterações nas propriedades físicas, principalmente a porosidade do solo.

No sistema com eucalipto, na camada de 0,20-0,40 m, ocorreu uma compactação significativamente maior em relação aos demais. Tal resultado pode estar relacionado ao crescimento radicular mais pronunciado nessa camada, o que tende a comprimir o solo entre as raízes. Tal sugestão é reforçada por autores como White (1975), que destacou que a expansão radial e axial das raízes provoca a compactação do solo, e por Reichert et al. (2005) que salientam o fato de que as raízes das árvores também aplicam forças mecânicas no solo.

No sistema silvícola os maiores valores de resistência mecânica à penetração ocorreram ao longo das camadas 0,40-0,60 m. A área de pastagem não alterou os valores de

RMP ao longo do seu perfil (0-60 cm), sendo este o sistema que apresentou maiores valores na profundidade 0-20 cm dentre os demais sistemas.

Valores de Rp inferiores a 3,0 MPa favorecem a infiltração de água no solo e o desenvolvimento das raízes (SÁ; SANTOS JUNIOR, 2005). Os resultados obtidos no presente trabalho são coerentes com os encontrados por Ralisch et al. (2008) num Latossolo Vermelho-Amarelo, sob lavoura (3,0 MPa), pastagem (2,5 MPa) e floresta (2,0 MPa). Apesar de apresentar uma cobertura florestal abundante, a área de Cerradão apresentou valores relativamente elevados de Rp em função. A Pastagem apresentou um solo altamente compactado, devido ao pisoteio do gado. Segundo Reichert et al. (2003), os solos compactados apresentam alta resistência mecânica à penetração e reduzida porosidade total. Como consequência, o crescimento das raízes é reduzido, com menor aeração e infiltração.

2.4.4. Atributos químicos do solo

As propriedades químicas do Latossolo estudado são apresentadas na tabela 15, e mostraram que o pH, a capacidade de troca de cátions e a matéria orgânica do solo, foram afetados pelo sistema de uso e profundidade. A análise de variância (Teste F) para os atributos químicos indicam que houve interação ($p < 0,05$) entre os sistemas de uso e manejo e as profundidades no perfil do solo, para as variáveis analisadas.

Tabela 14 - Valores médios de pH em água [pH(H₂O)], capacidade de troca de cátions (CTC) e matéria orgânica (MO) de um Latossolo Vermelho, em função dos sistemas de uso do solo, nas três profundidades estudadas.

Sistema de uso	pH (H ₂ O)		
	0,00-0,20 m	0,20-0,40 m	0,40-0,60 m
Cerrado	5,28a	5,43a	5,63a
Cultura do Milho	5,30a	5,10a	5,40a
Eucaliptocultura	4,67b	4,71b	5,35a
Pastagem	5,19ab	5,16a	5,13a
	CTC (cmol _c dm ⁻³)		
Cerrado	5,35a	3,86a	2,03a
Cultura do Milho	9,31a	5,94b	3,69b
Eucaliptocultura	8,74a	3,48c	1,70c
Pastagem	10,63c	7,64d	5,76d

	MO (dag kg ⁻¹)		
Cerrado	4,43a	3,58a	2,36a
Cultura do Milho	3,90b	2,60b	1,48a
Eucaliptocultura	4,31a	3,59a	2,68c
Pastagem	5,04c	4,08c	3,00d

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

2.4.5. pH em água

Os valores de pH(H₂O) variaram de 4,67 a 5,63, nos sistemas e profundidades avaliadas. De acordo com Sousa e Lobato (2004), valores de pH entre 5,6 e 6,3 são considerados adequados para solos dos Cerrados. Na Figura 22 são apresentados os valores médios do pH em água nos tratamentos em três profundidades.

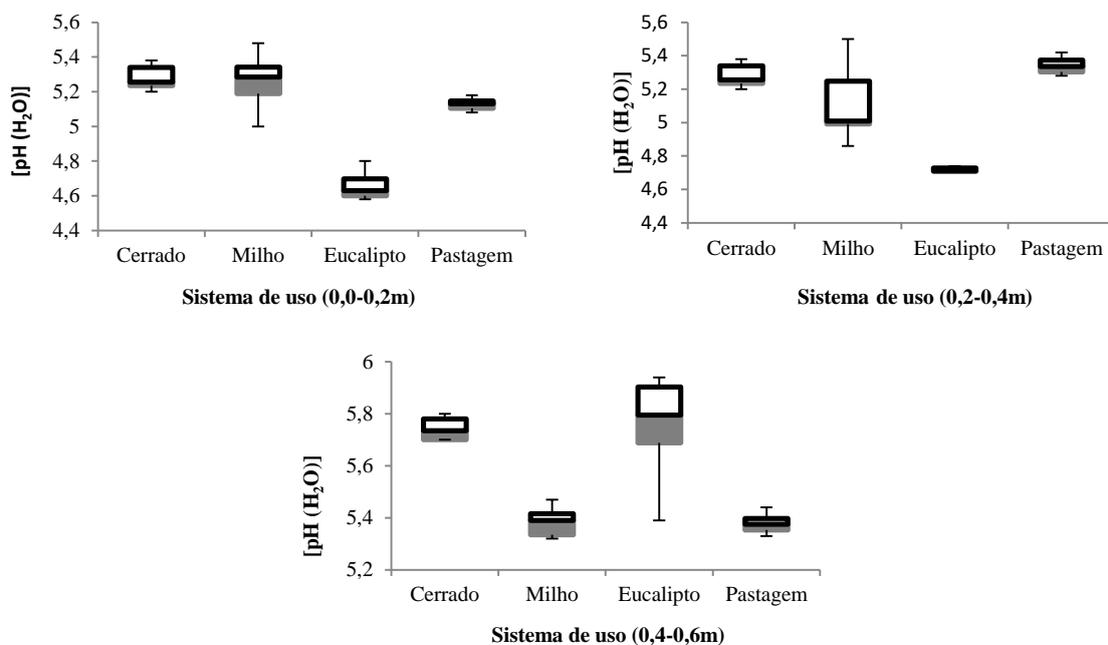


Figura 22 - Valores médios do pH em água do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.

Entre os sistemas de uso da terra avaliados, os valores médios da variável pH em água foram estatisticamente diferentes ($p < 0,05$) apenas em relação à área com eucalipto, nas camadas de 0,00-0,20 m e 0,20-0,40 m. Na camada mais profunda (0,40-0,60 m) não houve diferente significativa entre os valores de pH nos sistemas.

Para a cultura do milho, os valores de pH encontrados refletem efeitos da adubação adicionada ao solo por ocasião da implantação da cultura. Para o Cerrado, os valores tenderam a aumentar com a profundidade do solo, o que pode estar relacionado com a

lixiviação de bases em função da decomposição do material orgânico depositado na superfície (IWATA et al., 2012). Tomé Júnior (1997) afirma que a elevação do pH em camadas subsuperficiais podem ocorrer principalmente em condições naturais.

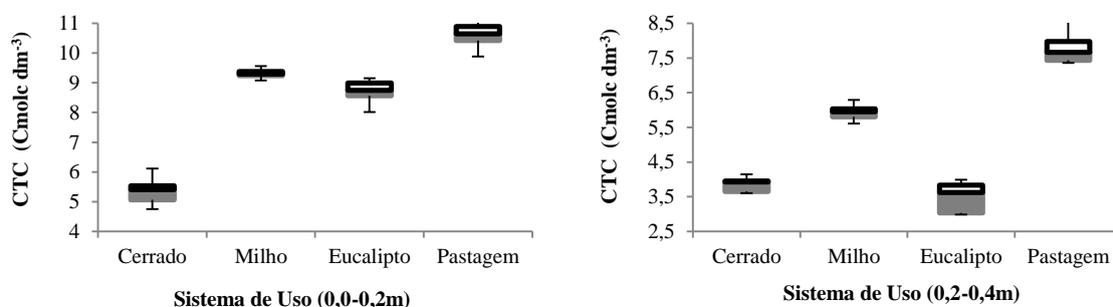
Segundo Oliveira et al. (2005), os solos podem ser ácidos devido à própria pobreza em bases do material de origem, ou a processos de formação que favorecem a remoção ou lavagem de elementos básicos como K, Ca, Mg, Na e outros.

Em relação à maior acidez ser observada no sistema com eucalipto, essa pode estar relacionado a não adição de corretivos da acidez por ocasião da implantação do plantio de eucalipto que estariam adicionando cálcio e magnésio ao solo e também promovendo a elevação do pH natural dos solos ou, então, à decomposição de materiais orgânicos. Smal; Olszewska (2008 b) observaram maior acidez no solo com florestas plantadas em relação à floresta natural.

2.4.6. Capacidade de Troca Catiônica (CTC)

A capacidade de troca de cátions (CTC) apresentou variação significativa entre os sistemas de uso da terra, dentro de cada profundidade avaliada ($p < 0,05$). A maioria dos solos da região dos Cerrados, em especial os cultivados com pastagens, apresentam CTC entre 4,0 e 12,0 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ (SOUSA; LOBATO, 2004). Apenas o sistema de uso de pastagem apresentou valores de CTC considerados satisfatórios, e o restante, de médio a baixo.

Maiores valores de CTC foram detectados na camada de 0,00-0,20 m, nos sistemas avaliados. Na área com pastagem, esse valor foi superior e diferiu estatisticamente dos demais sistemas de uso ($p < 0,05$). Entretanto, nas camadas de 0,20-0,40 m e 0,40-0,60 m, observou-se redução dos valores de CTC em todos os sistemas de uso (Figura 23).



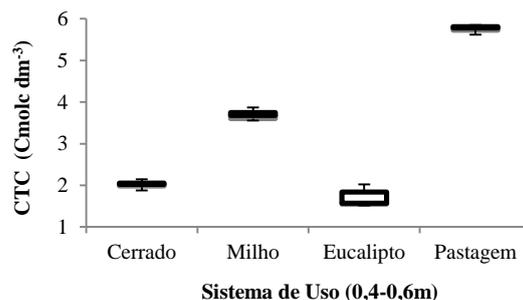


Figura 23 - Valores médios da Capacidade de troca catiônica do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.

A elevada CTC registrada para o sistema de uso do milho, pode estar relacionada ao fato que a área é fertilizada anualmente e apresenta uma boa velocidade de ciclagem de nutrientes, facilitando a acumulação e retenção de Ca e Mg trocáveis e K disponível. No caso do Cerrado *stricto sensu*, a baixa CTC resulta do alto processo de intemperismo do solo e lixiviação de nutrientes catiônicos, da baixa taxa de ciclagem de nutrientes, e da elevada acidez do solo. Chaves et al. (2012), estudando o efeito do uso e manejo em um Latossolo Vermelho dos Cerrados, encontraram valores de CTC ao redor de 10 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para culturas anuais, enquanto os valores para pastagens foram ao redor de 8,0 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, resultados próximos aos valores encontrados neste estudo.

Nos Latossolos distróficos, a fração mineral é pobre e a maior parte de suas cargas é acrescentada ao solo pelo material orgânico, o qual se apresenta em maior quantidade na superfície, diminuindo em profundidade, o que pode explicar a ocorrência da CTC mais baixa, em todas os sistemas de uso, na camada de 0,00-0,60 m.

De acordo com Pignataro Netto et al. (2009), para solos argilosos, na camada de 0,00-0,20 m, a CTC apresentada é considerada adequada, considerando os Latossolos de Cerrado. A CTC mais elevada neste sistema pode ter sido influenciada pela matéria orgânica na profundidade, ou pelo maior teor de argila existente, que nas demais profundidades. A matéria orgânica é resultante da incorporação da vegetação rasteira, das raízes culturais em decomposição e da biomassa residual depositada pela parte aérea das plantas. Os principais fatores que afetam a CTC dos solos tropicais são: textura, tipo de argila, e, principalmente, teor de matéria orgânica (FAGERIA; STONE, 2006). Os componentes orgânicos são importantes para o reabastecimento da solução do solo com nutrientes que depende intimamente do complexo de troca (PRIMAVESI, 2002).

Nas regiões tropicais, a matéria orgânica pode representar uma grande parte da CTC total dos solos (BAYER; MIELNICZUK, 1999). De acordo com Reatto et al. (2008), 75 a

93% da CTC dos solos de Cerrado originam-se do material orgânico depositado na superfície do solo. Raij (2011) afirma que a matéria orgânica contribui com 56 a 82% da CTC de solos em condições tropicais, o que favorece a retenção de cátions e diminui as perdas por lixiviação (RANGEL; SILVA, 2007; CARNEIRO et al., 2009).

Os mais de 25 anos do sistema de uso de pastagem originaram um incremento significativo no teor de matéria orgânica do solo relativamente aos demais sistemas de uso, tal como já tinha sido observado por Arrobas et al. (2013). Segundo os autores, o aumento de material orgânico é explicado pelo fato do solo com pastagem deixar de ser mobilizado e ter aumentado o pisoteio dos animais, o que diminui o arejamento do solo e, conseqüentemente, limita a atividade microbiana. Também seria expectável encontrar mais azoto orgânico na camada superficial. Pillon et al. (2011) referem que os teores de carbono orgânico e azoto orgânico vão decrescendo em profundidade no solo. Neste estudo, isso ocorreu em ambas as parcelas. Dado a natureza dos resíduos de pastagem, os valores são mais elevados do que na parcela de milho.

Goedert (2005) e Papa et al. (2011) propuseram valores de CTC acima de $10,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, como sendo ideais para este atributo na qualidade do solo, em solos sob uso agrícola e sob vegetação nativa, respectivamente, para os Latossolos de regiões tropicais de textura argilosa, como é o caso das áreas em estudo, estando, assim, todos os tratamentos amostrais próximos a este valor, exceto a área com eucalipto.

2.4.7. Matéria Orgânica no solo

As pesquisas encontradas na literatura, muitas vezes, são contraditórias em relação às diferenças entre os teores de material orgânico encontrados em solos nativos e de pastagens, conforme verificações de Marchiori Junior; Melo (1999). Assim, sabe-se que para uma mesma produção e deposição da biomassa residual sobre o solo, o teor de MO pode variar em função do seu tipo de uso, tendo em vista a qualidade do material aportado e a influência de diversos fatores sobre a microbiota do solo e, conseqüentemente, sobre a taxa de decomposição (COSTA, 2005). A Figura 24 mostra que os sistemas com maiores diferenças no teor de MOS, entre as camadas, foram os Latossolos sob cultura do milho.

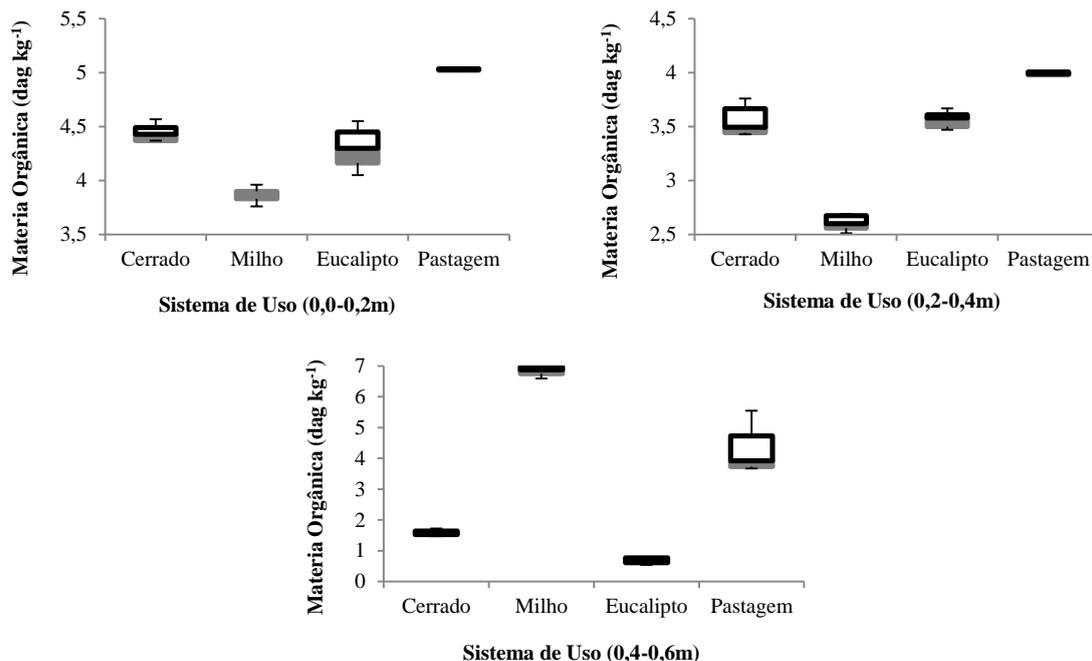
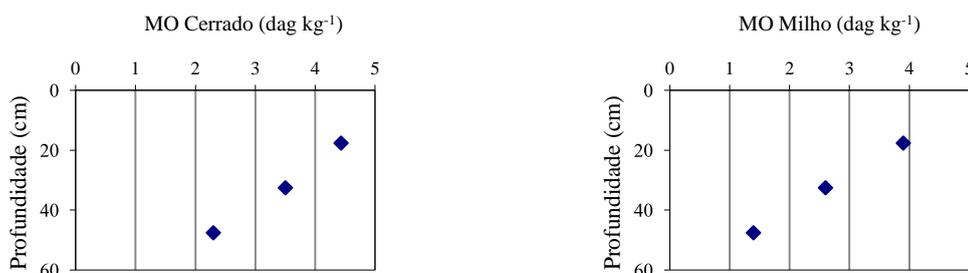


Figura 24 - Valores médios do pH em água do Latossolo Vermelho sob diferentes culturas em três profundidades amostrais.

Os teores de MO no Cerrado e na pastagem foram maiores na profundidade de 0,00-0,20 m, comparado às demais profundidades. No sistema com eucalipto, os teores de MO nas três profundidades avaliadas foram similares aos valores encontrados no sistema do Cerrado ($p > 0,05$). No sistema de cultivo convencional de milho, obteve-se o menor teor de material orgânico, o que se era esperado, em função do sistema de preparo do solo. Comparando-se os manejos do solo, na camada superficial (0,00-0,20 m), o teor de MO na área com milho foi 12% inferior ao observado no Cerrado, e 23% menor que na pastagem. Nas demais profundidades, os teores de MO nos três sistemas de manejo foram similares ao ocorrido na camada superficial. Provavelmente, o maior teor de material orgânico camada superficial do solo, comparado às demais camadas, deve-se à maior concentração de raízes nessa camada e à deposição superficial da biomassa residual da parte aérea do capim e do tratamento silvícolas.



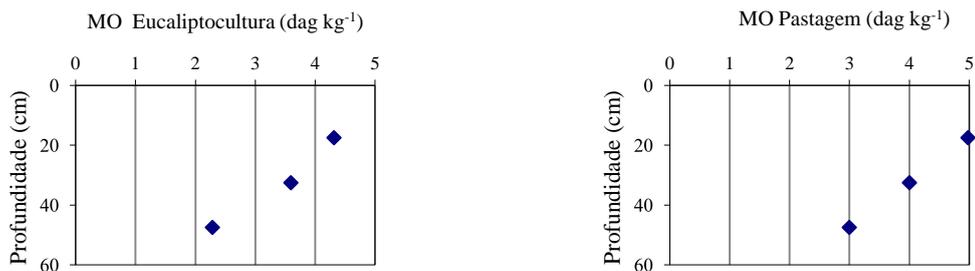


Figura 25 - Valores médios da capacidade de troca catiônica no perfil do Latossolo de áreas de Cerrado sob diferentes manejos (Cerrado, Cultura do milho, Eucaliptocultura e Pastagem).

2.5. CONCLUSÕES

A avaliação da qualidade física e química do Latossolo rejeitou a hipótese testada ao demonstrar que os sistemas de uso da terra com o cultivo de pastagem, área florestada com eucalipto e cultivo convencional de milho apresentam melhores condições físicas e químicas do solo quando comparados ao Cerrado nativo.

1. De modo geral, os atributos físicos e químicos do solo foram afetados em função dos tipos de uso das áreas.
2. O uso intensivo do solo contribui para redução da sua qualidade em relação ao solo sob Cerrado nativo.
3. Os indicadores de natureza física foram os que melhor refletiram as diferenças de qualidade do solo entre as áreas avaliadas.
4. A tendência dos resultados demonstrou que os melhores sistemas de manejo, empregados na manutenção da qualidade do solo, são aqueles que favorecem a manutenção e/ou aumento da matéria orgânica no solo ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, p. 66-75, 2007.
- ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; & LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Applied Research and Agrotechnology**, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.
- ARIAS, M.; GONZÁLEZ, J. P.; GONZÁLEZ-VILA, F.J.; BALL, A. Soil health - A new challenge for microbiologists and chemists. **International microbiology: the official Journal of the Spanish Society for Microbiology**, v. 8, p. 13-21, 2005.
- ARROBAS, M.; CLARO, A. M.; FERREIRA, I. Q., & RODRIGUES, M. A. Pastagens temporárias na rotação como forma de promover a fertilidade do solo. **Pastagens e Forragens**, v. 32, n. 33, p.143-156. 2013.
- ARSHAD, M. A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 88, p.153-160, 2002.
- ARSHAD, M.A.; LOWERY, B. & GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J.W. & JONES, A.J., eds. Methods for assessing soil quality. Madison, **Soil Science Society of America**. 1996. p. 123-141 (SSSA Special publication 49).
- AUDEH, S. J. S.; DE LIMA, A. C. R.; CARDOSO, I. M.; JUCKSCH, I., & CASALINHO, H. D. Qualidade do solo: uma visão etnopedológica em propriedades agrícolas familiares produtoras de fumo orgânico. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 6, n.3, 2011.
- BARROS, J. D. de S. Contribuições da matéria orgânica do solo para mitigar as emissões agrícolas de gases de efeito estufa. **POLÊM! CA**, v. 12, n. 2, p. 341-351, 2013.
- BATTANY, M. C.; GRISMER, M. E. Rainfall runoff and erosion in Napa Valley vineyards: effects of slope cover and surface roughness. **Hydrology Processes**, v.14, p. 1289-1304, 2000.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., ed. Fundamentos da matéria orgânica: Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Gênese, 1999. p.9-23.
- BERTOL, I.; BEUTLER, J.F.; LEITE, D. & BATISTELA, O. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetado pelo tipo de manejo do solo. **Sciencia Agrícola**, v. 58, p. 555-560, 2001.
- BICKI, T. J.; SIEMENS, J. C. Crop response to wheel traffic soil compaction. **Transaction of the ASAE**, St. Joseph, v.34, p. 909-913, 1991.
- BLAKE, G.R.; HARTGE, K. H. Bulk Density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis: Physical and Mineralogical Methods**. Part 1. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 363-375.

BONO, J. A. M., MACEDO, M. C. M., TORMENA, C. A., NANNI, M. R., GOMES, E. P., & MÜLLER, M. M. L. Water infiltration into an oxisol in the south-west cerrado region under different use and management systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 6, p. 1845-1853, 2012.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989.

BRADY, N.; WEIL, R. **Elements of the nature and properties of soil**, 2013. 685p.

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; VEIGA, M. Teor de carbono orgânico e a susceptibilidade à compactação de um Nitossolo e um Argissolo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campinas Grande-PB, v. 14, n. 2, p. 131–139, 2010.

BRANDÃO, E. D.; SILVA, I. F. Formation and stabilization of aggregates by the grass root system in an Oxisol. **Ciência Rural**, v. 42, n. 7, p. 1193-1199, 2012.

BRITO, J. O.; BARRICHELO, L. E. G. **Usos diretos e propriedades da madeira para geração de energia**. IPEF, 1979.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. Compactação do solo e o desenvolvimento das plantas. Piracicaba: ESALQ, 1997. 132p.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. Alguns métodos e terminologias em eletroquímica de Solos. 2006. Disponível em: <www.infobibos.com/artigos/solos/eletroquimica/eletroquimica.htm>. Acesso em: 11 dez. 2017.

CAMARGO, D. C.; MONTOYA, F.; MORENO, M. A.; ORTEGA, J. F.; & CORCOLES, J. I. Impact of water deficit on light interception, radiation use efficiency and leaf area index in a potato crop (*Solanum tuberosum* L.). **The Journal of Agricultural Science**. v. 154, n. 4, p. 662 -673, 2016.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; FREITAS, D. A. F. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal Sul-Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p. 613-622, 2011.

CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D.; REIS, E. F., PEREIRA, H. S. & AZEVEDO, W.C. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.147-157, 2009.

CENTI, G.; LANZAFAME, P., & PERATHONER, S. Analysis of the alternative routes in the catalytic transformation of lignocellulosic materials. **Catalysis Today**, v. 167, p. 14– 30, 2011. doi:10.1016/j.cattod.2010.10.099

CENTURION, J. F.; CARDOSO, J. P. & NATALE, W. Efeito de formas de manejo em algumas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Vermelho em diferentes agroecossistemas. **R. Bras. Eng. Agrícola e Ambiental**, v. 5, p. 254-258, 2001.

CHARTIN, C.; KRUGER, I.; STEVENS, A.; VAN WESEMAEL, B., & CARNOL, M. Carbone organique, biomasse et activité microbienne des sols: vers un indicateur de la qualité des sols en Wallonie. **Rapport final de la subvention CARBIOSOL I**. 2015.

CHAVES, A. A. A. et al. Indicadores de qualidade de Latossolo Vermelho sob diferentes usos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 42, n. 4, p. 446-454, 2012.

CORTEZ, J. W.; ALVES, S.; MOURA, M. R. D. D.; OLSZEWSKI, N., & NAGAHAMA, J. Physical properties of Yellow Argisol in the semi arid region of northeastern Brazil under tillage systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1207-1216, 2011.

COSTA, F. S. Estoques de carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005. 128p. (Tese de Doutorado)

COSTA JUNIOR, C.; PICCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono total e ^{13}C em agregados do solo sob vegetação nativa e pastagem no bioma cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1241-1252, 2011.

COSTA, N. R.; ANDREOTTI, M.; LOPES, K. S. M.; YOKOBATAKE, K. L.; FERREIRA, J. P.; PARIZ, C. M.; BONINI, C. S. B. & LONGHINI, V. Z. Atributos do solo e acúmulo de carbono na integração lavoura-pecuária em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 852-863, 2015.

D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M. L. N, CURI, N.; FERREIRA, M.M. Atributos de agregação indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região dos cerrados no sul do estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 1047-1054, jul./ago. 2002.

DA SILVA, D. C., SILVA, M. L. N., CURI, N., OLIVEIRA, A. H., DE SOUZA, F. S., MARTINS, S. G., & MACEDO, R. L. G. Atributos do solo em sistemas agroflorestais, cultivo convencional e floresta nativa. **Revista de Estudos Ambientais**, v.13, n.1, p. 77-86, 2011.

DEXTER, A. R. Soil physical quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v.120, p.201-214, 2004.

DIAS JUNIOR, M. S.; PIERCE, F. J. Revisão de literatura: O processo de compactação do solo e sua modelagem. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, 20:175-182, 1996.

DIONISIO, H. A, F. Erosão hídrica: Suscetibilidade do solo. **Revista Eletrônica Thesis**, v.13, p. 15- 25, 2010.

DONAGEMMA, G. K.; FREITAS, P. L. D., BALIEIRO, F. D. C.; FONTANA, A.; SPERA, S. T.; LUMBRERAS, J. F., & MACEDO, M. C. M. Characterization, agricultural potential, and perspectives for the management of light soils in Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1003-1020, 2016.

DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, Pretty, v. 15, n. 1, p. 3-11, 2000.

DORAN, P. M. **Properties and applications of hairy-root cultures**. In: OKSMAN-CALDENTY, K.-M. and BARZ, W.H. eds. *Plant biotechnology and transgenic plants*. New York, Merceel Dekker Inc., p. 143-162, 2002.

DORAN, J. W. & PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W. & COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A. eds. **Defining soil quality for sustainable environment**. Madison, Soil Science Society of America Proceedings, p. 3-21, 1994. (SSSA Special Publication, 35).

DORNER, J.; HORN, R. Direction-dependent behaviour of hydraulic and mechanical properties in structured soils under conventional and conservation tillage. **Soil and Tillage Research**, Oxford, v. 102, n. 2, p. 225-232, 2009.

DRESCHER, M. S.; ELTZ, F. L. F.; DENARDIN, J. E., & FAGANELLO, A. Persistence of mechanical interventions effect for soil decompaction in no-tillage systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 35(5), 1713-1722, 2011.

EBERHARDT, D. N.; SIQUEIRA VENDRAME, P. R.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M. D. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em Latossolos sob pastagens no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, 2008.

EFFGEN, E. M.; NAPPO, M. E.; CECÍLIO, R. A.; MENDONÇA, A. D.; MANZOLE, R., & BORCARTE, M. Atributos químicos de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob cultivo de eucalipto e pastagem no sul do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 95, p. 375-381, 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2 ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes. Campos, D. V. B de coord. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.

FAGERIA, N. K.; STONE, L. F. Qualidade do solo e meio ambiente. Santo Antônio de Goiás, Embrapa Arroz e Feijão, 2006. (Documento / Embrapa Arroz e Feijão, 197).

FARGIONE, J.; HILL, J.; TILMAN, D.; POLASKY, S.; HAWTHORNE, P. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. **Science**, v. 319, p. 1235-1238, 2008.

FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G.a; TOSTES, R. Propriedades físicas e matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo e Cerrado nativo. 2008.

FIORIN, T. T. Estimativa da infiltração de água no solo a partir de pedofunções. 97 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). 2008.

FRANCHINI, J. C.; COSTA, J. D.; DEBIASI, H., & TORRES, E. Importância da rotação de culturas para a produção agrícola sustentável no Paraná. **Londrina: Embrapa Soja**. 2011.

FURLEY, P. A.; RATTER, J. A. Pedological and botanical variations across the forest–savanna transition on Maracá Island. **Geogr. Journal**. v. 156, p. 251–266, 1990.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, p. 193-207, 2002.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; BARROS, N. F.; VIANA, A. P. & SANTOS, G. A. Alterações na biomassa e na atividade microbiana da serapilheira e do solo, em decorrência da substituição de cobertura florestal nativa por plantações de eucalipto, em diferentes sítios da região Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1489-1499, 2008.

GLÓRIA, N. A. Resíduos industriais como fonte de matéria orgânica. In: ENCONTRO SOBRE MATERIA ORGANICA DO SOLO: PROBLEMAS E SOLUÇÕES, 1992, Botucatu, 1992. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agrônômicas, 1992.

GROHMANN, F. Superfície específica do solo de unidades de mapeamento do Estado de São Paulo. I - Estudo de perfis com horizonte B textural e B latossólico. **Bragantia**. Campinas, v.31, p. 145-165, 1972.

GOEDERT, W. Qualidade do solo em Sistema de Produção Agrícola. In: XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2005, Recife. SBCS, v.1, p.1-200.

GOEDERT, W. J.; SCHERMACK, M. J.; FREITAS, F. C. Estado de compactação do solo em áreas cultivadas no sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, p. 223-227, 2002.

GONÇALVES, J. L. de M.; STAPE, J. L.; WICHERT, M. C. P.; GAVA, J. Manejo de resíduos vegetais e preparo do solo. Conservação e cultivo de solos para plantações florestais. **Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais –IPEF**. Cap. 3, p. 133-204, Piracicaba, S.Paulo, 2002.

HARIDASAN, M. Solos do Distrito Federal. In: PINTO, M.N. (ed.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília: Editora Universidade de Brasília, p. 309-330, 2002.

HOUGHTON, R. A.; SKOLE, D. L.; LEFKOWITZ, D. S. Changes in the lanscape of Latin America between 1850 and 1985: II net release of CO₂ to the Atmosphere. **Forest Ecology and Managements**, Amsterdam, v. 38, n. 2/4, p. 173-199, 1991.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Soil quality indicators properties in Mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 55, p.69-78, 2000.

IMHOFF, S.; SILVA, A. P.; TORMENA, C. A. Aplicações da curva de resistência no controle da qualidade física de um solo sob pastagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília-DF, v. 35, n. 7, p. 1493-1500, 2000.

IWATA, B. F.; LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, A. S. F.; NUNES, L. A. P. L.; GEHRING, C.; CAMPOS, L. P. Sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre os atributos químicos em

Argissolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p.730-738, 2012.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, p. 1-13, 2010.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: Uma Revisão. **Revista Geonomos**, [S.l.], jul. 1997. ISSN 24466964. Disponível em: <<http://general.igc.ufmg.br/portaldeperiodicos/index.php/geonomos/article/view/187>>. Acesso em: 18 mar. 2018. doi:<http://dx.doi.org/10.18285/geonomos.v5i1.187>.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia**. São Paulo, Agronômica Ceres, 1979. 262p.

KUNDE, R. J.; DE LIMA, C. L. R.; DOS ANJOS SILVA, S. D., & PILLON, C. N. Frações físicas da matéria orgânica em Latossolo cultivado com cana-de-açúcar no Rio Grande do Sul. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1520-1528, 2016.

KHORRAMDEL, S.; KOOCHEKI, A.; MAHALLATI, M. N.; KHORASANI, R.; GHORBANI, R. Evaluation of carbon sequestration potential in corn fields with different management systems. **Soil and Tillage Research**, v.133, p.25-31, 2013.

KLEIN, C.; KLEIN, V. A.. STRATEGIES TO IMPROVE THE RETENTION AND AVAILABILITY OF SOIL WATER. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**, v. 19, n. 1, p. 21-29, 2015.

KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F. Manejo Sustentável dos Solos dos Cerrados. In: AIDAR, H.; STONE, L. F. & KLUTHCOUSKI, J. eds. **Integração Lavoura-Pecuária**. Santo Antônio de Goiás: EMBRAPA Feijão e Arroz, 2003. p. 59-104.

KOH, L. P.; GHAZOUL, J. Biofuels, biodiversity, and people: Understanding the conflicts and finding opportunities. **Biological Conservation**, v. 141, n. 10, p. 2450–2460, 2008. doi:10.1016/j.biocon.2008.08.005

KONDO, M.K.; DIAS JUNIOR, M.S. Compressibilidade de três Latossolos em função da umidade e uso. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 23, p. 211-218, 1999.

KONDO, M. K.; ALBUQUERQUE, C. J. B.; WENDLING, B.; SILVA, P. B.; CARDOSO, M.M. Efeito de coberturas vegetais sobre os atributos físicos do solo e características agronômicas do sorgo granífero. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 28, n. 1, p. 33-40, 2012.

LAL, R. Physical management of the soils of the tropics: Priorities for the 21 st century. **Soil Science**, v. 165, p. 191-207, 2000.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Soil Science**, v. 304, p. 1623-1627, 2004. DOI: 10.1126/science.1097396.

LANZANOVA, M. E.; NICOLOSO, R. S.; LOVATO, T.; ELTZ, F. L. F.; AMADO, T. J. C.; REINERT, D. J. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob

plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa-MG, v. 31, n. 2, p. 1131-1140, 2007.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S., MACHADO, P. L. O. A., MATOS, E. S. Total C and N storage and organic C pools of a RedYellow Podzolic under conventional and no tillage at the Atlantic Forest Zone, Southeastern Brazil. **Australian Journal Soil Research**, v. 41, p. 717-730, 2003.

LEROY, B.L.M., HERATH, H.M.S.K., SLEUTEL, S., DE NEVE, S., GABRIELS, D., REHEUL, D., MOENS, M. The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use Manage*, Malden-MA, v. 24, n. 2, p. 139-147, 2008.

LIMA, A. M. N. et al. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 1053-1063, 2008.

LIMA, R. P.; LEÓN, M. J.; SILVA, A. R. Resistência mecânica à penetração sob diferentes sistemas de uso do solo. **Scientia Plena**, São Cristóvão -SE, v. 9, n.6, p.1-7, 2013a.

LIMA, I. M. A.; ARAÚJO, M. C.; BARBOSA, R. S. Avaliação das propriedades físicas do solo em sistemas silvipastoris, região centro-norte, estado do Piauí. **Agropecuária Científica do Semiárido**, Campina Grande-PB, v. 9, n. 1, p. 117-124, 2013a.

LIU, X.B.; ZHANG, X.Y.; WANG, Y.X.; SUI, Y.Y.; ZHANG, S.L.; HERBERT, S.J.; DING, G. Soil degradation: a problem threatening the sustainable development of agriculture in Northeast China. **Plant, Soil and Environment**, v.56, p.87-97, 2010.

LOPES, A. S.; COX, F. R. A survey of the fertility status of surface soils under cerrado vegetation in Brazil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 41, p.742-747, 1977.

LOURENTE, E. R. P., MERCANTE, F. M., ALOVISI, A. M. T., GOMES, C. F., GASPARINI, A. S., & NUNES, C. M. Microbiological, chemical and physical attributes of soil under different crop systems and cerrado conditions. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, n.1, p. 20-28, 2011.

MAGALHÃES, W. Z.; CREMON, C.; MAPELI, N. C.; SILVA, W. M.; CARVALHO, J. M.; MOTA, M. S. Determinação da resistência do solo a penetração sob diferentes sistemas de cultivo em um Latossolo sob Bioma Pantanal. **Revista Agrarian**, Dourados-MS, v. 2, n. 6, p. 2132, 2009.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. Agronômica Ceres, 2006.

MARINARI, S. et al. Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 6, n. 4, p. 701-711, 2006.

MARCHIORI JÚNIOR, M.; MELO, W. J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. **Pesq. Agropecuária Bras.**, v. 3, p. 1177-1182, 2000.

MARTHA JUNIOR, G. B.; VILELA, L.; BARCELLOS, A. O.; BARIONI, L. G.; SOUSA, D. M. G. Pecuária de corte no Cerrado: uma visão conjuntural. In: MARTHA JR., G.B.; VILELA, L.; SOUSA, D.M.G. (Eds.) **Uso Eficiente de Fertilizantes em Pastagens no Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2006.

MAZURANA, M.; LEVIEN, R.; MÜLLER, J., & CONTE, O. Sistemas de preparo de solo: alterações na estrutura do solo e rendimento das culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1197-1206, 2011.

MAZURANA, M.; FINK, J. R.; SILVEIRA, V. H. D.; LEVIEN, R.; ZULPO, L., & BREZOLIN, D. Soil physical properties and maize root growth in an Ultisol under controlled machine traffic. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1185-1195, 2013.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R. A.; LEITE, S. A. S. Efeitos de doses crescentes de lodo de esgoto sobre fração de matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v.18, p.449-455, 1994.

MENDES, A. M. S. Introdução à fertilidade do solo. In: **Embrapa Semiárido-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: CURSO DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 2007, Barreiras. Palestras... Barreiras: MAPA; SFA-BA: Embrapa Semi-Árido; Embrapa Solos-UEP Recife, 2007. 1 CD-ROM., 2013.

MENDES, F.G.; MELLONI, E.G.P. & MELLONI, R. Aplicação de atributos físicos do solo no estudo da qualidade de áreas impactadas, em Itajubá -MG. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 3, p. 211-220, jul./set. 2006

MENEZES, J.M.T.; VAN LEEUWEN, J.; VALERI, S.V.; CRUZ, M.C.P.; LEANDRO, R.C. Comparação entre solos sob uso agroflorestal e em florestas remanescentes adjacentes, no norte de Rondônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 893-898, mar./abr. 2008.

MENTGES, M. I. et al. Propriedades físico-hídricas do solo e demanda energética de hastes escarificadora em Argissolo compactado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, p.315-321, 2010.

MIGUEL, F. R. M., VIEIRA, S. R., & GREGO, C. R. Spatial variability of water infiltration rate in soil under pasture as a function of cattle trampling intensity. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, n.11, p. 1513-1519, 2009.

MOLIN, J. P.; DIAS, C. T. S.; CARBONERA, L. Estudos com penetrometria: Novos equipamentos e amostragem correta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande-PB, v. 16, n. 5, p. 584-590, 2012.

MOORE, D. S.; MCCABE, G. P. **Introdução à prática da estatística**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Editora LTC, 2002.

MUÑOZ-CARPENA, R.; RITTER, A.; BOSCH, D. D.; SCHAFFER, B.; POTTER, T. L. Summer cover crop impacts on soil percolation and nitrogen leaching from a winter corn field. **Agricultural Water Management**, v. 95, p. 633-644, 2008.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 422 p.

NEIMAN, Z. Editorial e Expediente. **Revista Brasileira de Educação Ambiental** (RevBEA), v. 10, n. 2, p. 3-10, 2015.

NORFLEET, M.L.; DITZLER, C.A.; PUCKETT, W.E.; GROSSMAN, R.B.; SHAW, J.N. Soil quality and its relationship to pedology. **Soil Science**, v.168, n. 3, p. 149-155, 2003

ODHIAMBO, J. J. O.; BOMKE, A. A. Cover crop effects on spring soil water content and the implications for cover crop management in south coastal British Columbia. **Agricultural Water Management**, v. 88, p. 92-98, 2007.

OLIVEIRA, E. S.; REATTO, A.; ROIG, H. L. Estoques de Carbono do Solo Segundo os Componentes da Paisagem. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 32, n. 1/2, p. 71-93, 2017.

OLIVEIRA, J. O. A. P.; VIDIGAL FILHO, P. S.; TORMENA, C. A.; PEQUENO, M. G.; SCAPIM, C. A.; MUNIZ, A. S.; SAGRILO, E. Influência de sistemas de preparo do solo na produtividade da mandioca (*Manihot esculenta*, Crantz). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 2, p. 443-450, 2001.

OLIVEIRA, G. C.; DIAS JUNIOR, M. S.; RESCK, D. V. S.; CURI, N. Caracterização química e físico-química de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 327-336, 2004.

OLIVEIRA, I. P.; COSTA, K. A.; SANTOS K. J.; MOREIRA, F. P.; Considerações sobre a acidez dos solos de cerrado. **Revista Eletrônica Faculdade Montes Belos**, v.1, n.1, p. 01-12, 2005.

PANACHUKI, E.; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F.; URCHEI, M. A. Avaliação da infiltração de água no solo, em sistema de integração agricultura-pecuária, com uso de infiltrômetro de aspersão portátil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 28, n. 1, p.129-137, 2006.

PALMIERI, F.; LARACH, J. O. I. **Pedologia e Geomorfologia**. In: Geomorfologia e meio ambiente. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. p. 59 - 122.

PAPA, R. D. A.; LACERDA, M. P. C.; CAMPOS, P. M.; GOEDERT, W. J.; RAMOS, M. L. G., & KATO, E. Red and red-yellow oxisols quality under native savannah vegetation. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, n.4, p. 564-571, 2011.

PEDROTTI, A.; PAULETO, E. A.; CRESTANA, S.; FERREIRA M. M.; DIAS JUNIOR, M. S.; GOMES, A. S.; TURATTI, A. L. Resistencia mecânica a penetração de um Planossolo submetido a diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa-MG, v. 25, n. 3, p. 521-529, 2001.

PEREIRA, J. C. As Pastagens no Contexto dos Sistemas de Produção de Bovinos. In: ZAMBOLIM, L.; SILVA, A. A. & AGNES, E. L. Manejo Integrado: integração agricultura-pecuária. Viçosa: UFV; DFP; DFT, 2004. p. 287-326.

PEZZONI, T.; VITORINO, A. C. T.; DANIEL, O.; LEMPP, B. Influência de *Pterodon emarginatus* Vogel sobre atributos físicos e químicos do solo e valor nutritivo de em sistema *Urochloa decumbens* Stapf silvipastoril. **Revista Cerne**, Lavras - MG, v. 18, n. 2, p. 293-301, 2012.

PIGNATARO NETTO, I. T., KATO, E., & GOEDERT, W. J. Atributos físicos e químicos de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob pastagens com diferentes históricos de uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n. 5, 2009.

PILLON, C. N., SANTOS, D. D., & LIMA, C. L. Carbono e nitrogênio de um solo argilossolo vermelho sob floresta, pastagem e mata nativa. **Ciência Rural**, v. 41, n. 3, p. 448-452, 2011.

PREVEDELLO, J.; KAISER, D. R.; REINERT, D. J.; VOGELMANN, E. S.; FONTANELA, E.; REICHERT, J. M. Manejo do solo e crescimento inicial de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden em Argissolo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 129-138, 2013.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**. São Paulo: Nobel, 2002.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute. 2011. 420p.

RALISCH, R., MIRANDA, T. M., OKUMURA, R. S., BARBOSA, G. M. D. C., GUIMARÃES, M. D. F., SCOPEL, E., & BALBINO, L. C. Penetration resistance of a Red-Yellow Latosol of Cerrado under different management systems. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 381-384, 2008.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.1609-1623, 2007.

REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T.; MARTINS, E. S. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2008. v. 1, p. 107-134.

REICHERT, J. M. et al. Compactação do solo em sistema de plantio direto: limites críticos e mitigação. In: COUTO, E.G.; BUENO, J.F. (Eds). **Os (des) caminhos do uso da água na agricultura brasileira**. Cuiabá: Universidade Federal do Mato Grosso, 2003. 501p.

REICHERT, J. M.; REINERT, D.; REINERT, J.; BRAIDA, J. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, v. 27, n. 29, 2003.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J, Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. In:

TORRADO-VIDAL, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 5. p. 50- 121.

REICHARDT, K.; TIMM, L.C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 2004. 478p.

REICHERT, J. M. Fundamentos da Ciência do Solo. **Universidade Federal de Santa Maria**, Santa Maria, 2007.

REICHERT, J. M. et al. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. In: CERETTA, C. A. et al. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v. 5, p. 49-134.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S., REINERT, D. J.; HORN, R., & HÅKANSSON, I. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil and Tillage Research**, v. 102, n. 2, p. 242-254, 2009.

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Propriedades físicas do solo. **Universidade Federal de Santa Maria**, Santa Maria, 2006.

REEVES, D.W. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. **Soil Tillage Research**, v. 43, p.131–167, 1997.

RESENDE, T. M.; DE MORAES, E. R.; FRANCO, F. O.; ARRUDA, E. M.; ARAÚJO, J. R.; DA SILVA SANTOS, D.; ... & RIBEIRO, B. T. Avaliação física do solo em áreas sob diferentes usos com adição de dejetos animais no bioma cerrado. **Bioscience Journal**, v. 28, n.1, 2012.

RIBEIRO, K. D.; MENEZES, S. M.; MESQUITA, M. G. B. F. SAMPAIO, F. M. T. Propriedades físicas do solo, influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos da região de Lavras-MG. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n.4, p. 1167-1175, 2007.

RIGATTO, P. A.; DEDECEK, R. A.; MATTOS, J. L. M. Influência dos atributos do solo sobre a produtividade de Pinus taeda. **Revista Árvore**, v. 29, n.5, p.701-709, 2005.

SÁ, M. A. C.; SANTOS JUNIOR, J. D. G. **Compactação do solo: consequências para o crescimento vegetal**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2005. 26 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 136).

SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P.C.; FABRÍCIO, A.C.; MACEDO, M.C.M. & BROCH, D.L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **R. Bras. Ci. Solo**, v.32, p. 11-21, 2008.

SANTANA, D. P.; BAHIA FILHO, A. C. Qualidade do solo: Uma visão holística. **B. Inf. SBCS**, v. 27, p.15-18, 2002.

SANTANA, M. B.; SOUZA, L. S.; SOUZA, L. D.; FONTES, L. E. F. Atributos físicos do solo e distribuição do sistema radicular de citros como indicadores de horizontes coesos em

dois solos de tabuleiros costeiros do estado da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 1-12, jan./fev. 2006.

SANTOS, A. C.; SALCEDO, I. H.; Landform and soil fertility in different strata of vegetative covering of Vaca Brava watershed, Areia - State of Paraíba. **Revista Árvore**, v. 34, n. 2, p. 277-285, 2010.

SENRA, A. F.; LOUZADA, R. O.; VITORINO, A. C. T.; SOUZA, C. M. A.; VICTOR, D. M. Resistência a penetração em “Latossolo Vermelho” sob diferentes sistemas de uso e manejo do solo. **Revista Ciências Técnicas Agropecuárias**, Chapingo-POR, v. 16, n. 1, p. 31-36, 2007.

SEKI, A. S.; SEKI, F. G.; JASPER, S. P.; SILVA, P. R. A.; & BENEZ, S. H. Effects of soil decompaction techniques in an area under a system of direct seeding. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 46, n.3, p. 460-468, 2015.

SCHLOTTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J. C. Indicators for evaluating soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 98, p. 255-262, 2003.

SEIXAS, J.; ROLOFF, G.; RALISCH, R. Tráfego de máquinas e enraizamento do milho em plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, p. 794-798, 2005.

SILVA, D. V., PEREIRA, G. A. M., FREITAS, M. A. M. D., SILVA, A. A. D., SEDIYAMA, T., SILVA, G. S., ... & CECON, P. R. Nutritional efficiency of maize in intercropping with signalgrass. **Ciência Rural**, v. 45, n.8, p. 1394-1400, 2015.

SILVA, M. B.; ANJOS, L. H. C. D.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; COOPER, M., & CAVASSANI, R. D. S. Genesis and classification of soils in a toposequence of karst in Serra da Bodoquena (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1464-1480, 2013.

SILVA, J.A. et al. Características estruturais de gramíneas e desempenho animal em pastagens sob lotação intermitente e adubação nitrogenada no agreste semiárido de Pernambuco. 2012.

SILVA, M. A. S. D., MAFRA, Á. L., ALBUQUERQUE, J. A., BAYER, C., & MIELNICZUK, J. Soil physics properties related to water storage and tillage systems in a Loamy Acrisol. **Ciência Rural**, v. 35, n. 3, p. 544-552, 2005.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. (Ed.) **Biologia dos solos dos cerrados**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1997. p. 467-524.

SMAL H., OLSZEWSKA M. The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) of sandy post-arable soils, on their selected properties. II. Reaction, carbon, nitrogen and phosphorus. **Plant Soil**, v. 305, p. 171–187, 2008.

SOUZA, Z. M.; ALVES, M. C. Movimento de água e resistência à penetração em um Latossolo Vermelho distrófico de Cerrado, sob diferentes usos e manejos. **R. Bras. Eng. Agríc. Amb.**, v. 7, p. 18-23, 2003.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. Adubação com nitrogênio. In: SOUSA, D.M.G. & LOBATO, E., eds. Cerrado: correção do solo e adubação. 2.ed. Planaltina, Embrapa Cerrados, 2004. p.129-144.

SOUZA, E. D.; CARNEIRO, M. A. C.; PAULINO, H. B. Atributos físicos de um Neossolo Quartzarênico e um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 11, p. 1135-1139, 2005.

SPERA, S. T.; CORREIA, J. R. & REATTO, A. Solos do Bioma Cerrado: propriedades químicas e físico-hídricas sob uso e manejo de adubos verdes. In: CARVALHO, A. M & AMABILE, R. F., eds. **Cerrado: adubação verde**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2006. p. 41- 65.

STEENWERTH, K.; BELINA, K. M. Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. **Applied Soil Ecology**, v.40, p.359-369, 2008.

SOANE, B. D. The role of organic matter in soil compactability: a review of some practical aspects. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.16, n.1/2, p.179-201, 1990.

STOLF, R. **Penetrômetro de impacto Stolf- programa de manipulação de dados em Excel-VBA**. UFSCar, 2011.

STOLF, R.; FERNANDES, J.; FURLANI-NETO, V. L. Recomendação para uso do penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar – Stolf. **Revista STAB – açúcar, álcool e subprodutos**, v. 1, n. 3, p. 18-23, 1983.

STEFANOSKI, D. C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; PETTER, F. A., & PACHECO, L. P. Soil use and management and its impact on physical quality. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 12, p. 1301-1309, 2013.

STONE, L.F.; SILVEIRA, P.M. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.395-401, 2001.

SUZUKI, L. E. A. S.; LIMA, C. L. R.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; PILLON, C. M. Estrutura e armazenamento de água em um Argissolo sob pastagem cultivada, floresta nativa e povoamento de eucalipto no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p.94-106, 2014.

TOMÉ Jr., J. B. **Manual para Interpretação de Análise de Solo**. Editora Guaíba: Agropecuária, 1997.

TORMENA, C. A.; ROLOFF, G.; SÁ, J. C. M. Propriedades físicas do solo sob plantio direto influenciado por calagem, preparo inicial e tráfego. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa-MG, v. 22, n. 2, p. 301-309, 1998.

TORMENA, C. A.; BARBOSA, M. C.; COSTA, A. C. S. Densidade, porosidade e resistência a penetração em latossolo cultivado sob diferentes sistemas de preparo do solo. **Scientia Agrícola**, v.59, n.4, p.795-801, 2002.

TORRES, J. L. R.; RODRIGUES JÚNIOR, D. J.; SENE, G. A.; JAIME, D. G.; VIEIRA, D. M. da S. Resistência a penetração em área de pastagem de capim tifton, influenciada pelo pisoteio e irrigação. **Bioscience Journal**, UberlândiaMG, v. 28, n. 1, p. 232-239, 2012.

TRUBER, P. V. & FERNANDES, C. Arbuscular mycorrhizal fungal communities and soil aggregation as affected by cultivation of various crops during the sugarcane fallow period. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p. 415-422, 2014.

USUGA, J.; TORO, J.; ALZATE, M. V. R. AND TAPIAS, A. J. L. Estimation of carbon stocks in plants, soil and forest floor in different tropical forests. **Journal of Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1906-1913, 2010.

VIEIRA, L. S. Manual da Ciência do Solo: com ênfase aos solos tropicais. 2ª Ed. São Paulo. Agronômica Ceres, 1988. 464p.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. An overview of soil quality. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 743-755, 2009.

VOLCHKO, Y., NORRMAN, J., BERGKNUT, M., ROSÉN, L., SÖDERQVIST, T. Incorporating the Soil Function Concept into Sustainability Appraisal of Remediation Alternatives, **Journal of Environmental Management**, v. 129, p. 367-376, 2013.

WHITE, E. M. Soil compactation and contraction around plant root. **Soil Science**, New Brunswick-NJ, v. 119, n. 6, p. 461-465, 1975.

WELC, M.; BÜNEMANN, E. K.; FLIEßBACH, A.; FROSSARD, E.; JANSA, J. Soil bacterial and fungal communities along a soil chronosequence assessed by fatty acid profiling. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 49, p. 184-192, 2012.

CAPITULO 3 - CARBONO ORGÂNICO EM FUNÇÃO DO SISTEMA DE USO DA TERRA

3.1. RESUMO

O solo é considerado a terceira reserva de carbono (C) do planeta, e como a produção agrícola é a principal atividade relacionada ao seu uso, estudos estão sendo intensificados em diversas latitudes visando o desenvolvimento de tecnologias que permitam recuperar e/ou aumentar o sequestro de C, contribuindo para redução dos níveis de CO₂ da atmosfera, um dos principais responsáveis pelo aquecimento global que está afetando o clima do planeta. Assim, como a principal via de captação do C derivado do CO₂ atmosférico para o solo é via fotossíntese vegetal, a biomassa residual das culturas são a principal fonte de C orgânico no solo. Tem que se destacar, que diversos estudos têm indicado que, no final, o manejo aplicado ao solo é o fator determinante no estoque ou sequestro de C orgânico no solo. A potencial utilização de resíduos de culturas para a produção de bioenergia deve ser cuidadosamente avaliada devido ao potencial impacto negativo no nível das existências de carbono orgânico do solo (SOC). O impacto varia de acordo com as condições ambientais e as práticas de manejo das culturas e deve ser considerada na colheita do resíduo para produções bioenergéticas. Foram coletadas amostras de solo do Cerrado nativo, pastagem, cultura do milho, eucaliptocultura e bananicultura em 10 locais, onde os cinco usos da terra encontravam-se em áreas adjacentes, em três profundidades (0-20 m, 0,20-0,40 m, 0,40 - 0,60 m). Entre Cerrado e eucaliptocultura não houve diferença entre os valores médios de COT. Houve diferença entre solos sob Cerrado e sob capim, com aumento de 42,82% a favor da gramínea.

Palavras-chaves: estoque de carbono no solo, matérias-primas bioenergéticas, qualidade do solo, gases de efeito estufa.

ORGANIC CARBON DEPENDING ON THE LAND USE SYSTEM

3.1.1. ABSTRACT

The soil is considered the third Carbon Reserve (C) of the planet, and as agricultural production is the main activity related to its use, studies are being intensified in several latitudes aiming at the development of technologies that allow to recover and/or increase the hijacking of C, contributing to the reduction of CO₂ levels in the atmosphere, one of the main responsible for global warming that is affecting the planet's climate. Thus, as the main route of capture of the C derived from atmospheric CO₂ to the soil is via plant photosynthesis, the residual biomass of the crops are the main source of organic C in the soil. It has to be highlighted, that several studies have indicated that, in the end, the management applied to the soil is the determining factor in the stock or sequestration of organic C in the soil. The potential use of crop residues for bioenergy production must be carefully evaluated due to the potential negative impact on the level of organic soil carbon stocks (SOC). The impact varies depending on the environmental conditions and the management practices of the crops and should be considered in the harvest of the residue for Bioenergetic productions. Soil samples were collected from the native Cerrado, pasture, maize culture, eucalyptus culture and banana culture in 10 places, where the five uses of the Earth were located in adjacent areas, in three depths (0-0,20 m, 0.20-0,40 m, 0.40-0.60 m). Between Cerrado and Eucaliptocultura there was no difference between the average values of TOC. There was a difference between soils under Cerrado and under grass, with an increase of 42.82% in favor of grass.

Key words: carbon stock in soil, bioenergy feedstock, soil quality, greenhouse gas emissions.

3.2. INTRODUÇÃO

Em 2009 foi realizado na Dinamarca a 15ª Conferência das Partes (COP), onde o governo brasileiro de forma voluntária, assumiu o compromisso de redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) entre 36,1% a 38,9%, das emissões projetadas até 2020. Para o cumprimento desta meta o governo brasileiro promulgou a Lei no 12.187/2009, que instituiu a Política Nacional sobre Mudança no Clima (PNMC) (BRASIL, 2009). Por meio desta lei o governo federal pretende implementar voluntariamente estratégias para mitigação das emissões de GEE, as quais deverão estar associadas aos Planos de Ação Setoriais: Mudanças de Uso da Terra (redução do desmatamento nos biomas Amazônia e Cerrado), Agropecuária, Energia entre outros.

Desde o início da agricultura, há aproximadamente 10.000 anos, ocorre um aumento progressivo das concentrações atmosféricas de CO₂ e de outros gases com efeito de estufa (GEE) (RUDDIMAN, 2003). Entretanto, foi somente após o início da revolução industrial, em meados do século XVIII, que o impacto das atividades humanas tomou proporções em escalas continentais e até mesmo globais, surgindo o interesse em identificar estratégias de redução da taxa de emissões gasosas nocivas (IPCC, 2000). As práticas agrícolas com impacto na química atmosférica, incluem a produção e gestão dos resíduos culturais, os sistemas de cultivo e a fertilidade do solo.

A redução e a desregulação das emissões de CO₂ e de outros gases com efeito de estufa (GEE) são importantes estratégias de mitigação do aquecimento global. Sendo assim, a necessidade de sequestrar carbono (C) em fontes neutras e renováveis de energia é maior do que em outras épocas.

A utilização da biomassa residual agroflorestal como eventual fonte de matéria-prima para a produção de bioenergia, deve ser avaliada de forma crítica e objetiva devido ao seu impacto positivo no sequestro do C no solo, a manutenção da qualidade do solo e outras funções do ecossistema.

As biomassas residuais de culturas, desempenham um papel fundamental na reposição de carbono orgânico do solo (COS) (ZHAO et al., 2013) e nas reservas de nitrogênio (NEIL, 2011), reduzindo a erosão do solo (LAFIEN e COLVIN, 1981), preservando a umidade do solo (GOVAERTS et al., 2007), e mantendo a produtividade do solo (MANN et al., 2002). A colheita dos resíduos poderia reduzir o COS e diminuir a fertilidade do solo. Os efeitos dependem da quantidade de resíduos gerados e colhidos e das condições ambientais (POWLSON et al., 2011).

Em alguns ambientes com gestão adequada, parte do resíduo pode ser colhido sem afetar negativamente COS e mitigar a emissão N₂O, que é um potente gás de efeito estufa e uma substância esgotante do ozônio (CHEN et al., 2013).

Apesar de inúmeras fontes, há demandas concorrentes sobre os recursos terrestres para a produção de biomassa, e para os usos alternativos da biomassa. Por exemplo, a terra pode ser usada para agricultura, silvicultura, pecuária, fins industriais e urbanos. Da mesma forma, a biomassa pode ser utilizada como forragem, fibras, matérias-primas industriais ou com uma função no solo (Figura 25). De fato, a biomassa é um recurso precioso e ilimitado, e tem usos multifacetados.

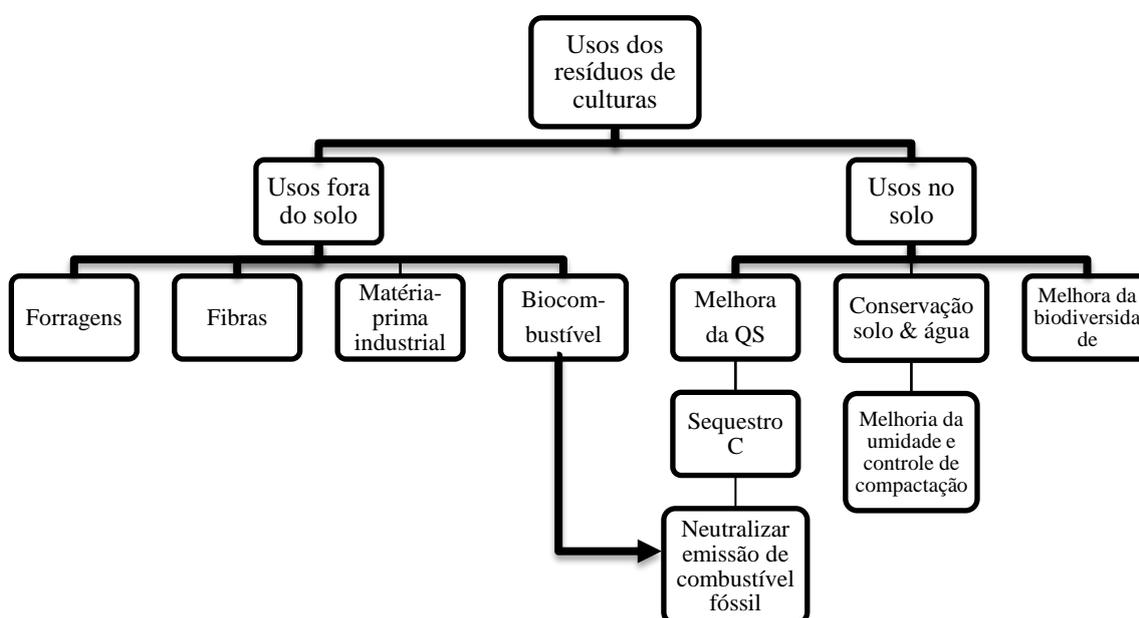


Figura 8 - Usos alternativos e concorrentes de resíduos de culturas.

Este trabalho analisou a geração de resíduos de cinco culturas no Distrito Federal, avaliou a produtividade do uso de resíduos de culturas para a bioenergia, avaliou as características do solo e neste capítulo, o impacto da deposição de biomassa residual das culturas no carbono orgânico do solo (C).

3.3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.3.1. Biomassa como fonte de energia

A biomassa residual da colheita é definida como as partes não-comestíveis das plantas, que são deixadas no campo após a operação de colheita. Alguns pesquisadores também incluem resíduos que são gerados a partir da agroindústria ou que são descartados

durante o processamento de culturas, na categoria genérica de resíduos de culturas (ERNEST e BUFFINGTON, 1981).

O interesse na contribuição da biomassa para o fornecimento de energia recebeu uma atenção considerável durante a década de 1970, devido a urgência em se alcançar a autossuficiência energética (LINDSTROM et al., 1986; LARSON et al., 1982). Teve o seu interesse renovado pela energia oriunda da biomassa nos meados da década de 1990, devido a busca pela mitigação da mudança climática global (BERNDES et al., 2003).

A estratégia de usar a biomassa como matéria-prima para a produção de biocombustíveis tem importantes implicações para realização desses objetivos. A biomassa tem potencial para se tornar uma grande fonte de energia devido ao seu impacto na compensação das emissões oriundas dos combustíveis fósseis.

Os resíduos de culturas têm um poder calorífico de aproximadamente de 12,55 GJ Mg⁻¹, cerca de 50% do poder calorífico do carvão, e 33% do óleo diesel (LARSON, 1979). O valor do calorífico de 1 Mg de resíduo vegetal é estimado em 18,6 GJ, ou de 3 barris (bbl) de petróleo, 0,45 tep ou 17,62 MBTU (LAL, 1995).

A produção de energia está entre numerosos e concorrentes usos alternativos dos resíduos das culturas (Figura 25). A biomassa residual é amplamente utilizada como combustível doméstico nos países em desenvolvimento. A porcentagem de consumo global de energia de biomassa varia amplamente, desde 47% na Ásia, 25% em África, 19% na América Latina, 5% na América do Norte, 3% na Europa e 1% na Oceania (LANSINK et al., 2002).

Goldenberg (2003) estimou que, da utilização total de energia de 3,9x10⁹ tep (tonelada equivalente de petróleo) pelos países em desenvolvimento, 22% vieram das biomassas. Em contraste, do uso total de energia de 6,7x10⁹ toe em países industrializados, apenas 4% sendo oriundo da biomassa. Além do elevado custo das fontes de energia convencionais, o protocolo de Quioto e as suas várias cláusulas (O mecanismo de desenvolvimento limpo, a implementação conjunta) proporcionam um interesse renovado na utilização de biocombustíveis para a combustão (JIANG, 2012).

A eficiência do combustível em termos da emissão C pode ser calculada como fator de emissão de CO₂ (Eq. 1) (COMISSÃO EUROPEIA, 1997).

$$EM = C * M_{CO_2} * \frac{10}{BT * MC} \quad (\text{Eq.1})$$

Onde:

BT = é o fator de emissão;

C = a % carbono no combustível;

M_{CO_2} = peso molecular do CO_2 (44 g mol^{-1});

B_T = menor valor de combustão para o combustível; e

M_C = peso molecular do C (12 g mol^{-1}).

O fator da emissão de CO_2 para os biocombustíveis é $0,57 \text{ kg } CO_2/10^9 \text{ J}$ para o gás natural e fertilizantes sintéticos, $74 \text{ kg } CO_2/10^9 \text{ J}$ para o óleo diesel e concentrados e $95 \text{ kg } CO_2/10^9 \text{ J}$ para o carvão, maquinaria e eletricidade.

Como são recursos renováveis, uma grande quantidade de biomassa residual é produzida anualmente, por uma vasta gama de produtos cultivados. Consequentemente, existe uma vasta gama de estimativas de resíduos de culturas produzidos (LIPINSKY et al., 1983; MILLER E EISENHAUER, 1983). Estimativas das gerações de resíduos pelas culturas, foram pesquisadas por Schomberg et al. (1994) (Tabela 16).

Tabela 15 - Estimativa dos resíduos de colheita produzidos nos EUA em 1994 (adaptado de Schomberg et al., 1994)

Cultura	Área colhida (ha)	Resíduos gerados (Mg)
I - Cereais		
Arroz	1,2	10,9
Aveia	2,2	4,7
Centeio	0,2	0,6
Cevada	3,1	9,5
Milho	23,6	187,8
Sorgo	4,1	23,5
Trigo	21,5	74,0
Total	55,9	311,0
II - Leguminosas		
Amendoim	0,7	2,5
Soja	23,2	98,4
Total	23,9	100,9
III - Oleaginosas		
Girassol	0,8	1,9
IV - Fibras		
Algodão	4,8	5,0
V - Açucaradas		
Beterraba	0,5	2,8
TOTAL	85,9	421,6

Lal (2005) estimou que 400106 Mg de resíduo vegetal foram produzidos anualmente durante o início da década de 1990 por 18 culturas composta de cereais, leguminosas e culturas energéticas cultivadas em 95 Mha de área. Usando uma relação de 1:1 de matéria seca de grãos de milho para resíduos, Sokhansanj et al. (2002) estimou que mais de 216.106

Mg de resíduo de milho são produzidos anualmente nos EUA. A produção de grãos de milho para 2011 nos EUA foi em 254106 Mg em 15% de teor de umidade (USDA/Nass, 2011).

A quantidade de biomassas residuais produzidas por diferentes culturas difere amplamente (Tabela 17). Resíduos culturais também variam amplamente em propriedades e taxas de decomposição. Em vez de medições diretas, as estimativas da produção de resíduos de culturas são efetuadas com base nos dados sobre a área e na produção de diferentes culturas, bem como na informação sobre a relação entre a palha e o grão.

Tabela 16 - A produção mundial de grãos, tubérculos e resíduos de culturas entre 1991 e 2001 (a partir da FAO, 1991, 2001)

Cultura	Área (Mha)		Produção (10 ⁶ Mg)		Resíduos gerados (10 ⁶ Mg)	
	1991	2001	1991	2001	1991	2001
Cereais						
Cevada	76	54	169	141	254	212
Milho	129	138	479	609	479	609
Milheto	37	37	29	29	44	44
Aveia	21	13	34	27	34	27
Arroz	148	152	520	593	780	890
Centeio	14	10	27	23	41	35
Sorgo	45	43	58	58	87	87
Trigo	224	214	551	583	826	875
Outros	10	10	18	23	18	23
Total	704	671	1885	2086	2563	2802
Leguminosas						
Fava	3	2	5	4	5	4
Feijão	26	23	18	17	18	17
Amendoim	20	26	23	35	23	35
Lentilha	3	4	2	3	2	3
Ervilha	9	6	16	11	16	11
Soja	55	76	103	177	103	177
Total	194	212	238	305	238	305
Culturas energéticas						
Colza	20	24	27	36	41	54
Linhaça	4	3	3	2	3	2
Semente	8	6	6	6	9	4
Algodão	38	16	60	16	90	24
Gergelim	7	8	2	3	4	6
Girassol	17	18	23	21	23	21
Total	87	70	116	79	162	108
Açucaradas						
Beterraba	9	6	303	234	76	59
Cana-de-açúcar	17	19	1054	1255	264	314
Total	26	25	1357	1489	340	373
Tubérculos						
Batata	177	193	266	308	67	77
Batata doce	9	9	124	135	31	34
Total	465	524	577	677	145	170
Total Geral	1476	1502	4173	4636	3448	3758

As razões principais para a variabilidade nas estimativas é que são usadas combinações diferentes das colheitas e diferentes relações entre grão palha⁻¹. Alguns pesquisadores argumentam que as culturas relevantes para a estimativa da geração de resíduos incluem apenas milho (*Zea mays*), pequenos grãos, sorgo (*Sorghum bicolor L.*), arroz (*Oryza sativa*) e cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*). Questiona-se que os resíduos de soja (*glycina Max*) e algodão (*Gossipium hirsutum*) não são analisáveis, porque: ou não o suficientemente gerado, não permanecem no campo, ou que se permanecem se decompõe rapidamente.

3.3.2. Resíduos de culturas em relação ao Latossolo e ao carbono orgânico

Atualmente, a maioria das biomassas residuais das culturas são deixadas no campo após a colheita, e são subutilizados para a produção de energia. No entanto, os resíduos das culturas têm um papel essencial para sustentar e melhorar as propriedades químicas, físicas e biológicas e os processos do solo, contribuindo para o funcionamento adequado do solo, do crescimento das plantas e de outros serviços ambientais (FRANZLUEBBERS, 2015; CARVALHO et al., 2016; STAVI et al., 2016). Por conseguinte, uma vez que a utilização de resíduos de culturas para a produção energética é uma estratégia promissora a nível global, as *trade-offs* e a sinergia ambiental associados à gestão dos resíduos de culturas não podem ser desprezados.

Nem todas as biomassas residuais geradas podem ser, ou devam ser utilizadas para a produção de bioenergia. A remoção indiscriminada de resíduos pode levar ao declínio da qualidade do solo, com impactos adversos duradouros sobre o ambiente (LAL, 2015). Deixar os resíduos das culturas no solo, melhora a sua qualidade através da redução dos riscos de erosão, armazenamento/reciclagem de nutrientes, estabilização da estrutura do solo, redução da densidade do solo, melhoria da retenção de água e propriedades de transmissão, fornecendo alimentos para processos microbianos, aumentando a capacidade de troca de cátions e aumentando a produtividade das culturas (LAL, 2016).

Mudanças no SUT e nos estoques de carbono do solo podem ocorrer naturalmente quando o ecossistema se desenvolve, amadurece ou é degradado, ou como resultado da utilização da terra, que servem às necessidades da sociedade, como a produção de alimentos, madeira, fornecimento de energia, o desenvolvimento urbano, a gestão de resíduos e o abastecimento de água (TZEFERIS et al., 2013).

Dependendo do sistema de uso da terra (SUT) e dos modelos de gestão, a agricultura pode ser uma fonte geradora ou uma armazenadora para o CO₂ atmosférico. Os solos desempenham importante papel no ciclo do carbono (DREWNIAK et al., 2015).

Com a iminente ameaça das alterações climáticas, há uma forte necessidade de uma avaliação crítica dos sistemas de uso da terra e das práticas de manejo adotadas, incluindo a geração e a gestão dos resíduos das culturas, em conjunto com os métodos de plantio adequado, nutrientes, gestão de pragas, conservação da água e irrigação suplementar (BRANCA et al., 2011).

Realizaram-se vários estudos para determinar a quantidade de biomassa residual de culturas necessários para controlar a erosão do solo. A exigência de resíduos para o controle de erosão depende da erodibilidade do solo, do escoamento superficial da precipitação, características do terreno, uso da terra, sistema de cultivo, métodos de plantio e outras práticas de manejo do solo/cultura (WANG et al., 2016).

Alguns estudos relataram que 20 – 40% do resíduo de milho produzido no cinturão de milho dos EUA pode ser removido para produção de biocombustíveis, se o controle de erosão do solo é o único objetivo de retenção de resíduos (NELSON, 2002; KIM e DALE, 2004). No entanto, melhorar e manter a qualidade do solo estão entre as principais razões para a retenção de resíduos na superfície do solo. Além disso, proporcionar uma cobertura adequada para atingir um nível satisfatório de controle da erosão não é suficiente para melhorar ou manter um nível desejável de MOS.

Remoção de resíduos de culturas, abaixo de um limite tolerável, mesmo que com um controle eficaz de erosão, pode levar a diminuição do teor de MOS (WILHELM et al., 2004). Além do C, o resíduo de colheita é também uma fonte de macro nutrientes (N, P, K) e micronutrientes (S, UC, B, Zn, MO) necessários para o crescimento das culturas e a humificação de resíduos (BURGESS et al., 2002). A diminuição do teor de MOS é exacerbada pela redução da agregação do solo e pelo declínio global da estrutura do solo (CARTER, 2002).

Resíduos de culturas são também uma fonte essencial de energia para todos os processos microbianos no solo (FRANZLUEBBERS, 2005), que são essenciais para a formação e estabilização de agregados e reciclagem de nutrientes.

Resíduos de culturas e MOS são componentes principais do ciclo global C e diretamente impacto sobre a concentração atmosférica de CO₂. Conversão de naturais para ecossistemas agrícolas, juntamente com a queima de biomassa do atendente e acompanhamento do cultivo do solo levando à erosão, provoca o esgotamento do estoque de

MOS. O aumento resultante da mineralização do solo leva à emissão de CO₂ para a atmosfera.

Além de atenuar o melhoramento atmosférico de CO₂ e reverter as tendências de degradação do solo, existem vários benefícios auxiliares importantes do sequestro de C com a MOS, incluindo redução na erosão e sedimentação, aumento da biodiversidade do solo, melhoria da produtividade da biomassa e sustentabilidade dos sistemas agrícolas (RUDDIMAN, 2003)

Dentro dos limites estipulados, que variam de acordo com o tipo de solo e as espécies culturais, existe uma relação direta entre o armazenamento da MOS e a produtividade agrícola (MANN et al., 2002; LAL, 2004). Tal relação positiva existe devido ao impacto benéfico da MOS na estrutura do solo e na estabilidade dos agregados (CARTER, 2002), retenção de umidade do solo (WILHELM et al., 2004) e processos microbianos (FRANZLUEBBERS, 2005).

A melhoria na capacidade de retenção de água disponível para a planta com aumento no índice de MOS, é um fator importante que afeta a produtividade da colheita (MAHMOOD-UL-HASSAN, et al., 2013) e sustentabilidade (LAL, 2004). Todos os outros fatores restantes, o teor de MOS está diretamente relacionado com a quantidade de resíduos de culturas deixados no solo (CAMPOS et al., 2013). Por conseguinte, a retirada dos resíduos das culturas pode conduzir a uma diminuição da qualidade do solo e na redução da produtividade agrícola.

Várias pesquisas relataram o declínio da produtividade com a remoção contínua de resíduos de culturas. Em Nebraska, EUA, Wilhelm et al. (2004) relataram que para cada mg de resíduo de milho removido, o rendimento de grãos da seguinte safra foi reduzido em 0,13 mg/ha/ano. Os efeitos das taxas variáveis de retorno dos resíduos sobre os rendimentos das culturas foram também relatados por Linden et al. (2000). A importância do efeito, no entanto, pode variar entre os métodos de plantio.

A remoção de resíduos provenientes de terras agrícolas cultiváveis pode alterar as tendências do solo e da degradação ambiental com impactos negativos na qualidade e na utilização sustentável dos recursos naturais (Fig. 26). Os impactos adversos da remoção de resíduos de culturas podem ser de curto e longo prazo, e direto e indireto. O impacto a longo prazo na associação do COS e na qualidade do solo não pode ser ignorado.

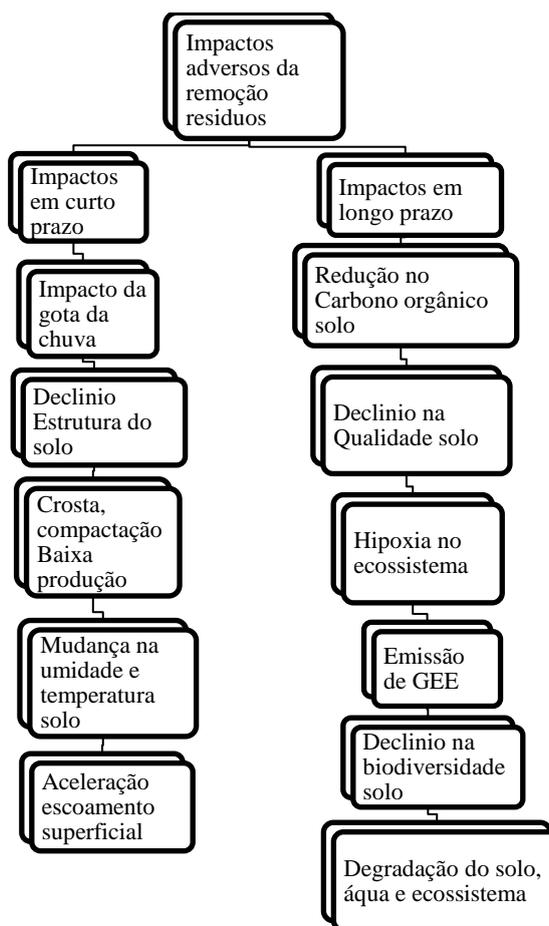


Figura 9 - Efeitos negativos a curto e a longo prazo da remoção de resíduos de culturas para biocombustíveis e outros fins.

A remoção do resíduo da colheita pode reduzir a deposição do COS (ALMARAS et al., 2004; WILTS et al., 2004) e fazer que o solo passe de um armazenador importante, passe a ser um dissipador de CO₂ atmosférico. O esgotamento do depósito de COS pode ser exacerbado pela erosão do solo. Mesmo se a remoção convencional de resíduos de 40% até a de 70% da semeadura direta pode reduzir a erosão do solo para o nível de tolerância (SHEEHAN et al., 2004).

Um nível mínimo de concentração COS (LOVELAND E WEBB, 2003) deve ser mantido para manter a produtividade das culturas e a capacidade de moderação ambiental. A magnitude e a severidade dos impactos adversos da remoção da biomassa residual das culturas para a produção de energia podem ser diminuídas até certo ponto através da utilização dos subprodutos da fermentação de milho como uma emenda do solo (JOHNSON et al., 2004).

3.4. MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi conduzido em cinco áreas na Reserva Ecológica e Experimental da Universidade de Brasília, Fazenda Água Limpa (FAL). Para mais detalhes, ver item 2.3.4 no Capítulo 2.

3.4.1. Carbono Orgânico

Os teores de C orgânico foram determinados (WALKLEY & BLACK, 1934) e, posteriormente, convertidos em C total, conforme Gatto (2005). O estoque de C no solo (ECS) foi calculado por SUT, e o número de observações foram de 10 por área amostral (Quadro 1). Foram quantificados os estoques de C orgânico dos perfis do solo, por camada, até 0,60 m de profundidade.

Tabela 17 - Carbono orgânico (CO) e densidade do solo (Ds) dos solos sob culturas de Cerrado, milho, eucalipto, capim e banana na Fazenda Água Limpa.

Biomassa		Cerrado		Milho		Eucalipto		Capim		Banana	
Am	Prof.	CO g kg ⁻¹	Ds g cm ⁻³								
1	0,2	25,34	1,07	21,44	23,98	23,98	1,12	28,75	1,38	27,22	1,28
2	0,2	26,53	0,94	23,40	24,69	24,69	1,09	29,23	1,35	29,24	1,34
3	0,2	25,72	1,00	22,62	26,13	26,13	1,14	29,13	1,44	28,89	1,39
4	0,2	25,73	1,11	22,99	25,92	25,92	1,11	29,18	1,29	29,25	1,09
5	0,2	26,13	1,07	22,23	23,94	23,94	1,09	29,61	1,28	27,63	1,25
6	0,2	25,32	1,07	22,62	22,85	22,85	1,08	29,60	1,29	28,03	1,15
7	0,2	26,13	1,07	21,83	24,71	24,71	1,12	29,20	1,39	28,83	1,15
8	0,2	25,32	1,07	22,21	25,45	25,45	1,13	28,75	1,36	29,25	1,56
9	0,2	24,93	1,00	22,61	26,40	26,40	1,12	29,15	1,36	29,30	1,46
10	0,2	25,33	1,12	22,99	25,14	25,14	1,12	29,16	1,46	29,24	1,40
1	0,4	20,24	1,14	14,82	1,78	21,40	1,20	23,16	1,34	17,93	1,70
2	0,4	19,88	1,07	15,61	1,68	20,97	1,21	24,83	1,38	17,54	1,61
3	0,4	21,79	1,18	15,60	1,67	20,13	1,19	22,67	1,37	18,33	1,78
4	0,4	22,19	1,00	14,91	1,49	20,74	1,20	24,42	1,35	17,93	1,52
5	0,4	20,65	1,07	15,25	1,57	21,28	1,20	23,08	1,47	18,72	1,69
6	0,4	20,27	1,00	15,24	1,48	21,84	1,22	22,94	1,46	18,75	1,61
7	0,4	19,89	1,12	14,46	1,38	19,82	1,20	23,52	1,49	17,93	1,60
8	0,4	20,27	1,14	14,46	1,61	20,68	1,21	23,95	1,33	17,14	1,47
9	0,4	21,81	1,12	15,62	1,29	20,17	1,20	24,09	1,37	17,17	1,32
10	0,4	19,88	1,14	14,83	1,41	20,92	1,19	23,94	1,26	17,53	1,48

Am	Prof.	CO g kg ⁻¹	Ds g cm ⁻³								
1	0,6	13,65	1,15	8,58	1,25	15,61	1,20	17,01	1,27	12,46	1,68
2	0,6	13,64	1,18	8,96	1,28	13,70	1,27	16,99	1,38	14,85	1,22
3	0,6	12,87	1,17	8,37	1,41	16,72	1,19	17,83	1,22	14,42	1,27
4	0,6	13,26	1,19	8,97	1,33	15,62	1,27	17,85	1,26	12,07	1,23
5	0,6	14,02	1,10	8,58	1,43	16,70	1,20	16,99	1,27	11,68	1,00
6	0,6	14,42	1,14	8,18	1,30	17,03	1,21	17,84	1,17	12,85	1,49
7	0,6	13,26	1,17	8,96	1,43	15,93	1,20	17,02	1,11	14,03	1,25
8	0,6	13,25	1,18	8,96	1,42	14,83	1,24	17,55	1,15	13,63	1,40
9	0,6	14,74	1,16	8,57	1,31	15,57	1,26	18,28	1,18	14,43	1,23
10	0,6	14,04	1,17	8,58	1,23	15,98	1,27	17,84	1,19	14,04	1,26

Carbono orgânico determinado pelo método Walkley & Black e convertido para CHNS/O; Ds: densidade do solo (EMBRAPA, 1997).

Com a determinação da Ds e do teor de C total do solo foi possível calcular o estoque de carbono do solo pelo método da camada (BAYER et al., 2000). O método da camada equivalente leva em consideração a espessura da camada e a densidade do solo enquanto o método da massa equivalente de solo utiliza, como referência, a massa de solo de um tratamento a qual é tomada como base para o cálculo do estoque nos demais tratamentos.

No cálculo do ECS adotou-se um sistema de interpolação dos horizontes dos solos em camadas, para facilitar a interpretação e comparação dos resultados. O ECS foi obtido pela soma dos estoques em cada camada de solo, com valores médios do teor de C orgânico e densidade do solo da respectiva camada em todos os perfis analisados (Tabela 18). O estoque de C orgânico de cada camada correspondeu ao produto do teor de C do solo (C, g kg⁻¹) pela densidade do solo (Ds, g cm⁻³) e pela profundidade da camada, utilizando-se a equação 2 (FERNANDES; FERNANDES, 2008; USUGA et al., 2010).

$$ECS = \frac{CO \times Ds \times e}{10} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

ECS = estoque de Carbono orgânico (t ha⁻¹);

CO = teor de CO na camada do solo amostrada (g kg⁻¹);

Ds = densidade do solo (g cm⁻³);

e = espessura da camada de solo considerada (cm).

A partir dos dados de densidade e teor de Carbono das amostras de solo foi possível obter o estoque de Carbono no solo em cada uma das profundidades analisadas, ou seja, 0,0

a 0,2 m, 0,2 a 0,4 m e 0,4 a 0,6 m. Os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F e os valores médios comparados entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), com auxílio do programa Assistat.

3.5. RESULTADOS & DISCUSSÃO

Tabela 18 - Estoque de Carbono no solo (ECS) no solo ($t\ ha^{-1}$) em SUT de Cerrado, Milho, Eucalyptus urophylla x grandis, capim e Bananicultura amostrados na Fazenda Água Limpa, DF.

Profundidade (m)	Cerrado ECS ($t\ ha^{-1}$)	Milho ECS ($t\ ha^{-1}$)	Eucalipto ECS ($t\ ha^{-1}$)	Capim ECS ($t\ ha^{-1}$)	Banana ECS ($t\ ha^{-1}$)
0,0 – 0,2	53,95a	31,08b	55,45a	79,34c	75,06cd
0,2 – 0,4	45,42a	46,33a	49,95a	65,36b	56,67c
0,4 – 0,6	31,83a	23,23b	38,75c	42,68d	35,04a
Até 0,6	131,20	100,64	144,15	187,38	166,67

Médias seguidas das mesmas letras não diferem entre si, na coluna, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)

Entre Cerrado e capim e bananicultura houve diferença nos valores médios (Tabela 19). Resultados que corroboram com relatos da literatura com o aumento do teor de COT com a retirada da vegetação nativa e o cultivo de pastagens (ARAÚJO et al., 2011; SCHEDLBAUER e KAVANAGH, 2008;). Em Rondônia, Moraes et al. (1996), em áreas desmatadas em que foi estabelecida pastagem, verificaram que após 20 anos, o teor do COT no pasto foi 17 a 20% maior que nos solos de sítios nativos.

Analisando os teores médios de COT em solos sob Cerrado (referência) com os de agricultura houve diminuição de 30,36%. GREGORICH et al. (1994), consideram que o armazenamento devido ao preparo do solo nas áreas cultivadas pode ter impacto negativo na quantidade total de carbono orgânico do solo. Com o revolvimento do solo há o aumento da aeração que, aliada às mudanças na entrada de carbono nas camadas superficiais, pode determinar diminuição de 30 a 35% nos teores do COT em relação a solos primitivos (KAHRU et al., 2011), valores que estão próximos aos obtidos no presente estudo. Estes resultados podem ser explicados com base em Anderson-Teixeira et al. (2009) verificaram que colheitas mais intensivas levam à redução de entradas ou ao aumento das perdas de carbono.

Nas camadas de solo abaixo de 20 cm (Tabela 19) houve diferença entre os usos do solo somente no capim e bananicultura, fato que também foi encontrado por Karhu et al. (2011). Tendência reforçada pela bibliografia, particularmente porque em áreas de pastagens

admite-se que a contribuição das raízes para o acúmulo de carbono em profundidades, seja maior do que nos cerrados e em áreas com ocupação agrícola (COSTA et al., 2009).

Na camada de 0 a 20 cm (Tabela 19) houve diferença entre estoques de C em solos sob pastagem e sob agricultura, tendo no solo sob pastagem o maior estoque e na agricultura o menor. Solos sob floresta apresentaram estoque intermediário, sem diferença estatística com os demais usos do solo. Esses resultados diferem dos obtidos por Desjardins et al. (2004), que estudando o efeito da conversão de florestas em pastagens sobre o estoque de carbono do solo na Amazônia, na profundidade de 0 a 0,20 m, não encontraram diferença, embora tenham observado que o conteúdo de carbono na camada superficial tende a ser maior e aumenta após a conversão para pastagem. Também difere dos resultados obtidos por Leite et al. (2003), que relataram maiores estoques de C em solos de floresta atlântica do que em áreas de milho cultivado com adubação orgânica e milho cultivado com adubação mineral, na profundidade de 0 a 0,20 m.

Nas áreas de Cerrado e Eucaliptocultura houveram diminuição do COT com o aumento da profundidade até 0,20-0,40 e 0,40-0,60 de 17,50 e 19,50% respectivamente (Tabela 4). Da camada de 0-20 para a camada de 0,20-0,40, a diminuição foi de 18,78 e de 11,02% respectivamente, de 0,40-0,60 cm de 17,02% e 19,50% respectivamente. O mesmo comportamento foi observado na área de pastagem, com diminuição até 0,20-0,40 cm, mas a variação entre 0-20 e 0,20-0,40 m, foi de 21,68% e, entre 0-40 e 0,60 m, de 53,35%. Na área de agricultura a diferença entre profundidades ocorreu da camada de 0,2-0,40 com o acréscimo de 45,69%, e para as camadas abaixo de 0,40 m a redução de 99,40%. Na área de agricultura, a maior ou menor variação dos teores de COT entre as camadas 0,20 e 0,40-0,60 m é dependente do manejo do solo, sobretudo se há ou não revolvimento e redistribuição do C acumulado em superfície nos primeiros 20 cm, conforme apresentado por Cookson, Murphy e Roper (2008). Nesta pesquisa foi obtida diferença entre as duas camadas superiores (Tabela 19), resultado que pode indicar que, no manejo, pelo menos em parte das áreas, o revolvimento do solo está associado ao sistema convencional de preparo do solo.

Nas áreas silvícolas houve diminuição do COT com o aumento da profundidade até 0,4-0,60 m. Da camada de 0-0,2 para a camada de 0,2-0,4 m a diminuição foi de 8,53 t ha⁻¹ (18,70%) para o Cerrado e, de 5,50 t ha⁻¹ (11,01%) para a eucaliptocultura. Já entre as camadas de 0,2-0,4 m para 0,4-0,6 m, de 13,59 t ha⁻¹ (32,69%) e 11,70 t ha⁻¹ (28,90%) respectivamente. O mesmo comportamento foi observado nas áreas de pastagem, com diminuição até 20-40 cm, mas a variação entre 0-10 e 10-20 foi de 4,90 g dm⁻³ (22,68%) e, entre 10-20 e 20-40 cm, de 3,40 g dm⁻³ (20,35%).

Nos cinco tratamentos estudados, os maiores teores de C (Quadro), assim como o estoque de carbono no solo (ECS) (Tabela), foram detectados na camada de 0 – 0,20 m, decrescendo em profundidade, para todas as classes de solos, exceto a cultura do milho, o fato podendo ser atribuído a produção ser destinada a ensilagem.

Os resultados obtidos podem ser atribuídos devido aos Latossolos possuírem um maior teor de argila, favorecendo a formação de agregados estáveis, os quais dificultariam tanto a decomposição quanto a mineralização das frações orgânicas do solo (GATTO et al., 2010). Outro possível motivo para os maiores teores de C orgânico na camada superficial dos solos é a contribuição do material orgânico, proveniente da queda de folhas, galhos e da casca das árvores, formando a manta orgânica e a maior densidade de raízes finas, fato este, comum em culturas de eucalipto em Latossolos com baixo nível de fertilidade natural (PULROLNIK et al., 2009). Essa biomassa, acrescida aos resíduos da colheita, em condições favoráveis de desenvolvimento, pode representar 26 % do total de matéria seca produzida em plantações silvícolas, conforme verificou Leite (2001).

Em relação aos SUT e o estoque médio de C orgânico no solo (0,0–0,6 m), constatou-se, em ordem decrescente, a seguinte situação: Capim Tanzânia, com 187,38 t ha⁻¹; Bananicultura, com 166,67 t ha⁻¹; Eucaliptocultura, com 144,15 t ha⁻¹; Cerrado stricto sensu, com 131,20 t ha⁻¹; e a cultura do milho, com 100,64 t ha⁻¹ de C orgânico (Tabela 19). O maior tempo de implantação da pastagem (25 anos) tem efeito com a deposição de resíduos culturais associado ao florescimento (período seco) de todos os anos, mas a ausência de revolvimento pode ter justificado uma parte deste resultado.

Considera-se que a similaridade no estoque de C entre as áreas de cerrado natural e a eucaliptocultura nas camadas superficiais do solo decorre do maior aporte de resíduos vegetais depositados na superfície do solo (GAZOLLA et al., 2013). Corroborando esses resultados, GUARESCHI et al. (2012) também constataram, ao avaliar uma cronosequência. Menores valores de COT em Latossolo vermelho no Cerrado do Planalto Central brasileiro em relação às demais culturas, nas camadas 0,0 – 0,60 m, podem ser atribuídos à baixa produção de biomassa das florestas de cerrado (AZEVEDO et al., 2007).

Schiavo et al. (2011) verificaram maiores teores de COT em Latossolo Vermelho sob vegetação de Cerrado nas camadas de 0-5; 5-10 e 10-30 cm em comparação aos manejos de plantio direto com integração lavoura-pecuária sob os usos de milho, braquiária e capim Tanzânia. Opinião não corroborada por esta pesquisa, onde o sistema de uso da terra com o cerrado, obteve valores medianos.

Ressalta-se que em sistemas menos perturbados pelo preparo do solo, como a bananicultura, após a decomposição das biomassas residuais vegetais, os estoques de carbono orgânico total (COT) podem aumentar na camada superficial. Outro fator seria que, após a colheita, a safra produz quatro tipos de resíduos agrícolas, ou seja, ráquis pseudocaule, folhas e frutos descartados. Dados apontam que cada tonelada de banana colhida gera uma quantidade significativa de biomassa residual, composta por 3 toneladas de pseudocaule, 160 kg de ráquis, 480 kg de folhas e 440 kg de cascas, em base umida (bu) (FERNANDES et al., 2013).

A incorporação dos restos vegetais da cultura do milho deixadas sob o solo possibilita a distribuição de MO por toda a camada arável permitindo que os teores de CO em profundidade maior possam ser semelhantes ou até maiores que na superficial, em sistemas convencionais (FERREIRA et al., 2007).

Esta pesquisa se opõe à afirmação de Hickmann e Costa (2012), os quais observaram decréscimo no ECS total em profundidade em quatro tipos de manejo (convencional com preparos por grade de disco, arado de disco arado de disco mais grade pesada, somente grade pesada e o plantio direto), por 23 anos de cultivo em Argissolo Vermelho-Amarelo; além disto, os autores afirmaram que o menor estoque foi observado na camada entre 0,20 – 0,40 m do solo.

Os maiores ECS encontrados em Latossolos pode estar relacionado às características desse solo. Em geral, eles são profundos e bem drenados, praticamente sem impedimentos ao crescimento do sistema radicular das culturas, o que influenciaria positivamente a distribuição e a manutenção de C orgânico nesses solos. Os Latossolos apresentam, em média, maior teor de argila que as demais classes, com valores médios acima de 60 % e alto grau de flocculação de argila, características que conferem maior proteção física ao C orgânico, devido à formação de complexos argilo-orgânicos, com menor propensão à decomposição.

Pesquisas de Roscoe et al. (2001), demonstram com clareza que o aumento no conteúdo de C orgânico num Latossolo Vermelho Escuro esteve associado com o aumento no conteúdo da fração argila do C orgânico do solo, descrito por um modelo quadrático. Os colóides minerais mais importantes nesse processo são os sesquióxidos de Fe e caulinita (BALESDENT et al., 1988; BAYER et al., 2000).

Além da argila, os sesquióxidos de Fe e Al também influenciam a estabilização da MOS em solos de clima tropical, como os Latossolos, realizando proteção física aos compostos orgânicos (KÖGEL-KNABNER et al., 2008).

O estoque de C orgânico no Latossolo resulta, principalmente, da taxa de decomposição dos resíduos das colheitas que permanecem sobre a superfície do solo, da manta orgânica e das raízes, que, devido à maior concentração de substâncias recalcitrantes, dão origem a formas mais estáveis de C orgânico no solo (SCHUMACHER & WITSCHORECK, 2004). Assim, os cultivos de espécies florestais apresentam maior quantidade de raízes, o que possibilita a alocação de grande quantidade de C orgânico no solo, o qual permaneceria estocado por período relativamente longo no latossolo, em comparação com o C orgânico estocado na biomassa.

3.6. CONCLUSÕES

As maiores taxas de acúmulo e os maiores estoques de carbono no solo ocorrem nos sistemas de uso com pastagem permanente, enquanto os menores valores ocorrem nos sistemas com lavouras anual e os valores intermediários nos sistemas com vegetação nativa.

As consequências económicas e ambientais das utilizações concorrentes dos resíduos das culturas devem ser avaliadas objetivamente com uma abordagem holística e uma perspectiva a longo prazo.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, I. R.; OLIVEIRA, E. K. Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica de carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. **Acta amazônica**, v. 4, p. 103-114, 2011.
- AZEVEDO, D. M. P.; LEITE, L. F. C.; TEIXEIRA NETO, M. L.; DANTAS, J. S. Atributos físicos e químicos de um Latossolo Amarelo e distribuição do sistema radicular da soja sob diferentes sistemas de preparo no cerrado maranhense. **Revista Ciência Agronômica**, v.38, p.32-40, 2007.
- BALESDENT, J.; WAGNER, G. H.; MARIOTTI, A. Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by carbon-13 natural abundance. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 118-124, 1988.
- BAYER, C.; MIELNICZUCK, J. Nitrogênio total de um solo submetido a diferentes métodos de preparo e sistemas de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, p. 235-239, 1997.
- BERNDES, G.; HOOGWIJK, M.; VAN DEN BROEK, R. The contribution of biomass in the future of global energy supply: a review of 17 studies. **Biomass Bioenergy**. v. 25, p. 1–28, 2003.
- BRANCA, G. et al. Climate-smart agriculture: a synthesis of empirical evidence of food security and mitigation benefits from improved cropland management. **Mitigation of climate change in agriculture series**, v. 3, p. 1-42, 2011.
- BRASIL. **Ações para mitigação de emissões até 2020**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/182/_arquivos/cenarioemissoes_182.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2017.
- BURGESS, M. S.; MEHUYS, G. R.; MADRAMOOTOO, C. A. Decomposition of grain-corn residues (*Zea mays*): a litter bag study under three tillage systems. **Can J Soil Sci** v. 82, p.127–38, 2002.
- CAMPOS, L. P. et al. Stocks and fractions of organic carbon in an Oxisol under different management systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 3, p. 304-312, 2013.
- CARTER, M. R. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. **Agron Journal**, v. 94, p. 38–47, 2002.
- CARVALHO, J. L. N.; OTTO, R.; FRANCO, H. C. J.; TRIVELIN, P. C. O. Input of sugarcane post-harvest residues into the soil. **Scientia agrícola**, v. 70, p. 336-344, 2013.
- CASTRO, E. A. Biomass, nutrient pools and response to fire in the Brazilian Cerrado. (MS Thesis) – **Oregon State University, Corvallis**, p. 118, 1996.

COOKSON, W., MURPHY, D.V. e ROPER, M. Characterizing the relationship between soil organic matter components and microbial function and composition along a tillage disturbance gradient. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 40, n. 3, p. 763-777, 2008.

COSTA, F.S.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.323-332, 2008.

DREWNIAK, B. A. et al. Modeling the impact of agricultural land use and management on US carbon budgets. **Biogeosciences**, v. 12, n. 7, p. 2119-2129, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, 1997. 212p. (Embrapa-CNPS. Documentos, 1)

ERNEST, R. K., & BUFFINGTON, L. E. (1981). **Crop residue**. In T. A. McClure, E. S. Lipinsky (Eds.), Handbook of bolar research materials. Boca Raton, FL: CRC Press.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). Production yearbook. Rome, Italy7 FAO; 2001.

FERNANDES, F. A. & FERNANDES, A. H. B. M. Cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo. **Embrapa - Comunicado técnico 69**. Corumbá, 2008.

FERREIRA, E. A. B.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C.; RAMOS, M. L. G. Dinâmica do carbono da biomassa microbiana em cinco épocas do ano em diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1625-1635, 2007.

FRANCO, H.C.J.; PIMENTA, M.T.B.; CARVALHO, J.L.N.; MAGALHÃES, P.S.G.; ROSSELL, C.E.V.; BRAUNBECK, O.A.; VITTI, A.C.; KOLLN, O.T.; NETO, J.R. Assessment of sugarcane trash for agronomic and energy purposes in Brazil. **Scientia Agrícola**, v. 70, p. 305-312, 2013.

FRANZLUEBBERS, A. J. Farming strategies to fuel bioenergy demands and facilitate essential soil services. **Geoderma** 259260: 251-258, 2015

FRANZLUEBBERS, A. J. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. **Soil Tillage Res.** v. 66, p. 197–205, 2005.

GATTO, A. et al. Carbon storage in the soil and in the biomass of eucalypt plantations. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1069-1079, 2010.

GAZOLLA, P. R.; GUARESCHI, R. F.; PERIN, A. Estoque de carbono e atributos físicos de um Latossolo Vermelho em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.8, p.229-235, 2013.

GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado goiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.909-920, 2012.

GOLDENBERG, J. **Energy and sustainable development**. In: Speth JG, editor. *Worlds apart: globalization and the environment*. Washington7 Island Press; 2003. p. 53–65.

GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; ANGERS, D.A.; MONREAL, C.M.; ELLERT, B.H. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v.74, p.367-385, 1994.

HICKMANN, C.; COSTA, L. M. Estoque de carbono no solo e agregados em Argissolo sob diferentes manejos de longa duração. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p.1055-1061, 2012.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE [IPCC]. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis; Summary for Policymakers*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.

INTERNATIONAL RENEWABLE ENERGY AGENCY [IRENA]. 2016. *Roadmap for a renewable energy future*. Available at: http://www.irena.org/DocumentDownloads/Publications/IRENA_REmap_2016_edition_report.pdf [accessado: agosto 28, 2017].

JIANG, X. **Legal issues for implementing the clean development mechanism in China**. Springer Science & Business Media, 2012.

KIM, S.; DALE, B. E. Global potential bioethanol production from wasted crops and crop residues. **Biomass Bioenergy**, v. 75, p. 26:361, 2004.

KARLEN, D.L.; JOHNSON, J.M.F. Crop residue considerations for sustainable bioenergy feedstock supplies. **Bioenergy Research**, v. 7, p. 465-467, 2014.

KARHU, K.; WALL, A.; VANHALA, P.; LISKI, J.; ESALA, M.; REGINA, K. Effects of afforestation and deforestation on boreal soil carbon stocks - Comparison of measured C stocks with Yasso07 model results. **Geoderma**, v.164, p.33-45, 2011.

KÖGEL-KNABNER, I.; GUGGENBERGER, G.; KLEBER, M.; KANDELER, E.; KALBITZ, K.; SCHEU, S.; EUSTERHUES, K. & LEINWEBER, P. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. **J. Plant Nutr. Soil Sci.**, n. 171, p. 61-82, 2008.

LAFFEN, J.; COLVIN, T. Effect of crop residue on soil loss from continuous row cropping. **Transactions of the ASAE**, v. 24, p. 605–609, 1981.

LAL, R. Soil health and carbon management. **Food and Energy Security**, v. 5, n. 4, p. 212-222, 2016.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.

LAL, R. The role of residue management in sustainable agricultural systems. **J Sustain Agric**, v. 5, p. 51-78, 1995.

LARSON, W. E.; SWAN, J.B.; PIERCE, F. J. Agronomic implications of using crop residues for energy. In: Lockertz W, editor. Agriculture as a producer and consumer of energy. **AAAS Selected Symposium**, v. 78, p. 91-122, 1982.

LARSON, W. E. Crop residue: energy production on erosion control. **J Soil Water Conserv.**v. 34, p.74-6, 1979.

LANSINK, A.U.; VAN IERLAND, E. C.; BEST, G. **Sustainable energy in agriculture: issues and scope**. In: Van Ierland EC, Lansink AO, editors. Economics of sustainable energy in agriculture. Dordrecht7 Kluwer Academic Publishers; p. 1-7, 2002.

LEITE, F. P. Relações nutricionais e alterações de características químicas de solos da região do Vale do Rio Doce pelo cultivo do eucalipto. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2001. 72p. (Tese de Doutorado).

LINDEN, D. R.; CLAPP, C. E, DOWDY, R. H. Long-term corn grain and stover yields as a function of tillage and residue removal in east central Minnesota. **Soil Tillage Resouce**, v. 56, p.167-74, 2000.

LINDSTROM, M. J. Effects of residue harvesting on water runoff, soil erosion and nutrient loss. **Agric Ecosyst Environ**, v.16, p. 103-12, 1986.

LIPINSKY, E. S.; JENKINS, D. M.; YOUNG, B. A.; SHEPARD, W. J. **Review of the potential for biomass resources and conversion technologies**. Battelle Laboratories Report of Contract 5083-511-0768 from Gas Research Institute. Columbus, OH, 1983.

MAHMOOD-UL-HASSAN, M.; RAFIQUE, E.; RASHID, A. Physical and hydraulic properties of aridisols as affected by nutrient and crop-residue management in a cotton-wheat system. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 35, n. 1, p. 127-137, 2013.

MANN, L.; TOLBERT, V. CUSHMAN, J. Potential environmental effects of corn (*Zea mays* L.) stover removal with emphasis on soil organic matter and erosion. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 89, p. 149-166, 2002.

MATUS, F.J.; MAIRE G. C.R. Relación entre la materia orgánica del suelo, textura del suelo y tasas de mineralización de carbono y nitrógeno. **Agricultura Técnica**, n. 26, p. 112-126, 2000.

MILLER, D. L.; EISENHAUER, R. A. Agricultural by-products and residues. **Handbook of Agriculture**. Section G. Boca Raton, FL7 CRC Press; 1983.

MORAES, J. F. L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C., BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v.70, p. 63-81, 1996.

NEILL, C. Impacts of crop residue management on soil organic matter stocks: a modelling study. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 2751–2760, 2011.

NELSON, R. G. Resource assessment and removal analysis for corn stover and wheat straw in the Eastern and Midwestern United States—rainfall and wind-induced soil erosion methodology. **Biomass Bioenergy**, v. 63, p. 22:349, 2002.

PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F. & BRANDANI, C.B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 33, p 1125-1136, 2009.

POWLSON, D. S.; GLENDINING, M. J.; COLEMAN, K.; WHITMORE, A. P. Implications for soil properties of removing cereal straw: results from long-term studies. **Agronomy Journal**, v. 103, p. 279–287, 2011.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J.; VASCONCELLOS, C. A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 104, p. 185-202, 2001.

RUDDIMAN, W. F. The anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago. **Climate Change**, v. 61, p. 261–83, 2003.

SCHEDLBAUER, J. L.; KAVANAGH, K. L. Soil carbon dynamics in a chronosequence of secondary forests in northeastern Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p.1326-1335, 2008.

SCHOMBERG, H. H.; FORD, P.B.; HARGROVE, W. L. Influence of crop residues on nutrient cycling and soil chemical properties. In: Unger PW, editor. **Managing agricultural residues**. Boca Raton, FL7 Lewis; p. 99–121, 1994.

SCHIAVO, J. A.; ROSSET, J. S.; PEREIRA, M. G.; SALTON, J. C. Índice de manejo de carbono e atributos químicos de Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1332-1338, 2011.

STAVI, I.; BEL, G.; ZAADY, E. Soil functions and ecosystem services in conventional, conservation, and integrated agricultural systems: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 36, p. 1-12, 2016.

TZEFERIS, P. G.; KAVALOPOULOS, C.; KOMNITSAS, K. Production data and Sustainable Development Indicators (SDIs) for the Greek mining/metallurgical industry in the period 2007-2011. In: **Proceedings of the 6th International Conference on Sustainable Development in the Minerals Industry, Milos Island, Greece**. 2013. p. 269-276.

USDA/NASS. Crop production 2011 summary. Cr Pr 2-1 (02). U.S. Department of Agriculture, National Agricultural Statistics Service, Washington, D.C., 2011.

USUGA, J. C. et al. Estimation of biomass and carbon stocks in plants, soil and forest floor in different tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1906 - 1913, 2010.

ZHAO, G.; BRYAN, B. A.; KING, D.; LUO, Z.; WANG, E.; SONG, X.; YU, Q. Impact of agricultural management practices on soil organic carbon: simulation of Australian wheat systems. **Global change biology**, v. 19, p. 1585–1597, 2013.

WALKLEY, A. & BLACK, I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, n. 37p. 29-38, 1934.

WANG, G. et al. Determination of the factors governing soil erodibility using hyperspectral visible and near-infrared reflectance spectroscopy. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 53, p. 48-63, 2016.

WILHELM, W. W.; JOHNSON, J. M. F.; HATFIELD, J. L.; VOORHEES, W. B.; LINDEN, D. R. Crop and soil productivity response to corn residue removal: a literature review. **Agron Journal**, v. 96, p.1–17, 2004.