

FÁBIO DOS SANTOS SANTIAGO

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS DE CULTIVO
IRRIGADO AGROECOLÓGICO E CONVENCIONAL NO SEMIÁRIDO DO RIO
GRANDE DO NORTE

RECIFE – PE

2015

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

FÁBIO DOS SANTOS SANTIAGO

Tese apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola para obtenção do título de DOUTOR. Área de concentração: Manejo Integrado de Água e Solo.

Orientadora: Prof^ª. PhD. Suzana Maria Gico Lima
Montenegro

Coorientador: Prof^º. PhD. Abelardo Antônio de
Assunção Montenegro

RECIFE – PE

2015

Ficha catalográfica

S235a Santiago, Fábio dos Santos

Avaliação da qualidade do solo em sistemas de cultivo irrigado agroecológico e convencional no semiárido do Rio Grande do Norte / Fábio dos Santos Santiago. – Recife, 2015.

175 f. : il.

Orientador(a): Suzana Maria Gico Lima Montenegro.
Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) –
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento
de Engenharia Agrícola, Recife, 2015.

Referências.

1. Indicadores físicos e químicos 2. Solo - Qualidade
3. Agroecologia 4. Agricultura familiar 5. Semiárido
6. Macrofauna. I. Montenegro, Suzana Maria Gico Lima,
orientadora II. Título

CDD 631.4

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS DE CULTIVO
IRRIGADO AGROECOLÓGICO E CONVENCIONAL NO SEMIÁRIDO DO RIO
GRANDE DO NORTE

FÁBIO DOS SANTOS SANTIAGO

Tese defendida e aprovada em 25 de fevereiro de 2015 pela banca examinadora.

Orientadora:

Prof^a. PhD. Suzana Maria Gico Lima Montenegro
Pós-Graduação em Engenharia Agrícola – UFRPE e Departamento de Recursos
Hídricos – UFPE

Avaliadores/a:

Prof. PhD. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro
Departamento de Engenharia Agrícola – UFRPE

Dr. José Nildo Tabosa, Pesquisador
Instituto Agrônômico de Pernambuco – IPA

Prof^a. PhD. Elvira Maria Regis Pedrosa
Departamento de Engenharia Agrícola – UFRPE

Dr. Antônio Raimundo de Souza
Instituto Agrônômico de Pernambuco – IPA

“Na vida tudo flui.”

Heráclito de Éfeso
(540 a.C – 475 a.C)

“O hoje é o momento mais importante da vida. Viva o hoje, pois o amanhã é a coisa mais incerta da vida. Viver intensamente o hoje é importante para que se o amanhã existir, seja a causa da felicidade de ter vivido o ontem.”

Fábio dos Santos Santiago

“A filosofia antiga que predominava era aquela de molhar o Nordeste. Modificar o ambiente para o homem se adaptar a ele. A história, a vida, os trabalhos e os estudos mostraram que é preciso preparar o homem para ele bem se adaptar àquela região como ela é e fazer ali uma civilização com as cores do ambiente.”

José Guimarães Duque

*“Minha vida é andar por esse país
Pra ver se um dia descanso feliz
Guardando recordações das terras onde passei
Andando pelos sertões e os amigos que lá deixei”*

Luiz Gonzaga do Nascimento

OFEREÇO

Aos meus pais, **Vazuca de Canãa Araújo Santiago e Maria do Socorro dos Santos Santiago**, com todo carinho e dedicação pela energia, incentivo e educação que permite chegar até aqui: olhar para frente como um homem de personalidade forte e dedicado às causas ambientais e sociais em prol da agricultura familiar no Semiárido do Nordeste do Brasil.

DEDICO

À minha filha querida, **Isadora Patrícia Coelho Santiago**.

Às minhas irmãs, **Jaqueline Santiago e Carla Patrícia Santiago**.

Às minhas sobrinhas e sobrinho, **Ana Luiza Santiago, Gabriela Santiago, Giovana Santiago e Guilherme Santiago**.

Ao Dr. **Napoleão Beltrão**, eterno coorientador, que nos deixou precocemente e com uma eterna lacuna no campo do conhecimento científico.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, **Vazuca de Canãa Araújo Santiago e Maria do Socorro dos Santos Santiago**, pela minha existência e educação familiar e formal. Sempre colocaram para mim que o sucesso da vida vem com muita dedicação. Muito obrigado por tudo!

Ao Projeto Dom Helder Câmara/Ministério do Desenvolvimento Agrário/Fundo Internacional para Desenvolvimento da Agricultura (PDHC/MDA/FIDA), em nome do **Dr. Espedito Rufino**, pela oportunidade de desempenhar esse trabalho em área de atuação deste Projeto, pelo apoio institucional e financeiro à pesquisa de doutorado, os créditos que depositou no meu potencial e em muitas vezes atuando como verdadeiro conselheiro de vida.

Ao amigo e companheiro de trabalho do PDHC/MDA/FIDA, **Felipe Jafim**, um homem de caráter humanitário elevadíssimo, pela oportunidade de ter realizado vários trabalhos em prol da agricultura familiar no Semiárido. Agradeço sempre a Deus pelo conhecimento compartilhado com você. Obrigado Felipão!

Ao companheiro e amigo de trabalho do PDHC/MDA/FIDA, **Ricardo Blackburn**, pela sua dedicação em sempre me ajudar no doutorado e na vida. Valeu Black!

As engenheiras agrícolas **Maria Rafaela, Mariana Nanes, Raíssa Rattes e Isabella Dias** - PDHC/MDA/FIDA – pelo auxílio, presteza e tempo incansável no dia a dia que levou a conclusão do doutorado. Muito obrigado meninas! Vocês têm muito potencial e sigam em frente!

À minha orientadora, **Profa. PhD. Suzana Montenegro**, que em momentos mais difíceis do trabalho, sempre foi positiva em acreditar na minha força e em dizer que o tema do doutorado tem elevada importância para o Semiárido. Ademais, pelas orientações fundamentais e compreensão na conclusão desta obra. Enorme gratidão!

Ao **Prof. PhD. Abelardo Montenegro**, coorientador, que apostou na minha entrada no doutorado e no diálogo dos conhecimentos largos no campo da engenharia agrícola.

À **Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola** pela oportunidade de realizar o doutorado.

Aos **Prof. Dr. Ênio Faria e Prof. Dr. Mário Rolim** em acreditar na minha dedicação na conclusão do doutorado.

Ao Pesquisador **Dr. José Nildo Tabosa**, pela participação e contribuição na qualificação que fez engrandecer a conclusão do doutorado.

Ao **Dr. Napoleão Beltrão**, meu coorientador, parceiro, que nos deixou em 2012 para o 'campo da eternidade', que durante mais de quatro anos de convívio deixou a lição: o estudo e aplicação do conhecimento para sociedade geram aprendizagem e desenvolvimento. Obrigado eterno Doutor! Que Deus te proteja na vida eterna!

À **Profa. PhD. Elvira Pedrosa**, pelas orientações das ferramentas de estatística essenciais para tonar essa obra com maior clareza.

Ao companheiro, **Manuel Monteiro**, Secretário do Programa de Pós- Graduação em Engenharia Agrícola/UFRPE, pela tranquilidade e carinho nas relações institucionais e administrativas do doutorado.

À minha amiga de doutorado, **Thais Fernanda**, pelo conhecimento que tivemos compartilhado no campo da estatística.

Ao meu amigo do doutorado, **Antônio Novais**, pela vida acadêmica que vivemos ao longo do doutorado e no incentivo para finalização do doutorado.

Aos meus amigos e amigas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, **Marcão, Luizinho, Miguel (Gumbel), Hammady, Gian, Andréa, Rochele, Francimar, Raquele, Taty Katy, Taty Paty, Janice, Juci, Cleene, Diogo, Betinho, Júnior, Eduardo, Breno e Daniel**, pelo convívio, amizade e troca de conhecimentos durante o doutorado. Levarei esse aprendizado para sempre. Meu muito obrigado em ter conhecido vocês!

Deixo aqui a minha mais profunda gratidão a todos/as aqueles/as que de alguma forma contribuíram para a finalização dessa obra. Muito obrigado!

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	23
2. HIPÓTESE	27
3. OBJETIVO GERAL	28
3.1. Objetivos específicos	28
4. CONCEITUAÇÃO	28
4.1. Testes não paramétricos (FERREIRA, 2009).....	28
4.2. Índices da macrofauna do solo (MARTINI & PRADO, 2010)	30
5. REVISÃO DE LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	30
5.1. Caracterização do Semiárido brasileiro.....	30
5.2. Princípios da agroecologia	40
5.3. O solo e a importância da matéria orgânica	42
5.4. O processo de degradação do solo em sistemas agrícolas	47
5.5. A sustentabilidade ambiental dos sistemas produtivos.....	51
5.6. Qualidade do solo em sistemas produtivos sustentáveis	61
5.7. Indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade do solo.....	63
5.8. Índices de qualidade do solo.....	73
5.9. Correlação de Pearson	80
5.10. Análise de Componentes Principais	80
6. MATERIAL E MÉTODOS.....	81
6.1. Área de estudo.....	81
6.2. Clima na área do experimento.....	83
6.3. Amostragem de solo	83
6.4. Histórico de uso e manejo das áreas.....	85
6.5. Análise de consistência dos dados	88
6.6. Análise dos dados	88
6.6.1. Análise dos indicadores físicos e químicos entre os sistemas de cultivo.....	88
6.7. Análise da macrofauna do solo entre os sistemas de cultivo.....	90
6.8. Análise dos índices de qualidade do solo	91
6.8.1. Índice de Qualidade do Solo (IQS)	93
6.8.2. Índice de Qualidade Integrada do Solo (IQI)	97
6.8.3. Índice de Qualidade do Solo através da deterioração do solo (IQSd).....	99
6.9. Análises físicas, químicas e biológicas.....	100

6.10. Sustentabilidade de sistemas de cultivo agroecológico e convencional nas condições do Semiárido nordestino	102
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO	103
7.1. Classe textural dos solos.....	103
7.2. Indicadores físicos	104
7.3. Indicadores químicos	121
7.4. Análise de componentes principais nos sistemas de cultivo	130
7.5. Índices de qualidade do solo.....	136
7.5.1. Índice de qualidade do solo (IQS).....	136
7.5.2. Índice de qualidade Integrada (IQI)	139
7.5.3. Índice de qualidade pela deterioração do solo (IQSd)	142
7.6. Indicadores biológicos.....	144
7.7. Avaliação da sustentabilidade de sistemas de cultivo agroecológico e convencional no semiárido nordestino.....	147
8. CONCLUSÕES.....	149
9. REFERÊNCIAS	150
ANEXOS	171
ANEXO 1. Análise de indicadores químicos, salinidade e físicos na área A (0-20 cm)...	172
ANEXO 2. Análise de indicadores químicos, salinidade e físicos na área C (0-20 cm) .	173
ANEXO 3. A Análise de indicadores químicos, salinidade e físicos na área A (20-40 cm).	174
ANEXO 4. Análise de indicadores químicos, salinidade e físicos na área C (20-40 cm).	175

Lista de Ilustrações

Figura 1. Áreas de limitação hídrica no mundo.	31
Figura 2. Abrangência do Semiárido brasileiro.....	32
Figura 3. Distribuição das rochas sedimentares e cristalinas no Nordeste brasileiro.	36
Figura 4. Ciclo anual do carbono e a importância na regulação do clima e fixação de C no solo.	47
Figura 5. Disponibilidade de nutrientes e atividade da biomassa microbiana do solo (BMS) em função do pH.....	73
Figura 6. Malha amostral na área de vegetação nativa.	84
Figura 7. Malha amostral na área de cultura convencional.	84
Figura 8. Malha amostral na área de cultivo agroecológico.	85
Figura 9. Localização das áreas agroecológica e convencional.	87
Figura 10. Desenho da estrutura para avaliação da qualidade do solo (Adaptado de Miranda, 2012)	92
Figura 11. Funções de pontuação padronizada: (a) “mais melhor”; (b) “valor máximo (ótimo); e (c) “menos é melhor”.	94
Figura 12. Imagens da área agroecológica (área A).	102
Figura 13. Imagens da área convencional (área C).....	103
Figura 14. Relação entre o carbono orgânico total (COT) e a densidade do solo (Ds) na área A (0- 20 cm).....	108
Figura 15. Distribuição de frequência acumulada da densidade do solo (Ds) nas áreas A e C entre 2009 a 2012.....	109
Figura 16 Relação entre o carbono orgânico total (COT) e a porosidade do solo (PT) na área A (0 – 20 cm).....	110
Figura 17. Distribuição de frequência da resistência à penetração (RP) nas áreas A e C nas profundidades de 0–5 cm e 5-10 cm entre 2009 e 2011.	117
Figura 18. Distribuição de frequência acumulada de água disponível (AD) nas áreas A e C nas profundidades 0-20 cm e 20-40 cm entre 2009 e 2012.	119
Figura 19. Relação entre o carbono orgânico total (COT) e a saturação de bases (V) na área A (0-20 cm).....	125
Figura 20. Relação entre o carbono orgânico total (COT) e a capacidade de troca de cátions (CTC) na área A (0-20 cm).	128
Figura 21. Distribuição de frequência acumulada da capacidade de troca de cátions (CTC) nas áreas A e C na camada de 0-20 cm.	129

Figura 22. Frequências acumuladas de carbono orgânico total (COT) e estoque de carbono (Est C) nas áreas A e C (0-20 cm).....	130
Figura 23. Diagrama de ordenação de variáveis dos Fatores 1 e 2 na área A (0-20 cm) entre 2009 e 2012.....	133
Figura 24. Diagrama de ordenação de variáveis de Fatores 1 e 3 na área A entre 2009 e 2012 (0-20 cm).....	133
Figura 25. Diagrama de ordenação de variáveis de Fatores 1 e 2 na área C entre 2009 e 2012 (0-20 cm).....	135
Figura 26. Diagrama de ordenação de variáveis de Fatores 1 e 4 na área C entre 2009 a 2012 (0-20 cm).....	135
Figura 27. Distribuição de organismos em cada ordem nas áreas agroecológica (área A) e convencional (área C).....	145

Lista de Tabelas

Tabela 1. Classificação climática com base no índice de aridez.	31
Tabela 2. Extensão territorial segundo as unidades da Federação e grandes regiões (2010).	33
Tabela 3. Número de sedes municipais do Semiárido brasileiro e respectivas populações: urbana, rural e total (2010).	33
Tabela 4. Cobertura (%) dos tipos de solo dominantes no semiárido nordestino.	37
Tabela 5. Propriedades de ecossistemas naturais, agroecossistemas sustentáveis e agroecossistemas convencionais.	55
Tabela 6. Parâmetros ecológicos quantificáveis selecionados e seus valores mínimos aproximados para o funcionamento sustentável de agroecossistemas específicos.	60
Tabela 7. Composição média das frações granulométricas nas áreas A, C e V.	104
Tabela 8. Estatística descritiva e comparação de médias de indicadores físicos e químicos sob diferentes sistemas de cultivo na camada de 0-20 cm (n total = 40) entre 2009 a 2012.	106
Tabela 9. Estatística descritiva e comparação de médias de indicadores físicos e químicos em sistemas de cultivo na camada de 20-40 cm (n total = 40) entre 2009 a 2012.	107
Tabela 10. Matriz de correlação de Pearson de indicadores físicos e químicos do solo na área A entre 2009 a 2012 (0-20 cm).	111
Tabela 11. Matriz de correlação de Pearson de indicadores físicos e químicos do solo na área A entre 2009 a 2012 (20-40 cm).	112
Tabela 12. Matriz de correlação de Pearson de indicadores físicos e químicos do solo na área C entre 2009 e 2012 (0-20 cm).	113
Tabela 13. Matriz de correlação de Pearson de indicadores físicos e químicos do solo na área C entre 2009 a 2012 (20-40 cm).	114
Tabela 14. Estatística descritiva e comparação de médias de resistência à penetração (RP) entre as áreas A e C entre 2009 a 2011.	116
Tabela 15. Correlação dos indicadores de qualidade do solo dos componentes principais (fatores) por sistema de cultivo entre 2009 a 2012 (0-20 cm).	132
Tabela 16. Índice de qualidade do solo (IQS) na área A entre 2009 a 2012 (0-20 cm).	137
Tabela 17. Índice de qualidade do solo (IQS) na área C entre 2009 a 2012 (0-20 cm).	138
Tabela 18. Índice de qualidade do solo (IQS) na área A entre 2009 a 2012 (20-40 cm).	138
Tabela 19. Índice de qualidade do solo (IQS) na área C entre 2009 a 2012 (20-40 cm).	139
Tabela 20. Índice de qualidade integrado (IQI) na área A entre 2009 a 2012 (0-20 cm).	140

Tabela 21. Índice de qualidade integrado (IQI) na área C entre 2009 a 2012 (0-20 cm).	141
Tabela 22. . Índice de qualidade integrado (IQI) na área área A entre 2009 a 2012 (20-40 cm).....	141
Tabela 23. Índice de qualidade integrado (IQI) na área C entre 2009 a 2012 (20-40 cm).	141
Tabela 24. Médias de indicadores químicos e físicos na área V em 2012.....	142
Tabela 25. Deterioração dos atributos físicos e químicos e índice de qualidade do solo (IQSd) nas áreas A e C entre 2009 a 2012.....	143
Tabela 26. Índices de riqueza (Margalef), diversidade (Shannon) e equitabilidade (Pielou) nas áreas A e C.	146
Tabela 27. Densidade média (abundância) e relativa nas áreas A e C.	147
Tabela 28. Resumo da Avaliação da sustentabilidade de sistemas de cultivo agroecológico e convencional no Semiárido.....	147

Lista de abreviaturas, siglas e símbolos

ACP – Análise de Componentes Principais

AD – Água Disponível

AD/PT – Relação entre Água Disponível e Porosidade Total

ADA – Argila Dispersa em Água

Al + H – Alumínio mais Hidrogênio

C – Carbono

Ca – Cálcio trocável

Ca²⁺ – Cálcio solúvel

CAA – Condução e Armazenamento de Água

CaCO₃ – Carbonato de Cálcio

C-BMS – Carbono da Biomassa Microbiana

CC – Capacidade de Campo

Cd - Cádmiio

CE_{es} – Condutividade Elétrica no extrato de saturação

CH₄ – Metano

CMD – Conjunto Mínimo de Dados

Co - Cobalto

CO₂ – Gás Carbônico

CO₃²⁻ – Carbonato

COS – Carbono Orgânico do Solo

COT – Carbono Orgânico Total

CPRM – Serviço Geológico do Brasil

Cr – Cromo

CR – Crescimento Radicular

CS₂ – Dissulfeto de Carbono

CTC – Capacidade de Troca de Cátions

CTD – Conjunto Total de Dados

DMG - Diâmetro Médio Geométrico

D_p – Densidade de Partículas

D_s – Densidade do Solo

EAQS – Estrutura para Avaliação da Qualidade do Solo

EST C – Estoque de Carbono

EUA – Estados Unidos da América

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FAO – Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

FF – Frentes Frias

FIDA – Fundo Internacional para Desenvolvimento da Agricultura

FNE – Fundo Constitucional de Financiamento do Nordeste

GEE – Gases de Efeito Estufa

GEF - Fundo Global para o Meio Ambiente

GF – Grau de Flocculação

Gt – Giga Tonelada

H – Hidrogênio

H₂S – Sulfeto de Hidrogênio

H₂O – Água

IA – Índice de Aridez

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IP – Índice de Produtividade

IPCC – Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

IQI – Índice de Qualidade Integrado

IQN – Índice de Qualidade de Nemoro

IQS – Índice de Qualidade do Solo

IQS_d – Índice de Qualidade através da deterioração do solo

k – Erodibilidade do Solo

K – Potássio trocável

K^+ – Potássio solúvel

K_s – Condutividade hidráulica saturada

m – Saturação por Alumínio

MDA – Ministério do Desenvolvimento Agrário

MEM – Mandioca em Monocultivo

Mg – Magnésio trocável

Mg^{2+} – Magnésio solúvel

MG – Minas Gerais

MOS – Matéria Orgânica do Solo

M_p – Macroporosidade do Solo

N_2 - Nitrogênio

Na^+ – Sódio solúvel

NH_4^+ – Amônio

NO_2^- – Óxido Nítrico

NO_3^- – Nitrato

NRCS - Serviço de Conservação dos Recursos Naturais

NT – Nitrogênio Total

O_2 – Oxigênio

OH^- – Hidroxila

ONG'S – Organizações não Governamentais

OL – Ondas de Leste

P assimilável – Fósforo assimilável

Pb - Chumbo

PC – Principal Componente

PG – Pentagrama

$PG\text{ ano}^{-1}$ – Relação de Petagramas por ano

pH – Potencial Hidrogeniônico

PMP – Ponto de Murcha Permanente

PO_4^{3-} – Fosfato

PPL – Produtividade Primária Líquida

PST – Percentagem de Sódio Trocável

PT– Porosidade Total

PDHC – Projeto Dom Helder Camara

qCO₂ – Quociente metabólico

qMIC – Quociente microbiano

QS – Qualidade do Solo

R² – Coeficiente de Determinação

r – Correlação de Correlação de Pearson

RAS – Relação de Adsorção de Sódio

RB – Respiração Basal

RD – Resistência à Degradação

RN – Rio Grande do Norte

RP – Resistência à Penetração

SB – Soma de Bases Trocáveis

SCN – Suprir e Ciclar Nutrientes

SDT – Secretaria de Desenvolvimento Territorial

SO₃²⁻ – Trióxido de Enxofre

SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste

UET – Uso Equivalente da Terra

UFRPE – Universidade Federal Rural de Pernambuco

USDA – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

Uv_{cc} – Umidade Volumétrica na Capacidade de Campo

Uv_{cc}/PT – Relação entre a Umidade Volumétrica na Capacidade de Campo e Porosidade Total

V – Saturação de Bases

VCA – Vórtices Ciclônicos de Ar superior

Wi – Peso do Indicador

ZCIT – Zona de Convergência Intertropical

RESUMO

O Semiárido do Nordeste do Brasil é caracterizado por déficit hídrico, apresenta baixa matéria orgânica do solo devido, principalmente, a processos de erosão, elevadas temperaturas e reduzida reposição de resíduos vegetais e/ou adubação orgânica. O uso e manejo inadequados em sistemas de cultivo na região semiárida podem declinar a capacidade do solo em sustentar a produção em tempo reduzido. Isso pode levar uma agricultura itinerante à busca de novas áreas sobre a caatinga, gerando a perda da biodiversidade e vulnerabilidade da produção de alimentos. Neste contexto, atualmente, há uma procura da comunidade científica em desenvolver sistemas agrícolas sustentáveis e da população mundial por alimentos saudáveis. Portanto, a transição de sistemas agrícolas no Semiárido de convencionais para agroecológicos se torna estratégico para resiliência, manutenção da capacidade produtiva do solo e menor pressão sobre a caatinga. O manejo agroecológico do solo exclui o uso de adubos químicos e agrotóxicos e, ao mesmo tempo, contribuiu para fixação de carbono orgânico, ciclagem de nutrientes, proteção do solo e diversidade de cultivo. Neste sentido, o objetivo do trabalho é comprovar a relevância da qualidade do solo em sistemas de cultivo irrigado agroecológico (área A) comparativamente ao convencional (área C). Para isso, foram utilizadas as áreas A e C e uma de vegetação natural (área V), sem ação antrópica, para fins de caracterização; na comunidade de agricultores familiares de Sombras Grandes, Caraúbas, RN. Foram registrados os históricos de uso e manejo nas áreas A, C, V, de modo a observar a tendência dos indicadores de qualidade do solo a partir de um recorte temporal. Nas áreas A e C, foram utilizadas amostras simples de solo para determinação dos indicadores físicos (Ds, PT, ADA, GF, AD, AD/PT e Uv_{cc}/PT) e químicos (pH, Ca, Mg, K, Na, P assimilável, SB, Al + H, V, CTC, COT, Est C, CE e PST), nas camadas 0-20 cm e 20-40 cm, numa malha amostral de 0,5 ha, em cinco pontos georreferenciados/ano, entre 2009 e 2012, totalizando 40 amostras por área; resistência à penetração do solo (RP) com utilização de penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar – Stolf, 0-20 cm, intervalos de 0,05m, em cinco pontos com cinco repetições, entre 2009 e 2011; e índice de qualidade do solo (IQS), índice de qualidade integrada (IQI) e índice de qualidade através da

deterioração do solo (IQS_d). A análise da macrofauna do solo foi realizada através de armadilhas tipo Pitfall, visando à identificação dos organismos em grupos funcionais e dos índices de riqueza de espécies de Margalef, diversidade de Shannon e uniformidade de Pielou. Foi utilizado o método estatístico não paramétrico de Kruskal Wallis para efeito de comparação dos indicadores de qualidade do solo entre as áreas A e C a 5% e 1% de significância; a matriz de correlação de Pearson para testar a associação entre as variáveis; e análise de componentes principais (ACP) para verificar a sensibilidade dos indicadores. O uso e manejo na área A, camada 0-20 cm, apresentaram diferença significativa e melhores resultados de qualidade do solo que à área C, em relação aos indicadores físicos (Ds, PT, ADA e GF) e químicos (COT, Est C e Al + H) do solo. Os indicadores químicos (Ca, Mg, K, CTC, P e SB) não obtiveram diferença significativa entre as áreas A e C, mas apresentaram valores altos capazes de manter a fertilidade do solo. Houve diferença significativa dos valores de RP na área A e melhores resultados em relação à área C, nas camadas 0-5 cm e 5-10 cm. Na área A, camadas 0-20 cm e 20-40 cm, houve correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva entre COT e CTC ($r = 0,71$, $r = 0,71$, respectivamente). Na área A, camada 0-20 cm, a PT apresentou correlação significativa ($p \leq 0,01$) com COT e positiva ($r = 0,70$). Na área A, o Fator 1, camada 0-20 cm, foi o componente principal (PC) que explicou a maior variância dos dados que correspondeu a 34,20%; e as variáveis do solo que apresentaram correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva com o sistema de cultivo agroecológico foram o Mg (0,716946), SB (0,849990), V (0,821112), CTC (0,848423), COT (0,859802), Est C (0,825854) e a PT (0,776193), evidenciando que as práticas agroecológicas afetaram positivamente os indicadores de qualidade do solo ao longo do tempo. Os índices de riqueza, diversidade e uniformidade da fauna edáfica na área A apresentaram maiores valores que a área C. Nas diferentes metodologias e profundidades estudadas, os índices de qualidade do solo foram melhores classificados na área A em relação a C. A área A apresentou indicadores físicos, químicos e biológicos capazes de manter e/ou elevar a capacidade produtiva do solo, sem a necessidade da utilização de adubos químicos.

Palavras-chave: indicadores físicos e químicos, índices de qualidade do solo; agroecologia; agricultura familiar; semiárido; macrofauna.

ABSTRACT

The Semiarid Northeast Brazil is characterized by hydric deficit, has low soil organic matter, mainly due to erosion, high temperatures and reduced replacement of plant residues and/or organic fertilization. The inadequate use and management in farming systems in the semiarid region may decline the soil's ability to sustain short-time production. This can lead an itinerant agriculture in search of new areas on the caatinga, causing the loss of biodiversity and vulnerability of food production. In this context, currently, there is a demand of the scientific community to develop sustainable agricultural systems and the world population with healthy foods. Therefore, the transition of agricultural systems in Semiarid from conventional to agroecological becomes strategic for resilience, maintaining the soil productivity and less pressure on the caatinga. The agroecological management of soil excludes the use of chemical fertilizers and pesticides, and at the same time, contributed to attachment of organic carbon, nutrient cycling, soil protection and diversity of culture. In this sense, the aim of this study is to prove the relevance of soil quality in irrigated agroecological systems (A area) compared to conventional (C area). For this, it were used areas A and C and other natural vegetation (V area), without human action, for characterization purposes; located in the community of family farmers Sombras Grandes, Caraúbas, RN. The historical use and management of the A, C, V areas were recorded, in order to observe the trend of soil quality indicators from a time frame. In the A and C areas, simple soil samples were used to determine physical (Bd, TP, CDW, FD, AW, AW/TP and Mfc/TP) and chemical (pH, Ca, Mg, K, Na, P assimilable, SB, Al + H, BS, CEC, TOC, CS, EC and ESP) indicators in the layers 0-20 cm and 20-40 cm in the sampling grid of 0.5 ha, in five georeferenced points/year, between 2009 and 2012, totaling 40 samples per area; soil penetration resistance (SPR) with the use of impact penetrometer IAA/Planalsucar - Stolf model, to a depth of 0-20 cm, 0.05 m of intervals, in five points with five replications, between 2009 and 2011; and soil quality index (SQI), integrated quality index (IQI) and soil quality index through soil deterioration (SQId). The analysis of soil macro fauna was performed by Pitfall traps, in order to identify the organisms into functional groups and the wealth index of species of Margalef,

Shannon diversity and uniformity of Pielou. It was used the statistical method nonparametric Kruskal Wallis for comparison of soil quality indicators between A and C areas at 5% and 1% significance; the Pearson correlation matrix to test the association between the variables; and principal component analysis (PCA) to check the indicators sensitivity . The use and management in the A area, 0-20 cm layer, it were significantly different and presented better results of soil quality to the C area, in relation to physical (Bd, TP, CDW and FD) and chemical (TOC, CS and Al + H) indicators of soil. The chemical indicators (Ca, Mg, K, CEC, P and SB) didn't achieve significant difference between A and C areas, but presented high values able to maintain soil fertility . There were significant difference of PR values in the A area and the best results in relation to the C area, the layers 0-5 cm and 5-10 cm. In A area, layers 0-20 cm and 20-40 cm, there was a significant correlation ($p \leq 0.01$) and positive between TOC and CEC ($r = 0.71$, $r = 0.71$, respectively). In the A area, 0-20 cm layer, TP showed significant correlation ($p \leq 0.01$) with TOC and positive ($r = 0.70$). In the A area, Factor 1, 0-20 cm layer, it was the main component (MC) that explained most of the variance data corresponding to 34.20%; and soil variables that presented significant correlation ($p \leq 0.01$) and positive with the agroecological farming system were Mg (0.716946), SB (0.849990), BS (0.821112), CEC (0.848423), TOC (0.859802), CS (0.825854) and TP (0.776193), indicating that agroecological practices positively affected soil quality indicators over time. The richness, diversity and uniformity of soil fauna indices in A area showed higher values than the C area. The different methodologies and depths studied, soil quality indices were better classified in the A area in relation to C area. The A area had physical indicators, chemical and biological able to maintain and/or increase the soil productive capacity, without the use of chemical fertilizers.

Key words: physical and chemicals indicators; soil quality indexes; agroecology; family farming; semiarid region; macrofauna.

1. INTRODUÇÃO

O Semiárido do Nordeste do Brasil é caracterizado por alta evapotranspiração e baixa precipitação, predominando fluxos ascendentes de água no solo que podem favorecer a concentração de sais na superfície, apresenta normalmente baixa matéria orgânica do solo devido, principalmente, a processos de erosão, elevadas temperaturas e reduzida reposição de resíduos vegetais e/ou adubação orgânica. Ademais, o uso e manejo inadequados em sistemas de cultivo na região semiárida podem declinar a capacidade do solo em sustentar a produção em tempo reduzido.

A maioria das terras do semiárido tem origem no embasamento cristalino do pré-cambriano, apresentando solos rasos, pedregosos e de baixa retenção de água (CAVALCANTE, 2013). A fertilidade natural varia em função das classes de solo, uso, relevo e clima, e apresentam quase sempre restrições físicas e acelerada fase de erosão. Comumente, esses solos são pobres em matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (ARAÚJO FILHO, 2013). As águas subterrâneas do cristalino são geralmente de elevado teor de sais, principalmente, cloretadas sódicas; outra faixa de formação é de deposição sedimentar, em menor proporção, que originou solos mais profundos e de melhor qualidade de água subterrânea para irrigação.

Verifica-se que na América do Sul, além da ocorrência no Nordeste do Brasil, se encontram áreas de semiaridez no norte do continente, na Venezuela e Colômbia, e no cone sul, se estendendo desde a Patagônia na Argentina até o norte do Chile, Peru e Equador. O Semiárido brasileiro possui características que fazem diferença em relação aos demais existentes no mundo: precipitação média anual inferior a 800 mm, enquanto os demais ficam no intervalo entre 80 a 250 mm; apresentam espécies da fauna e flora endêmicas, ou seja, que só existem nessa região; condições próprias de modelagem de sua paisagem (SILVA, 2006). A área de domínio do Semiárido no Brasil é, segundo Ab'Sáber (1999; 2003), a mais homogênea delas, do ponto de vista fisiográfico, ecológico e social.

Em geral, os solos na região semiárida são suscetíveis à degradação, como as áreas de produção agrícola irrigadas em agricultura familiar pelos

processos de salinização e/ou sodicidade, erosão, compactação, monocultivo, lixiviação de nutrientes e aplicação continuada de adubos químicos. Essa dinâmica proporciona uma agricultura itinerante à busca de novas áreas sobre a caatinga, gerando a perda da biodiversidade do ecossistema e a vulnerabilidade da produção de alimentos na região.

Neste contexto, é fundamental que o manejo e uso dos sistemas agrícolas na região semiárida estejam em consonância com as funções do solo em manter a sua capacidade produtiva. É possível destacar, as principais funções do solo em exercer essa meta: promover o crescimento radicular, armazenamento e condução de água, suprir e ciclar nutrientes e resistir à degradação. Para tanto, especificamente, a função suprir e ciclar nutrientes está associada à manutenção da fertilidade do solo, ou seja, a capacidade em disponibilizar nutrientes em sistemas agrícolas ao longo do tempo.

Portanto, pesquisas voltadas para a avaliação da qualidade dos solos têm se tornado constantes na literatura mundial em virtude da necessidade da sustentabilidade dos ecossistemas voltados ao solo e a interferência na produtividade das culturas (VASCONCELOS *et al.*, 2014). Yao *et al.* (2013) verificaram que a integração de atributos físicos, químicos e biológicos em sistemas agrícolas foi importante na determinação de índices de qualidade do solo que pudessem associar as práticas de uso e manejo.

Mota *et al.* (2013) evidenciaram que o decréscimo do teor de matéria orgânica em solos na Chapada do Apodi/RN a partir de diferentes usos e manejos em Cambissolo é elemento sinalizador da necessidade de adoção de práticas agrícolas que evitem o desencadeamento da degradação do solo. Kuwano *et al.* (2014) observaram que a intensidade do uso do solo pode afetar a capacidade do solo em manter a produtividade do sistema, carbono orgânico e ciclagem de nutrientes.

A partir de 1990 o conceito de qualidade do solo tem recebido atenção. Esforços foram feitos para definir a qualidade do solo, pois tem profundo efeito no equilíbrio e produtividade do ecossistema. A percepção de que constitui um bom solo varia dependendo do objetivo do trabalho. Entretanto, para manejar e manter os solos em bom estado para futuras gerações, a qualidade do solo deve ser definida para abranger as funções do solo (CÂNDIDO, 2014).

Indicadores físicos e químicos têm sido amplamente utilizados para avaliar a qualidade do solo, pois os métodos de análise são simples e disponíveis (BHARDWAJ *et al.*, 2011). Além disso, podem ser utilizados como suporte válido na avaliação do manejo do solo e dos ecossistemas.

A dificuldade em avaliar um solo é um dos principais obstáculos para o manejo sustentável dos ecossistemas do solo (NURIA *et al.*, 2011). Entre os diversos métodos, os índices de qualidade do solo são os mais normalmente utilizados, pois são fáceis de usar e quantitativamente flexíveis (QI *et al.*, 2009).

Dependendo da função que o índice de qualidade do solo está sendo proposto, uma lista de atributos do solo pode ser empregada. Por isso, para avaliação de determinadas funções é preciso selecionar indicadores que, de alguma maneira, influenciam a função para a qual estão sendo avaliados; sejam mensuráveis e comparados a padrões definidos; e sensíveis para detectar diferenças em escala espacial e/ou temporal (KARLEN *et al.*, 1997).

Entre os métodos mais utilizados para indexação da qualidade do solo, destacam-se: índice de qualidade do solo (IQS) proposto por Karlen e Stott (1994); índice de qualidade integrado (IQI) (QI *et al.*, 2009); e índice de qualidade através da deterioração do solo (IQS_d) (ISLAM & WEIL, 2000).

O IQS apresenta um modelo aditivo em que as funções principais e seus respectivos indicadores são selecionados e ponderados de acordo com o grau de importância. O IQS_d, que representa o IQS, para a qual os desvios das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo de uma área sob ação antrópica são comparados à linha base de uma área natural adjacente ou que apresente condições de solo e clima similares. O IQI foi desenvolvido a partir do IQS, e combina os valores de peso de todos os indicadores selecionados em um índice, por uma equação que usa um sistema de pontuação simples (QI *et al.*, 2009).

Dessa forma, os índices de qualidade do solo têm sido uma ferramenta importante na avaliação dos impactos das práticas agrícolas em sistemas florestais no leste do Mato Grosso do Sul, que apresentou elevada correlação negativa entre a erosão hídrica e a qualidade do solo (CÂNDIDO, 2014); qualidade do solo em terras agrícolas no Irã (RAHMANIPOUR *et al.*, 2014);

evolução do solo sob diferentes práticas de manejo em Ohio/USA (OBADE & LAL, 2014); determinação e espacialização da qualidade do solo em áreas de uso agrícola, florestal, pastagens e remanescentes de Mata Atlântica em Extrema/MG (LIMA, 2013); qualidade ambiental do solo irrigado com diferentes ciclos de cultivo do meloeiro em Mossoró/RN (MAIA, 2013); avaliação da qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente de Minas Gerais (FREITAS *et al.*, 2012); e a qualidade de solo em escala de bacia hidrográfica associado à recarga de água subterrânea em Alto Rio Grande/MG (ALVARENGA *et al.*, 2012).

Neste contexto, atualmente, há procura da comunidade científica em desenvolver sistemas agrícolas sustentáveis e, ao mesmo tempo, a população mundial por alimentos saudáveis. Portanto, a transição de sistemas agrícolas no semiárido brasileiro de convencionais para agroecológicos se torna estratégico para resiliência, manutenção e/ou elevação da capacidade produtiva do solo e menor pressão sobre novas áreas da caatinga e recursos naturais. As práticas agroecológicas excluem o uso de adubos químicos e agrotóxicos na produção de alimentos, prevenindo os riscos de intoxicação humana e contaminação dos recursos naturais; e manejo agrícola baseado na fixação de carbono orgânico, ciclagem de nutrientes, proteção do solo e diversidade de cultivo.

A agroecologia se aproxima da sustentabilidade na produção de alimentos pela desvinculação da dependência de energia fóssil (petróleo e gás). Ela pode contribuir para atenuar os possíveis efeitos das mudanças climáticas, tanto por aumentar os sumidouros de carbono na matéria orgânica do solo quanto na biomassa da superfície do solo e por evitar emissões de dióxido de carbono ou de outros gases do efeito estufa (ONU, 2012). Foi estimado o potencial de atenuação técnico global para agricultura em 5,5 a 6 Gt de CO₂-equivalente por ano até 2030 (IPCC, 2014). A maior parte deste total (89%) pode vir do sequestro de carbono em solos, armazenando carbono como matéria orgânica do solo, algo que pode ser feito através da agroecologia (HOFFMANN, 2010).

Existem poucos trabalhos científicos que possam comparar a qualidade do solo entre sistemas de cultivo irrigado agroecológico e convencional em área de agricultura familiar no semiárido nordestino. No Brasil, instituições de pesquisa como a Embrapa Agrobiologia e Organizações não Governamentais (ONG'S) da

sociedade civil organizada vêm testando a qualidade do solo em sistemas agroecológicos. No mundo, a FAO incentiva a adoção de sistemas diversificados de bases agroecológicas por famílias de agricultores como sustentáveis e geradores de alimentos saudáveis visando diminuir a fome e a degradação dos recursos naturais.

Esse estudo é inovador em área agroecológica, em nível de agricultura familiar, de produção de alimentos suscetível à processo degradação, de modo a selecionar indicadores físicos, químicos e biológicos relacionados com as funções do solo, e na aplicação de índices de qualidade do solo associados às diferentes práticas de uso e manejo. Neste sentido, essa experimentação servirá de referência na avaliação, geração de novos conhecimentos e orientações quanto à sustentabilidade de sistema irrigado agroecológico, numa perspectiva de manutenção e/ou elevação da capacidade produtiva do solo em convivência com Semiárido.

2. HIPÓTESE

Em região representativa do Semiárido, os sistemas de cultivo irrigado agroecológico e convencional apresentam diferenças de indicadores e índices de qualidade do solo a partir dos históricos de uso e manejo ao longo do tempo.

3. OBJETIVO GERAL

Comprovar a relevância da qualidade do solo em sistemas de cultivo irrigado agroecológico comparativamente ao convencional, em área de agricultura familiar, visando à sustentabilidade ambiental.

3.1. Objetivos específicos

- Comparar a qualidade do solo através de indicadores físicos¹ e químicos².
- Comparar a dinâmica da macrofauna do solo.
- Aplicar índices de qualidade do solo como ferramenta de orientação de uso e manejo.
- Estabelecer correlações de indicadores físicos e químicos do solo e associar às práticas de uso e manejo visando à qualidade do solo.

4. CONCEITUAÇÃO

4.1. Testes não paramétricos (FERREIRA, 2009)

Os testes de hipótese recebem a designação de testes paramétricos se satisfazem simultaneamente as seguintes condições:

- Os testes incidem explicitamente sobre um parâmetro de uma ou mais populações (por exemplo, sobre a média ou valor esperado, ou sobre a variância) e ter delineamento estatístico;
- A distribuição de probabilidades da estatística de teste pressupõe uma forma particular das distribuições populacionais de onde as amostras foram

¹ Ds: densidade do solo; Dp: densidade das partículas; PT: porosidade total; RP: resistência à penetração; ADA: argila dispersa em água; GF: grau de floculação; AD: água disponível; AD/PT: relação entre água disponível pela porosidade total; UV_{cc}/PT: relação entre a umidade volumétrica na capacidade de campo e porosidade total.

² Ca: cálcio trocável; Mg: magnésio trocável; K: potássio trocável; Na: sódio trocável; P: fósforo assimilável; SB: soma de bases trocáveis; Al³⁺ + H⁺: alumínio e hidrogênio; V: saturação de bases trocáveis; CTC: capacidade de troca de cátions; MOS: matéria orgânica do solo; COT: carbono orgânico total; Est C: estoque de carbono; CE: condutividade elétrica no extrato de saturação; PST: porcentagem de sódio trocável.

recolhidas. Por exemplo, a distribuição da estatística de teste do teste t-Student para comparar as médias de duas amostras pressupõe que as amostras foram retiradas de uma população que se distribui segundo uma função de probabilidades normal, e além disso pressupõe também que as variâncias das duas amostras são homogêneas;

- Os erros ou resíduos ε_i (tal que $x_i = \mu + \varepsilon_i$) têm distribuição normal;
- Os erros ou resíduos ε_i têm variância finita, constante σ^2 e independentes.

Assim, se algum destes pressupostos é violado, então os testes tradicionais vistos anteriormente não têm rigor estatístico, e deverão ser evitados, e em sua substituição dever-se-ão utilizar testes que não exigem o cumprimento de tais pressupostos. Estes testes designam-se por testes não paramétricos. Os testes não paramétricos não estão condicionados por qualquer distribuição de probabilidades dos dados em análise, sendo também designados por “distribution-free tests”.

Tal como não é estatisticamente rigorosa a utilização de testes paramétricos quando não se cumprem os pressupostos necessários, também deverá ser evitada a utilização dos testes não paramétricos em situações em que prevalecem as condições de utilização dos testes paramétricos, pois estes (paramétricos) são mais potentes que os testes não paramétricos.

Trata-se de um teste paramétrico ou não paramétrico, para lá dos pressupostos acima referidos, qualquer teste de hipóteses só tem validade estatística se as amostras sobre as que estão a ser aplicados forem aleatórias. Para verificar a forma de distribuição das populações, a fim de se decidir pela utilização de um teste paramétrico ou por um teste não paramétrico, podem usar-se os testes de bondade ou qualidade de ajustamento das amostras a funções de distribuição de probabilidades, tais como o teste do qui-quadrado, o teste de Kolmogorov-Smirnov, teste de Shapiro-Wilk. A maioria dos programas estatísticos têm estes testes implementados.

O teste de Kruskal Wallis ou análise de variância pelos números de ordem (“*ranks*”) pode ser utilizado nos casos em que se utiliza o teste paramétrico da análise de variância (ANOVA), sendo apenas ligeiramente menos potente. Além disso, deve ser utilizado nas situações em que a ANOVA paramétrica não pode

ser utilizada, nomeadamente quando as k amostras não provêm de populações normais, ou quando as variâncias são muito heterogêneas.

4.2. Índices da macrofauna do solo (MARTINI & PRADO, 2010)

Índice de diversidade de Margalef é um índice simples de diversidade, considerando somente o número de espécies e o logaritmo (base 10 ou natural) do número total de indivíduos.

Índice de diversidade de Shannon possui uma vantagem em relação aos índices de Margalef, pois é apropriado para amostras aleatórias de espécies de uma comunidade ou subcomunidade de interesse.

Índice de Pielou é utilizado para calcular a equabilidade das espécies de um fragmento.

5. REVISÃO DE LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

5.1. Caracterização do Semiárido brasileiro

As vastas terras secas do planeta Terra representam aproximadamente a metade da área emersa livre de gelo, ou seja, cerca de 61 milhões de km². Essas áreas apresentam em comum o fato de serem caracterizadas pela ausência, escassez, frequência reduzida, quantidade limitada ou má distribuição das precipitações pluviométricas, associadas as elevadas taxas de evaporação e temperatura. Essas terras, regiões superáridas, áridas, semiáridas e subúmidas secas, estão presentes em todos os continentes, exceto na Antártica (Figura 1). A América do Sul possui três grandes espaços semiáridos: Guajira, situada no norte da Colômbia e da Venezuela; diagonal seca do cone sul, que se estende desde a Patagônia até o piemonte dos Andes, envolvendo Argentina, Chile, Peru e Equador; e o Semiárido brasileiro situado na sua quase totalidade (90%) na região Nordeste (CAVALCANTE, 2013).

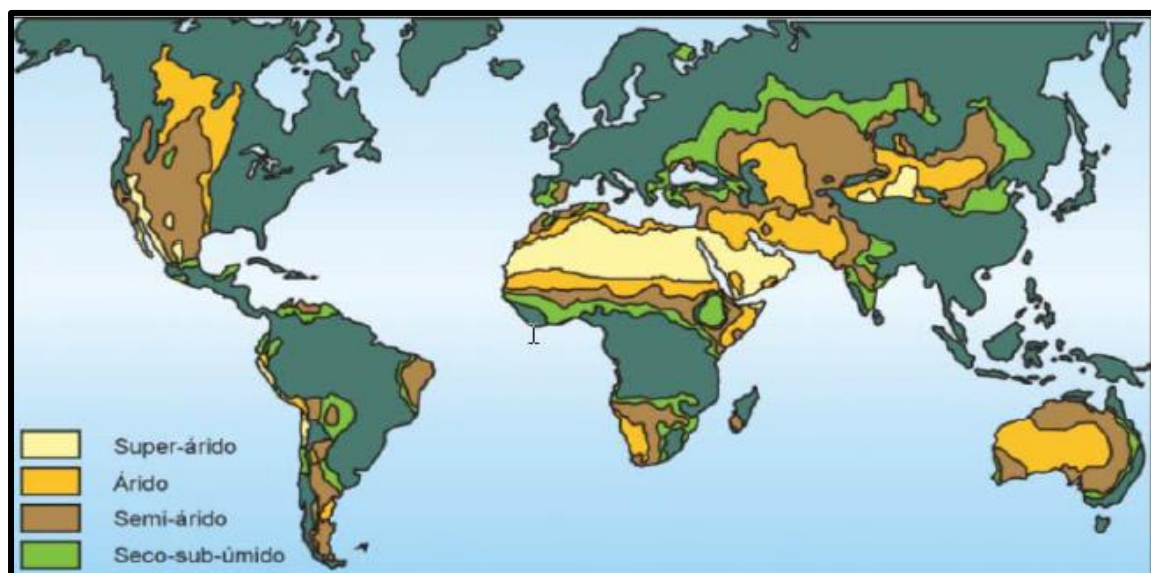


Figura 1. Áreas de limitação hídrica no mundo.
Fonte: IRPAA, 1996.

A natureza no Semiárido traz em si a marca da escassez hídrica. Do ponto de vista climático, a definição de Semiárido vem da classificação do clima de Thornthwaite (AYOADE, 1988) que o definiu em função do Índice de Aridez (IA), que é reconhecido como a razão entre a precipitação e a evapotranspiração potencial (Tabela 1).

Tabela 1. Classificação climática com base no índice de aridez.

Índice de aridez	Classificação
IA < 0,05	Hiper árido
0,05 < IA < 0,20	Árido
0,20 < IA < 0,50	Semiárido
0,50 < IA < 0,65	Subúmido seco
0,65 < IA < 1,00	Subúmido úmido
IA > 1,00	Úmido

No Brasil, o conceito técnico de Semiárido é decorrente de uma Norma da Constituição Brasileira de 1988, especialmente em seu artigo 159, que instituiu o Fundo Constitucional de Financiamento do Nordeste (FNE). Esta Norma estabelece que 50% deste fundo deve ser aplicado no Semiárido. A lei 7.827, de 27 de setembro de 1989, regulamentou aquele artigo da Constituição Federal, definiu como semiárido a região inserida na área de abrangência da SUDENE com precipitação pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm.

Em 2005, o Ministério da Integração Nacional atualizou a área de abrangência oficial do semiárido, conforme portaria Ministerial nº 89, de março de 2005 (BRASIL, 2005). Para a nova delimitação do Semiárido foram considerados três critérios técnicos: a precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 mm; um índice de aridez de até 0,5, no período entre 1961 e 1990, calculado pelo balanço hídrico que relaciona as precipitações e a evapotranspiração potencial; e o risco de seca maior que 60% no período de 1970 a 1990.

Neste sentido, a região semiárida brasileira se estende por 8 Estados da região Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe), mais o norte de Minas Gerais (Figura 2) (CAVALCANTE, 2013).

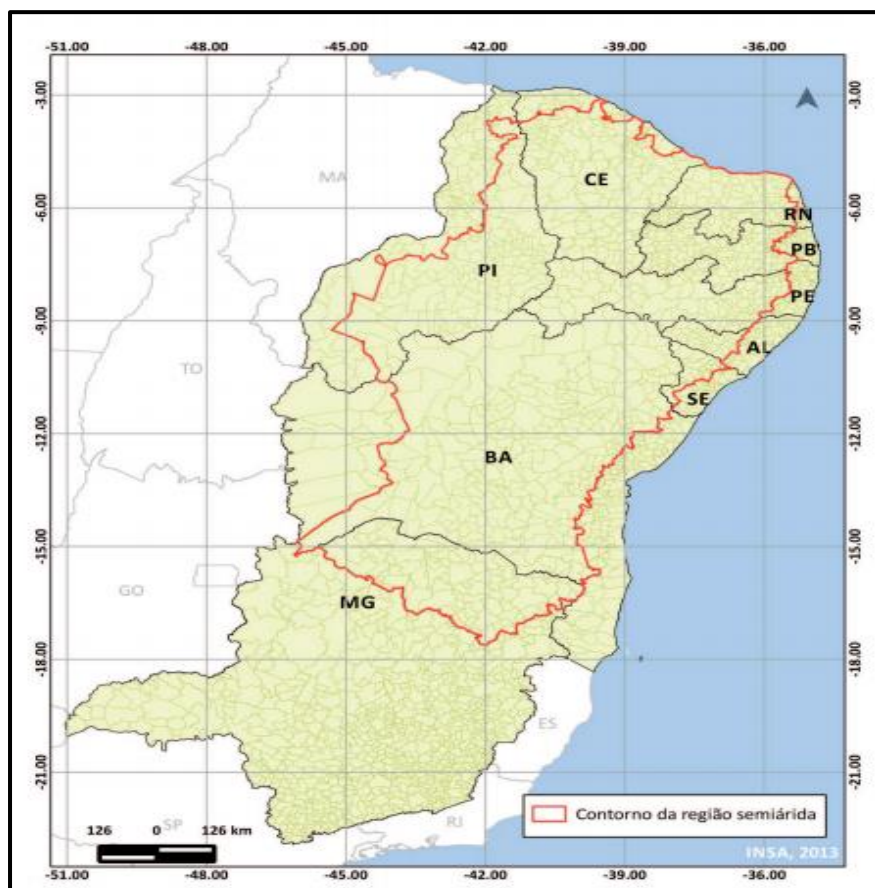


Figura 2. Abrangência do Semiárido brasileiro.

O Semiárido brasileiro apresenta uma extensão territorial de 980.133,079 km² (Tabela 2), distribuídos em 1.135 municípios (Tabela 3), no qual reside uma população total 22.598.318 habitantes, sendo 61,97% em áreas urbanas e 38,03% em rurais (MEDEIROS *et al.*, 2012). Esta área corresponde a 11,5% do

território nacional, 56,5% da região Nordeste, 11,1% da região Sudeste e equivale a soma dos territórios da França, Alemanha e Áustria (CAVALCANTE, 2013).

Tabela 2. Extensão territorial segundo as unidades da Federação e grandes regiões (2010).

Unidades da Federação e Grandes Regiões	Espaço geográfico do Semiárido		Espaço geográfico fora do Semiárido	Espaço geográfico total
	Km ²	%		
Alagoas	12.579,185	45,28	15.200,158	27.779,343
Bahia	391.485,078	69,31	173.345,781	564.830,859
Ceará	129.178,779	86,74	19.741,759	148.920,538
Minas Gerais	102.567,248	17,49	483.953,120	586.520,368
Paraíba	48.676,947	86,20	7.792,519	56.469,466
Pernambuco	85.979,387	87,60	12.166,928	98.146,315
Piauí	149.463,382	59,41	102.113,262	251.576,644
Rio Grande do Norte	49.097,482	92,97	3.713,217	52.810,699
Sergipe	11.105,591	50,67	10.812,763	21.918,354
Semiárido	980.133,079	100,00		980.133,079
Nordeste	877.565,831	56,46	676.821,894	1.554.387,725
Sudeste	102.567,248	11,09	822.028,808	924.596,056
Centro Oeste			1.606.366,787	1.606.366,787
Norte			3.853.575,624	3.853.575,624
Sul			563.802,077	563.802,077
Brasil	980.133,079	11,53	7.522.595,190	8.502.725,629

Fonte: Adaptado do IBGE, 2010.

Tabela 3. Número de sedes municipais do Semiárido brasileiro e respectivas populações: urbana, rural e total (2010).

Semiárido	Número de municípios	População (habitantes)		
		Urbana	Rural	Total
Alagoano	38	503.589	396.960	900.549
Baiano	266	3.978.096	2.762.601	6.740.697
Cearense	150	3.018.886	1.705.819	4.724.705
Mineiro	85	725.248	507.141	1.232.389
Paraibano	170	1.418.612	673.788	2.092.400
Pernambucano	122	2.376.320	1.279.502	3.655.822
Piauiense	128	520.613	524.934	1.045.547
Potiguar	147	1.211.672	553.063	1.764.735
Sergipano	29	250.082	191.392	441.474
Total	1.135	14.003.118	8.595.200	22.598.318

Fonte: Adaptado de Medeiros *et al.* (2012).

A paisagem desta região é dominada pela mata branca ou, na língua indígena, “caatinga”. O bioma da Caatinga é um dos maiores, ocupando grande parte da região do Nordeste do Brasil. Além dela, existem ainda outras vegetações decíduas e semidecíduas com extensões consideráveis, como as Matas Secas, o Carrasco e os Campos Rupestres (ARAÚJO FILHO, 2013; CAVALCANTE, 2013).

O Semiárido brasileiro possui localização anômala em relação aos ambientes de climas áridos e semiáridos tropicais e subtropicais da terra (AB’SÁBER, 1974). Um estudo de zoneamento agroecológico do Nordeste identificou 20 Unidades de Paisagem (Chapadas Altas; Chapadas intermediárias e baixas; Chapada da Diamantina; Planalto da Borborema; Superfícies Retrabalhadas; Depressão Sertaneja; Superfícies Dissecadas dos Vales dos Rios Gurguéia, Parnaíba, Itapecuru e Tocantins; Superfícies Dissecadas Diversas; Bacias Sedimentares; Superfícies Cársticas; Tabuleiros Costeiros; Baixada Litorânea; Grandes Áreas Aluviais; Grande Baixada Maranhense; Dunas Continentais; Complexo de Campo Maior; Maciços e Serras Altas; Maciços e Serras Baixas; Serrotes, Inselbergues e Maciços Residuais), compondo um total de 172 Unidades Geoambientais. Ocupando uma área total de 368.216 Km², representando 22,2% do Nordeste, destaca-se, dentre as Unidades de Paisagem descritas, a Depressão Sertaneja, em função de sua larga distribuição, constituindo uma paisagem típica do Semiárido nordestino (SILVA *et al.*, 1993).

O domínio da caatinga é diversificado em paisagens e tipos vegetacionais, devido às variações geomorfológicas, climáticas, topográficas, e à ação antrópica, que influenciam a distribuição, riqueza e diversidade de suas espécies. Já o crescimento e a diversidade da comunidade vegetal desse ecossistema estão relacionados não somente com as precipitações pluviais, mas também com as características químicas e físicas do solo. Sua vegetação é constituída, especialmente, de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas de pequeno porte, geralmente dotadas de espinhos, caducifólias, perdendo suas folhas no início da estação seca. Estima-se que pelo menos 932 espécies já foram registradas para a região, das quais 380 são endêmicas, ou seja, só existem no semiárido brasileiro. Portanto, as referências literárias de que a vegetação da caatinga é “ecossistema pobre” para a conservação de espécies endêmicas são errôneas e

tem origem em seu aspecto visual, devido a sua forma de adaptação à seca, ou seja, a perda das folhas e dormência (ARAÚJO FILHO, 2013).

A Caatinga é um dos biomas brasileiros mais ameaçados pelo uso intempestivo dos seus recursos naturais. As maiores extensões de terras em processo de desertificação no Brasil, com a perda gradual da fertilidade biológica do solo, estão localizadas no semiárido, resultado da combinação do cultivo inadequado do solo, associado às variações climáticas e às condições inerentes do clima da região (SILVA, 2006).

A maior parte da vegetação da caatinga original, em torno de 60 e 70%, já foi modificada. Atividades como queimadas para o preparo do solo para a agricultura, substituição da vegetação nativa por pastagens de gramíneas e extração de lenha podem ser apontadas como as principais atividades para modificação desse ecossistema. Assim, as condições naturais existentes na área do semiárido parecem estar evoluindo para a intensificação da aridez, a ser, provavelmente, incrementada com os efeitos do aquecimento global, que a transformará definitivamente em uma região árida, de cujas consequências às gerações futuras pagarão o preço (ARAÚJO FILHO, 2013).

Verifica-se que, na América do Sul, além da ocorrência no Nordeste do Brasil, se encontram áreas de semiaridez no norte do continente, na Venezuela e Colômbia, e no cone sul, se estendendo desde a Patagônia na Argentina até o norte do Chile, Peru e Equador. O Semiárido brasileiro possui características que fazem a diferença em relação aos demais existentes no mundo: precipitação média anual inferior a 800 mm, enquanto os demais ficam no intervalo entre 80 a 250 mm; apresentam espécies da fauna e flora endêmicas, ou seja, que só existem nessa região; condições próprias de modelagem de sua paisagem (SILVA, 2006). A área de domínio do Semiárido no Brasil é, segundo Ab'Sáber (1999; 2003), a mais homogênea delas, do ponto de vista fisiográfico, ecológico e social.

Cirilo (2008) considera que mais de 80% do embasamento da crosta terrestre que recobre o semiárido nordestino é do tipo cristalino, de acordo com mapa proposto por Demetrio *et al.* (2007) (Figura 3), que por sua vez, há predominância de águas subterrâneas com teor elevado de sais quando captados em poços de baixa vazão, da ordem de 1 m³/h. A exceção ocorre nas formações

sedimentares, com solos mais profundos, em que as águas normalmente são de melhor qualidade e se podem extrair maiores vazões, da ordem de dezenas a centenas de m³/h, de forma contínua.

Na maioria os solos são rasos, pedregosos e com localizados afloramentos de rocha, características que desfavorecem a retenção de água das chuvas. Em decorrência dessa combinação entre precipitação e solo, os rios são intermitentes, ou seja, só ocorrem durante as chuvas e secam durante a estiagem (CAVALCANTE, 2013). A fertilidade do solo varia de baixa, média a alta em função das classes de solo, uso, relevo e clima. Os solos apresentam quase sempre restrições físicas e acelerada fase de erosão. Comumente, esses solos são pobres em matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (ARAÚJO FILHO, 2013).

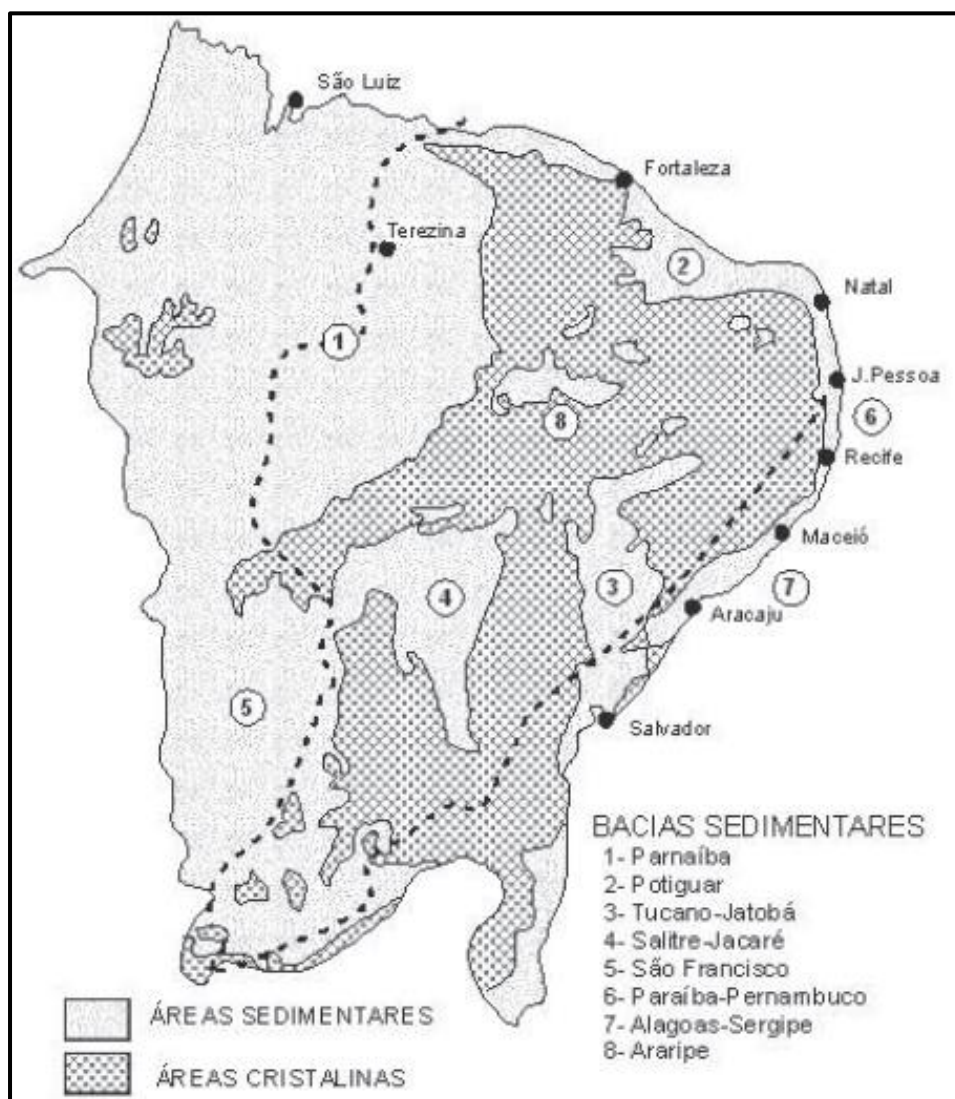


Figura 3. Distribuição das rochas sedimentares e cristalinas no Nordeste brasileiro. Fonte: Demetrio *et al.* (2007).

De acordo com Jacomine *et al.* (1986) cerca de 15 classes de solos recobrem a região do domínio da caatinga: Latossolos vermelho-amarelos, Latossolos vermelho-escuros, Neossolos litólitos, Argissolos, Luvisolos crômicos órticos, Neossolos quartzarênicos, Planossolos háplicos, Chernossolos, Planossolos nátricos, Solonchaks, Cambissolos, Vertissolos, Neossolos regolíticos, Neossolos flúvicos e Rendzinas. Todas apresentam um problema comum, isto é, estão em fase acelerada de erosão. Seis classes se destacam pela área de cobertura, que correspondem a 90,2% da área do semiárido (Tabela 4).

Tabela 4. Cobertura (%) dos tipos de solo dominantes no semiárido nordestino.

Classes de solo	Cobertura (%)
Latossolos	21,0
Neossolos litólitos	19,2
Argissolos	14,7
Luvisolos crômicos órticos	13,3
Neossolos quartzarênicos	9,3
Planossolos háplicos	9,1
Cambissolos	3,6
Total	90,2

Fonte: Adaptado de Jacomine *et al.* (1986).

Para tanto, seguem abaixo algumas características das principais classes de solo em predominância no semiárido nordestino (Tabela 4), com as suas limitações e aptidões agrícolas (JACOMINE *et al.*, 1986):

- a) Latossolos:** estão agrupados nesta classe os Latossolos amarelos, vermelho-amarelos e vermelho-escuros. Recobrem extensas áreas do sul do Piauí, dos sertões pernambucanos e baianos, normalmente sob relevo plano a suave-ondulado e destacando-se como a classe de solo de maior cobertura, correspondendo 21% do semiárido. De todas as classes, é a que apresenta menor estágio de degradação. São solos ácidos (pH de 4,0 a 5,5), embora possam ocorrer alguns tipos com pH superior a 5,5, profundos, bem drenados e com baixos teores de matéria orgânica. Em

geral são quimicamente pobres, mas com boas propriedades físicas, têm largo uso agrícola, tanto em regime de sequeiro quanto sob irrigação.

b) Neossolos Litólicos: são solos minerais, pedregosos, rasos, pH de 5,0 a 6,5, fertilidade média, encontrados em terrenos de topografia acidentada, podendo ocorrer em terrenos suave-ondulados, em toda a região do semiárido, onde perfazem 19,2% da cobertura edáfica. Devido as suas características físicas, seu uso é muito limitado, restringindo-se à silvicultura moderada. Apresentam elevada fase de erosão quando presentes nas paisagens do semiárido, e nas áreas serranas são frequentemente cultivados sem os cuidados necessários à proteção contra a erosão.

c) Argissolos: estão presentes em 14,7% da cobertura edáfica da região semiárida e ocupam extensas áreas dos estados da Bahia, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará. São solos de textura arenosa na parte superficial e argilosa na subjacente, com pH de 5,0 a 6,5. De fertilidade natural de média a alta e com boas condições físicas. Esses solos são explorados com diversas culturas, tanto em condições de sequeiro quanto de irrigação. São muito susceptíveis à erosão, principalmente pelo fato do horizonte A ser arenoso e associado a poucas práticas de conservação do solo.

d) Luvisolos Crômicos Órticos: regularmente profundos, esses solos apresentam um pH próximo da neutralidade, com boa fertilidade e adequada drenagem, podendo mostra-se bastante pedregosos na superfície e no horizonte A. Predominam nos sertões, em áreas de topografia plana a suave ondulada, ocupando extensas áreas nos estados do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte (13,3%). Apesar de algumas restrições, constituem solos de larga exploração agrícola, com culturas alimentares e algodão, além da pecuária. Devido ao uso generalizado na agricultura migratória, a maioria da área coberta por esses solos se encontra em fase erodida.

e) Neossolos Quartzarênicos: são solos arenosos, profundos, excessivamente drenados, ácidos, com pH de 4,5 a 5,5 e de baixa fertilidade. Recobrem aproximadamente 9,3% do território do semiárido,

ocupando extensas áreas nos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco e Bahia. Localizam-se tanto no sertão quanto na faixa litorânea, onde têm uso principal na cultura do cajueiro, coqueiro e fruticultura em geral. Com um teor de matéria orgânica extremamente baixo e com elevadas perdas por evaporação, o cultivo desses solos é feito com a utilização de cobertura morta e amontoamento do mato da capina em cordões, sobre os quais é instalada na cultura. Nas regiões litorâneas, é muito comum o uso da palhada da carnaúba, após o picamento na obtenção do pó, como cobertura no cultivo desses solos. Tendo em vista sua elevada permeabilidade e topografia plana, são praticamente livres de erosão.

f) Planossolos Háplicos: são rasos, com drenagem limitada, baixa fertilidade, situados em área de topografia plana a suave ondulada. Esses solos são predominantes em vastas extensões das regiões do sertão e do agreste nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia, recobrando 9,1% da superfície do semiárido nordestino. Apresentando fortes limitações à atividade agrícola e seu uso está mais restrito ao apascentamento animal. Dadas às condições topográficas e as de constante superpastejo, os planossolos estão sujeitos a forte erosão laminar.

g) Cambissolos: são solos constituídos por material mineral, com horizonte B. Devido à heterogeneidade do material de origem, das formas de relevo e das condições climáticas, as características destes solos variam muito de um local para outro. São solos fortemente, até imperfeitamente, drenados, rasos a profundos, de cor bruna ou bruno-amarelada, e de alta a baixa saturação por bases e atividade química da fração coloidal. O horizonte B incipiente (Bi) tem textura franco-arenosa ou mais argilosa. Os Cambissolos que apresentam espessura no mínimo mediana (50-100 cm de profundidade) e sem restrição de drenagem, em relevo pouco movimentado, eutróficos ou distróficos, apresentam bom potencial agrícola. Quando situados em planícies aluviais estão sujeitos a inundações, que se frequentes e de média a longa duração são fatores limitantes ao pleno uso agrícola desses solos. Ocorrem na Bahia,

sobretudo na região de Irecê e municípios vizinhos e no extremo sul nos municípios de Malhada e Palmas de Monte Alto, além de outras distribuídas pelo estado. Outra grande extensão destes solos está localizada na Chapada do Apodi, compreendendo partes do Ceará e do Rio Grande do Norte. Nos demais estados do Nordeste ocorrem esparsamente. As áreas onde predominam estes solos perfazem um total de 3,6% da região semiárida.

5.2. Princípios da agroecologia

A agroecologia pode ser definida ou compreendida como um novo campo do conhecimento, uma disciplina científica que aplica conhecimentos de agronomia, ecologia, sociologia, etnobotânica e outras ciências afins, com uma perspectiva holística para validar medidas adequadas para conceber, gerir e avaliar estratégias de agroecossistemas sustentáveis (SARANDÓN & FLORES, 2014).

A agroecologia é tanto uma ciência quanto um conjunto de práticas. Ela foi criada pela convergência de duas disciplinas científicas: agronomia e ecologia. Como uma ciência, a agroecologia é a aplicação da ciência ecológica ao estudo, projeto e gestão de agroecossistemas sustentáveis. Como um conjunto de práticas agrícolas, a agroecologia busca maneiras de aperfeiçoar os sistemas agrícolas imitando os processos naturais, criando, portanto, interações biológicas benéficas e sinergias entre os componentes do agroecossistema. Ela apresenta as condições de solo mais favoráveis para o crescimento das plantas, particularmente pela gestão de matéria orgânica e pelo aumento na atividade biótica do solo. Dentre os princípios básicos da agroecologia destacam-se: a ciclagem de nutrientes e energia nas propriedades agrícolas, em vez da introdução de insumos externos; integram-se cultivos agrícolas e a pecuária; diversificam-se as espécies e os recursos genéticos dos agroecossistemas no tempo e espaço; e concentrar-se em interações e produtividade em todo o sistema agrícola e não se concentrar em espécies individuais (ALTIERI, 2012).

Na agroecologia os nutrientes desempenham um papel importante no funcionamento dos agroecossistemas. Os fluxos de nutrientes devem ser

considerados, a fim de potencializar a produção sem degradar o recurso solo. É necessário entender ciclos e redefinir as várias formas, como parte de uma nova estratégia de gestão de agroecossistemas para a agricultura sustentável. A conservação do conteúdo total de nutrientes deve se tornar um sistema de gestão e equilíbrio de nutrientes, uma ferramenta para alcançar a sustentabilidade dos agroecossistemas (ABBONA & SARANDÓN, 2014).

A conservação da biodiversidade é agora uma prioridade global, desempenha um papel importante na estrutura e funcionamento dos ecossistemas e os agroecossistemas, em particular. A abordagem agroecológica levanta a biodiversidade como uma ferramenta para promover processos ecológicos. Assim, estratégias de diversificação agroecológica aumenta a biodiversidade funcional através do redesenho dos sistemas produtivos, transformando sua estrutura e potencializando processos-chave. A agricultura agroecológica tem como base elevada diversidade em *in situ* de espécies vegetais, que pode contribuir para o desenvolvimento de sistemas de produção sustentáveis (IERMANÓ *et al.*, 2014).

A sustentabilidade e resiliência dos agroecossistemas são alcançadas a partir do aumento da sua diversidade e complexidade, através de policultivos, rotação dos cultivos, presença de inimigos naturais das pragas e uso de compostos orgânicos e adubação verde (ALTIERI & TOLEDO, 2011).

Os agroecossistemas são comunidades de plantas e animais interagindo com seu ambiente físico e químico que foram modificados para produzir alimentos, fibras, combustíveis e outros produtos para consumo e utilização humana. A agroecologia proporciona o estudo holístico dos agroecossistemas, abrangendo todos os elementos ambientais e humanos. Sua atenção é voltada para a forma, a dinâmica e a função de suas inter-relações, bem como para os processos nos quais estão envolvidas. Uma área usada para a produção agrícola (um campo, por exemplo) é vista como um sistema complexo no qual os processos ecológicos que ocorrem sob condições naturais também podem se realizar, tais como: ciclagem de nutrientes, interações predador-presa, competição, simbiose e mudanças decorrentes de sucessões ecológicas. Uma ideia implícita na pesquisa em agroecologia é que, ao compreender essas relações e processos ecológicos, os agroecossistemas podem ser manejados de

modo a melhorar a produção e torná-la mais sustentável, reduzindo impactos ambientais e sociais negativos e diminuindo o aporte de insumos externos (GLIESSMAN, 2009).

Atualmente, há uma extensa gama de práticas e tecnologias disponíveis que variam tanto em efetividade quanto em valor energético. As melhores práticas são aquelas de natureza preventiva, multifuncionais e que atuam reforçando a imunidade do agroecossistema por meio de uma série de mecanismos (ALTIERI, 2012): aumentar as espécies de plantas e a diversidade genética no tempo e no espaço; melhorar a biodiversidade funcional (inimigos naturais, antagonistas, entre outros); incrementar a matéria orgânica do solo e a atividade biológica; aumentar a cobertura do solo e a capacidade de supressão de vegetação espontânea; e eliminar agrotóxicos e seus resíduos.

No meio rural o debate toma múltiplos rumos, fazendo aflorar questões como alimentação saudável para uma população crescente, importância da agricultura familiar e manejo sustentável dos recursos naturais. Estes são grandes desafios que demandam novas maneiras de se produzir os alimentos, ou seja, sistemas agrícolas fundamentados em outros princípios que não aqueles que guiaram a agricultura através do caminho “convencional” (SOUZA, 2013).

5.3. O solo e a importância da matéria orgânica

O solo é nossa base vital e de toda a vida em nosso globo. Sem ele não existiria natureza, nem meio ambiente. Ele influi em tudo: nos oceanos, que devem receber dos solos sua matéria orgânica para a vida do plâncton, que, além de nutrir pequenos peixes, é o maior fornecedor de oxigênio de nosso planeta – oxigênio que também vai formar a camada de ozônio, permitindo assim a vida nos ambientes terrestres. Do solo, o ar recebe CO₂, produzido pelos microrganismos durante a decomposição dos restos vegetais, e que as plantas em seguida necessitam para sua fotossíntese, através da qual transformam energia livre do sol em energia química, em matéria, ou seja, em compostos orgânicos (PRIMAVESI, 2014).

O solo é um sistema dinâmico, tridimensional, aberto, onde o fluxo de matéria e energia é controlado por seus processos internos e interação com

ambiente. É um sistema vivo, heterogêneo e constituído por distintas fases: sólida, líquida e gasosa. A natureza do solo está relacionada ao clima, aos organismos, à topografia e às características da rocha matriz, a qual, por meio da decomposição e desintegração de seus elementos, fornece matéria prima para a constituição do solo (VEZZANI & MIELNICZUK, 2011). O solo é habitado por inúmeros microrganismos que desempenham as funções de equilíbrio ecológico e ciclagem de nutrientes (HÖFIG, 2014).

A manutenção dos teores da matéria orgânica do solo (MOS) em áreas agrícolas é um grande desafio dos solos nas regiões tropicais. Isto é devido a diferentes entradas de resíduos orgânicos e fertilizantes, que influenciam as taxas de atividade microbiana do solo e mineralização. Além disso, a natureza arenosa do solo, preparo do solo, umidade e temperatura também são fatores importantes que influenciam a dinâmica da matéria orgânica, composição e acumulação no solo (GUIMARÃES, GONZAGA & MELO NETO, 2014).

A MOS é responsável por grande parte da capacidade de troca de cátions (CTC) e da capacidade de retenção de água. Alguns componentes da matéria orgânica do solo são, em grande parte, responsáveis pela formação e estabilização dos agregados do solo. Essa matéria orgânica também contém grandes quantidades de nutrientes para as plantas e funciona como uma fonte de liberação lenta desses nutrientes, especialmente de nitrogênio. Além disso, a MOS é fonte de energia e de substâncias que ajudam a constituir os corpos da maioria dos microrganismos. A quantidade e a qualidade da MOS são fundamentais para determinar a qualidade do solo. A MOS é uma complexa e variada mistura de substâncias orgânicas, as quais contêm, por definição, o elemento carbono, que, em média, compreende cerca de metade da massa das substâncias orgânicas do solo. Por conter de duas a três vezes mais carbono que aquele encontrado em toda a vegetação mundial, a MOS desempenha um importante papel no balanço global do carbono, que vem sendo considerado como o principal fator responsável pelo aquecimento global, ou efeito estufa (BRADY & WEIL, 2013).

O solo é um dos principais suportes da produção agrícola, cujos padrões são regidos por um complexo conjunto de fatores físicos, químicos e biológicos submetidos à ação do clima, que interagem e tendem ao equilíbrio. Através das

práticas agrícolas o homem interfere neste sistema, alterando os atributos físico-hídricos, químicos e biológicos do solo. Com o avanço dos intensos sistemas de cultivos, a influência da degradação do solo se tornou uma das grandes preocupações da atualidade (MATIAS *et al.*, 2012).

A matéria orgânica do solo (MOS) constitui a base para a produtividade agrícola sustentável, pois através dos seus efeitos diretos, é capaz de modular as condições químicas, físicas e biológicas do solo, e conseqüentemente, a eficiência nutricional, sendo considerada uma importante indicadora da qualidade do solo. Ela é considerada fonte de nutrientes às plantas, influencia a infiltração, retenção de água, estruturação e susceptibilidade do solo à erosão, atua também sobre outros atributos, tais como: capacidade de troca de cátions, ciclagem de nutrientes, complexação de elementos tóxicos do solo e estimulação da biota do solo (COSTA *et al.*, 2013).

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. No entanto, nos sistemas agrícolas, o manejo adotado tem grande influência nos estoques de MOS, podendo diminuir, manter ou aumentar esses estoques em relação à vegetação nativa (KHORRAMDEL *et al.*, 2013).

A estabilidade de agregados é positivamente correlacionada com a concentração de MOS (BLANCO-CANQUI & LAL, 2009). Estudos têm demonstrado que solos com menos de 2% de carbono orgânico do solo (COS) podem ser considerados erodíveis e a erodibilidade do solo diminui linearmente com conteúdo COS (LIU *et al.*, 2010). Para a maioria dos solos minerais, a estabilidade estrutural dos agregados diminui quando práticas de manejo inadequadas resultam na redução do teor de MOS (PAUL *et al.*, 2013).

Embora não haja um limite crítico estabelecido para o teor de COS, abaixo do qual a fertilidade é comprometida (redução da produtividade, solo fisicamente instável e propenso à erosão), o mais baixo limite, de aproximadamente 2%, tem sido relatado para evitar significativa deterioração estrutural do solo e sustentar 90 a 95% da máxima produção (MONTANARO *et al.*, 2010).

Em relação à biologia do solo, a MOS exerce também papel essencial. Entre os efeitos da MOS, destaca-se a estimulação da biota do solo, devido ao fornecimento de nutrientes e energia para atividade desses organismos. Os resíduos orgânicos presentes na superfície do solo exercem efeito direto sobre a dinâmica dos microrganismos do solo (COSTA *et al.*, 2013).

Em condições nativas, o solo se organiza ao longo do tempo em uma estrutura bem definida pela sua composição granulométrica, química e atuação dos agentes biológicos, subordinados às condições ambientais em que o solo está inserido. A conversão da condição natural para agricultura convencional impõe mudanças drásticas nessa estabilidade, refletindo-se na perda da matéria orgânica e dos agregados mais complexos, representados pelos macroagregados estáveis em água (VEZZANI & MIELNICZUK, 2011).

As frações da MOS respondem diferentemente às práticas de manejo, devido à composição e associação com a matriz mineral, que influenciam a acessibilidade aos decompositores e a estabilidade no ambiente do solo. A MOS é composta pelo carbono orgânico presente no solo, apresentando três importantes reservatórios. A fração lábil é formada de resíduos de plantas nos estágios iniciais, células microbianas e materiais produzidos pela microbiota e raízes (ácidos de baixo peso molecular e polissacarídeos); com elevada taxa de decomposição e curto período de permanência no solo (WENDLING *et al.*, 2010). A fração mais estável e recalcitrante da MOS contém material degradado e associado a minerais do solo na formação de complexos organo-minerais, representando dois terços da MOS e é formada por substâncias húmicas (ácidos húmicos e flúvicos) altamente polimerizadas (WIESENBERG *et al.*, 2010). A fração da biomassa é formada pela meso e macrofauna, além da microbiota do solo. A fração estável da MOS é um importante sumidouro para o armazenamento de C e contém pouca C mineralizável (JAGADAMMA & LAL, 2010).

A MOS é componente chave para a manutenção da qualidade física, química e biológica dos solos. Sua função básica, além do mencionado, é promover os processos biológicos do solo por meio da manutenção do metabolismo energético que, direta ou indiretamente, influenciam outras propriedades do solo. A diversidade de compostos orgânicos que ingressam no solo pela fixação do C atmosférico pela fotossíntese, liberação de compostos

orgânicos via exsudados radiculares, lavagem das diferentes partes da planta pela água e a decomposição/mineralização dos resíduos vegetais, servem de substrato para os macro e microrganismos, podendo ser assimilados, liberados como produtos do metabolismo ou respirados como CO_2 (SÁ, 2011).

A decomposição da MOS é um processo de natureza enzimática. Os produtos finais, embora numerosos e muito variáveis, podem-se agrupar assim: energia, utilizada pelos microrganismos ou liberadas como calor; produtos finais simples; húmus. À medida que a matéria orgânica se decompõe e o húmus se vai formando, os produtos simples começam a aparecer. Alguns destes, especialmente o CO_2 , é liberado em grande volume; outros só se formam depois que a fase intensa da decomposição tenha passado e o número de microrganismos tenha diminuído. Os produtos simples, resultantes dos processos bioquímicos, podem ser relacionados do seguinte modo, de acordo com os principais elementos envolvidos: CO_2 , CO_3^{2-} , HCO_3^- , CH_4 , C elementar; NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , N_2 ; H_2S , SO_3^{2-} , CS_2 ; outros elementos como O_2 , H_2 , H_2O , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , PO_4^{3-} , H^+ , OH^- , etc (MELLO *et al.*, 1989).

Nos trópicos é muito difícil a formação e estabilização continuada do húmus ou ele é incolor, porque não consegue dar cor aos solos. E praticamente não existe por causa da reciclagem muito rápida da matéria orgânica. Isso significa que nos trópicos não existe estabilidade de grande quantidade de nutrientes como conhecida nos solos de clima temperado. Tudo está em rápida movimentação. Cerca de 80 a 90% encontra-se na biomassa, com reciclagem muito rápida, enquanto no solo sob clima temperado, 80% dos nutrientes encontra-se na fração mineral do solo e somente 20% na biomassa (PRIMAVESI, 2014).

Na Figura 4, é possível verificar o ciclo global do carbono, enfatizando aqueles reservatórios que interagem com a atmosfera. Os números nos retângulos indicam pentagramas ($\text{Pg}=10^{15}\text{g}$) de carbono armazenados nos maiores reservatórios. Os números próximos às setas mostram a quantidade de carbono que anualmente (Pg ano^{-1}) passa por vários processos entre os reservatórios. Note que o solo contém quase duas vezes mais carbono que a vegetação e a atmosfera combinadas. Desequilíbrios causados por atividades humanas podem ser vistos no fluxo de carbono para a atmosfera pela queima de

combustíveis fósseis (7,5) e pelo fato de que mais carbono está saindo (62 + 0,5) que entrando (60) no solo. Esses desequilíbrios são apenas parcialmente compensados pelo aumento da absorção de carbono pelos oceanos. O resultado final é que um total de 221,5 Pg ano⁻¹ entra na atmosfera, enquanto apenas 215 Pg ano⁻¹ de carbono são removidos (BRADY & WEIL, 2013). Dessa forma, é fácil perceber por que os níveis de CO₂ de carbono na atmosfera estão aumentando (IPCC, 2014). Além disso, a estratégia de manutenção permanente de MOS contribui de um lado para disponibilidade de nutrientes e, por outro lado, para fixar carbono no solo.

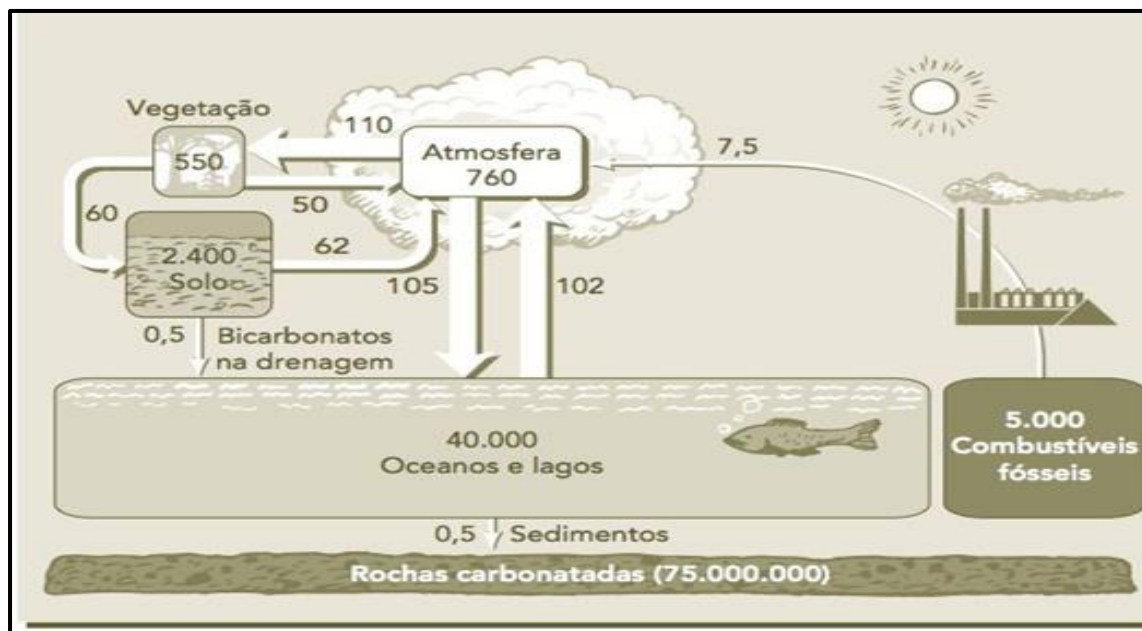


Figura 4. Ciclo anual do carbono e a importância na regulação do clima e fixação de C no solo. Fonte: Brady & Weil (2013).

5.4. O processo de degradação do solo em sistemas agrícolas

A degradação das terras agrícolas pela intensificação dos cultivos, sem práticas conservacionistas em sistemas que utilizam monoculturas, desperta a preocupação com a qualidade do solo e a sustentabilidade dos sistemas de produção (OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Irradia-se pelo Bioma Caatinga o desmatamento decorrente da agricultura de subsistência, devido à abertura anual de novas áreas para formação de

lavouras. Este fenômeno ocorre porque este tipo de agricultura prevê o uso intensivo da mesma área de produção por um período três a quatro anos, permanecendo em pousio por sete a oito anos. Ao retirar a vegetação natural para instalação de um sistema agrícola, ocorre um desequilíbrio no teor de COS, pois se intensifica a mineralização da MOS, provocando inicialmente a liberação de alguns nutrientes, favorecendo a nutrição vegetal. E quando o processo de adição da MOS é inferior ao de decomposição, este sistema não atinge um novo equilíbrio, tornando-se exaurido e provocando a degradação do solo (MOREIRA, 2013).

No entanto, diferente dos demais biomas do país, a produção agrícola em áreas dependentes de chuva (agricultura de subsistência) não é responsável por frentes importantes de desmatamento no Bioma Caatinga (MMA, 2010).

A agricultura dependente da irrigação e de insumos externos, que se estrutura em torno da produção em larga escala, tem sido a grande vilã. A produção agrícola, nestas áreas irrigadas, pode implicar nos processos de fragmentação, remoção e conversão de uso de áreas naturais no semiárido (MOREIRA, 2013).

As alterações nos biomas modificam o ciclo do carbono, reduzindo seu estoque no solo, aumentando a emissão de CO₂ para a atmosfera. No Brasil a agricultura e as mudanças de uso da terra são responsáveis por 80% das emissões de gases de efeito estufa (GEE) e aproximadamente 15% das emissões de CO₂ no Brasil são oriundas do Bioma Caatinga (BRASIL, 2010).

Nas últimas décadas, as atividades antrópicas têm provocado uma série de alterações na paisagem terrestre e, mais recentemente, na atmosfera. O aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE) e o consequente aquecimento global do planeta vêm acarretando a busca por estratégias que visem à redução das fontes desses gases. Sabe-se que alguns sistemas agrícolas ou condições de manejos adotados podem potencializar ou mitigar a emissão de GEE para a atmosfera. As principais estratégias para mitigar a emissão de GEE resultantes de atividades antrópicas consistem na menor utilização de combustíveis fósseis, redução das taxas de desmatamento e de queima de material vegetal, uso inadequado do solo e, por fim, estratégias de maximização do sequestro de C no solo e na vegetação (CARVALHO *et al.*, 2010).

O IPCC (2014) estimou a atenuação na agricultura de 5,5 a 6 Gt de CO₂-equivalente ano⁻¹ até 2030. A maior parte (89%) pode vir do sequestro de carbono em solos, armazenando carbono como matéria orgânica do solo, algo que pode ser feito através de sistemas agroecológicos (HOFFMANN, 2010).

Em ambientes tropicais, o processo de degradação dos solos encontra-se intimamente relacionado à dinâmica da MOS. A conversão da vegetação nativa em área de produção agrícola pode reduzir drasticamente os teores de MOS, devido ao menor suprimento de resíduos e ao aumento na taxa de decomposição, assim como a elevação nas perdas das camadas superficiais do solo por erosão. A perda de MOS retroalimenta o processo de degradação, promovendo a desorganização do sistema, resultando em menores produções de biomassa e maiores perdas de nutrientes, água e solo (MONTEIRO, 2012).

Os sistemas convencionais de cultivo, envolvendo aração e gradagem, são considerados os de maior poder de degradação, resultando na maioria das vezes na redução dos teores de MOS. As perdas da MOS são favorecidas, principalmente, pelo revolvimento do solo e consequente destruição da cobertura do solo, que resultam em alterações na temperatura, umidade e aeração do solo (VEZZANI & MIELNICZUK, 2011).

Em decorrência do grande impacto dos sistemas de uso do solo nas condições ambientais, sistemas conservacionistas têm sido propostos com o intuito de reduzir as modificações nos ambientes necessárias ao processo de produção de alimentos, fibras e energia (MOTA *et al.*, 2013).

De acordo com Sarandón (2014) o uso do agroecossistema de forma inadequada proporciona a redução da fotossíntese e do aporte de carbono ao solo, resultando na perda de MOS e de cobertura do solo. O solo descoberto recebe a ação direta das gotas de chuva, desencadeando o processo de erosão e contribuindo para a perda de água e nutrientes. A redução da MOS afeta os processos de formação e estabilização de agregados do solo, atividade biológica e ciclo de nutrientes, contribuindo para a perda de nutrientes, solo e água. Essas perdas, por sua vez, retroalimenta o processo de degradação, reduzindo o potencial produtivo do agroecossistema.

A MOS desempenha diversas funções no ambiente, estando ligada a processos fundamentais como a ciclagem de nutrientes, agregação do solo e dinâmica da água, além de ser a fonte básica de energia para atividade biológica. Sua perda pode interferir drasticamente nesses processos, dificultando o desempenho das funções do solo, provocando desequilíbrios no sistema e, conseqüentemente, desencadeando o processo de degradação (ALTIERI, 2012).

As maiores taxas de decomposição da MOS observadas em áreas sob cultivo ocorrem em razão às perturbações físicas do solo, que implicam no rompimento dos macroagregados (reduz a proteção física da MOS), expondo a MOS protegida aos processos microbianos, contribuindo para aumentar as taxas de emissão de CO₂ para atmosfera. Quando um solo é submetido a um intenso cultivo, os macroagregados são rompidos rapidamente, tornando a fração oclusa da matéria orgânica do solo (que está fisicamente protegida) mais vulnerável a decomposição e a mineralização (SIMANSKY *et al.*, 2013).

O impacto dos sistemas de manejo do solo sobre a dinâmica da MOS ou sobre o ciclo do carbono nos agroecossistemas merece uma atenção especial. E quando falamos do Bioma Caatinga, essa atenção deve ser redobrada, pois este é um ecossistema que apresenta uma fragilidade natural, além dos inúmeros problemas de ordem socioambiental que são agravados pelas limitações impostas à escassez de água (MOREIRA, 2013).

Os sistemas agrícolas convencionais tendem a perder a sustentabilidade em razão de basearem em características que criam forte dependência externa. Isso ocorre devido à redução da teia alimentar, pela destruição da biodiversidade da vegetação nativa, do uso maciço de insumos externos e da redução drástica da diversidade genética dos organismos explorados. A substituição de uma comunidade vegetal complexa por uma monocultura resulta na abertura de ciclos biogeoquímicos responsáveis pela circulação de nutrientes e fluxo de energia, criando a necessidade de importação de insumos externos e práticas de controle (ARAÚJO FILHO, 2013).

5.5. A sustentabilidade ambiental dos sistemas produtivos

Um sistema agrícola com manejo visando à manutenção e/ou adição da MOS é fundamental, uma vez que os benefícios são, principalmente, o aumento na resistência à erosão e na capacidade de armazenamento de água, devido a sua atuação sobre a estrutura do solo, por meio do aumento da estabilidade dos agregados, além da melhoria na fertilidade do solo (DALCHIAVON *et al.*, 2014).

Um agroecossistema deve apresentar características de sustentabilidade, equanimidade, estabilidade e produtividade. Para alcançar a sustentabilidade, o agroecossistema deve fundamentar-se no uso limitado de energia e recursos externos, buscando estabelecer as cadeias alimentares, mantendo, tanto quanto possível, fechados os ciclos biogeoquímicos. O passo seguinte será a restauração da estabilidade da comunidade vegetal, restabelecendo a ciclagem de nutrientes, garantindo o fluxo de energia e maximizando o uso da terra (ARAÚJO FILHO, 2013).

A relação entre qualidade do solo e sustentabilidade agrícola consiste na produção de alimentos, fibras e forragem em um solo capaz de cumprir suas funções, num ambiente seguro, economicamente viável e socialmente aceito (MAIA, 2013). O conhecimento da qualidade do solo pode promover a implantação de um manejo sustentável (LIMA, 2013). Dentre as práticas alternativas de manejo conservacionistas que priorizam o aporte de MOS, podendo contribuir para o sequestro de C se destacam os sistemas de integração lavoura pecuária, plantio direto, a utilização de culturas de cobertura e pousio, rotação de culturas e sistemas agroflorestais, entre outros (PAUL *et al.*, 2013).

Os sistemas agroecológicos são baseados na produção de alimentos saudáveis e na geração de benefícios sociais e econômicos, e vêm se tornando uma alternativa para vários segmentos agrícolas, principalmente aqueles de caráter familiar. Os objetivos desses sistemas são desenvolver ambientes equilibrados com produções sustentáveis, que requeiram baixa utilização de insumos externos, promovendo a fertilidade do solo por meio de sua dinamização biológica e da diversificação dos agroecossistemas. Incluem-se estratégias, como rotações, cultivos de cobertura, consórcios, associações de lavouras com animais, entre outras (ALTIERI, 2012).

Os sistemas agrícolas conservacionistas associam a redução drástica do revolvimento do solo à rotação de diferentes usos; à manutenção permanente da cobertura do solo; ao manejo integrado de pragas, doenças e de plantas espontâneas; à seleção de espécies vegetais e ao desenvolvimento de variedades e cultivares mais produtivas adaptadas; aos sistemas de adubação mais racionais, principalmente orgânica e verde; e outras tecnologias adaptadas aos diferentes sistemas de produção (ANDRADE, FREITAS & LANDERS, 2010).

Em sistemas agrícolas irrigados com aplicação de fertilizantes sintéticos de alta solubilidade a lixiviação de nutrientes pode ser um problema sério, ou seja, uma boa parte, na verdade, termina em córregos, lagos e rios, causando eutrofização. Também pode ser lixiviado para água subterrânea, usada para beber, provocando danos significativos à saúde. O custo dos fertilizantes é uma variável sobre a qual os agricultores não têm controle e acompanha os preços do petróleo. A irrigação pode adicionar mais sais ao solo, especialmente em áreas com alto potencial de evaporação. Muitos fertilizantes inorgânicos, como nitrato de amônio, podem contribuir para elevar a concentração salina do solo. Solos com altos níveis de sais neutros são um problema para as plantas, devido aos desequilíbrios osmóticos (GLIESSMAN, 2009).

Uma das tentativas para atenuar os efeitos depressivos dos sais às plantas tem sido o emprego de insumos orgânicos visando incrementar o teor de substâncias húmicas no solo como matéria orgânica, insumos orgânicos e os biofertilizantes (esterco líquido fermentado de bovino) que atenuem o dano provocado pela salinização às plantas (DINIZ NETO *et al.*, 2014)

O manejo agroecológico privilegia práticas que garantem um fornecimento constante de matéria orgânica, fundamental para a construção da fertilidade do solo. Este tipo de manejo procura priorizar o uso de recursos naturais renováveis, localmente disponíveis, diminuir a dependência do agricultor por insumos externos e poupar recursos naturais não renováveis. Nesse contexto, o processo de fixação biológica de N_2 é uma estratégia importante para o fornecimento de nitrogênio, favorecendo a produção das culturas sem a necessidade de aplicação de fertilizante químico (ANDRADE, FREITAS & LANDERS, 2010).

É no cenário de susceptibilidade a degradação que os sistemas agrícolas no semiárido estão inseridos ao longo do tempo. A vegetação da caatinga,

mesmo adotando seus mecanismos de adaptação as condições do semiárido, atua como qualquer outro bioma natural, ou seja, regula seus fluxos de energia; promove a ciclagem de nutrientes; mantém a cadeia alimentar do solo, proporcionando o equilíbrio entre organismos benéficos e antagonicos, sem que haja surgimento desequilibrado de insetos-pragas e doenças; diversificado; e auto-sustentável.

A substituição da vegetação do ecossistema natural por sistemas produtivos altera todos os processos elucidados anteriormente, e são considerados como agroecossistemas do ponto de vista da paisagem, ou seja, manejados pela ação antrópica e apresentam grande desafio de se manterem sustentáveis (GLIESSMAN, 2009).

A sustentabilidade é em última instância, um teste de tempo: um agroecossistema que continua produtivo por um longo período de tempo sem degradar sua base de recurso. Mas o que exatamente constitui um “longo período de tempo”? Como se determina se houve degradação dos recursos? E como pode ser desenhado um sistema sustentável, quando a prova da sua sustentabilidade está sempre no futuro? (GLIESSMAN, 2009).

Apesar desses desafios, há necessidade de determinar o que se compreende por sustentabilidade. Em resumo, a tarefa é identificar os parâmetros da sustentabilidade – características específicas dos agroecossistemas que constituam peças-chave em seu funcionamento – e determinar em que nível ou condição esses parâmetros devem ser mantidos para que um funcionamento sustentável possa ocorrer. Através deste processo, podemos identificar o que chamaremos de indicadores de sustentabilidade (GLIESSMAN, 2009).

O processo de identificação dos elementos de sustentabilidade começa com dois tipos de sistemas existentes: ecossistemas naturais e agroecossistemas tradicionais. Os ecossistemas naturais oferecem um ponto de referência importante para entender os fundamentos ecológicos da sustentabilidade; os agroecossistemas tradicionais dão exemplos abundantes de práticas agrícolas realmente sustentáveis, e de como os sistemas sociais – cultural – político – econômico – encaixam-se na equação da sustentabilidade (GLIESSMAN, 2009).

Os ecossistemas naturais e agroecossistemas convencionais são muito diferentes. Os agroecossistemas convencionais são geralmente mais produtivos, mas bem menos diversos, que os sistemas naturais. E, diferentemente dos sistemas naturais, os agroecossistemas convencionais estão longe de serem auto-sustentados. Sua produtividade pode ser mantida somente com grandes aportes de energia e através de insumos externos produzidos pelo homem. Caso contrário, degradam-se rapidamente até patamares de menor produtividade. (GLIESSMAN, 2009).

A chave para a sustentabilidade é encontrar um meio-termo entre os dois conjuntos – um sistema que imite a estrutura e função de ecossistemas naturais e, ainda assim, produza uma colheita para uso humano. Um sistema assim é manejado em alto grau pelos seres humanos, visando atender suas necessidades, mas dependente de processos naturais que sustente, por longo prazo, a apropriação de sua biomassa que é feita pelos seres humanos, sem grandes subsídios de energia cultural industrial e sem efeitos prejudiciais sobre o meio ambiente que o cerca (ALTIERI, 2012).

Pode ser observado na Tabela 5 a comparação de três tipos de sistemas através de critérios ecológicos. Os agroecossistemas sustentáveis imitam a alta diversidade, resiliência e autonomia dos ecossistemas naturais. Comparados com sistemas convencionais, têm rendimentos ligeiramente mais baixos e variáveis, um reflexo da variação que ocorre de ano para ano na natureza. Esses rendimentos mais baixos, contudo, são usualmente mais do que compensados pelas vantagens obtidas devido à menor dependência de insumos externos e por uma consequente redução de impactos ambientais diversos (GLIESSMAN, 2009).

Tabela 5. Propriedades de ecossistemas naturais, agroecossistemas sustentáveis e agroecossistemas convencionais.

	Ecossistemas naturais	Agroecossistemas sustentáveis*	Agroecossistemas convencionais *
Produtividade (processo)	média	média/alta	baixa/média
Diversidade	alta	média	baixa
Resiliência	alta	média	baixa
Estabilidade de saída	média	baixa/média	alta
Flexibilidade	alta	média	baixa
Deslocamento de processos ecológicos pela ação humana	baixo	médio	alto
Dependência de insumos humanos externos	baixa	média	alta
Autonomia	alta	alta	baixa
Sustentabilidade	alta	alta	baixa

* As propriedades atribuídas a esses sistemas são aplicáveis ao nível das unidades produtivas e para um período curto ou médio de tempo.

Fontes: Odum (1984), Conway (1985) e Altieri (1995).

Para o critério ecológico relacionado à produtividade, quando os sistemas sustentáveis adotam a estratégia de policultivo e se aproxima dos outros fatores ecológicos presentes nos ecossistemas naturais, podem ao longo do tempo ter produtividade da terra superior aos monocultivos (sistemas convencionais), evidenciado pelo índice de eficiência do uso da terra (ALTIERI, 2012).

O aumento da eficiência do uso da terra em um policultivo é ilustrado pelo experimento de Natarajan & Willey (1981) com sorgo e guandu, consórcio muito comum na Índia. Estes pesquisadores demonstraram que foram necessários 0,94 ha de sorgo e 0,68 ha de guandu em monocultivo para produzir as mesmas quantidades de sorgo e guandu que foram colhidos em 1,0 ha de consórcio. O uso equivalente da terra (UET) para (no original LER- Land Equivalent Ratio) esse policultivo foi, então, $0,94 + 0,68 = 1,62$ ha. Recomenda-se ler Mead & Willey (1980) para maiores informações sobre o conceito de UET. Neste caso, a

produção de cada espécie do consórcio foi reduzida pela competição com a cultura associada, mas a produção total do policultivo por unidade de área foi de 62% maior que no monocultivo.

Um consórcio tem maior produção que as monoculturas de suas espécies componentes sempre que $UET \geq 1$. Os valores de UET relatados a partir de experimentos com diversos sistemas de policultivos indicam que são possíveis aumentos substanciais da eficiência do uso da terra. A saber: 1,26 para milho/amendoim (REDDY & WILLEY, 1981); 2,08 para milho/guandu/batata-doce (UNAMMA *et al.*, 1985); e mais de 2,51 para mandioca/milho/amendoim (ZUOFA *et al.*, 1992). Santiago *et al.* (2014) encontraram valores maiores de UET'S (1,06, 2,10, 1,70 e 2,72) em consórcios agroecológicos (algodão/amendoim/jerimum/feijão/gergelim/milho/guandu) com algodão no semiárido em 4 agroecossistemas quando comparados com monocultivos, indicando que o princípio da facilitação produtiva prevaleceu.

Numa boa proporção do mundo rural de hoje, práticas e conhecimentos agrícolas tradicionais continuam sendo a base para a maior parte da produção primária de alimentos. A distinção existente entre os sistemas de produção tradicionais e indígenas e os sistemas convencionais é que os primeiros desenvolveram-se em épocas e locais onde não havia disponibilidade de outros insumos além do trabalho humano e dos recursos locais, ou onde foram encontradas alternativas que reduziam, eliminavam ou substituíam insumos humanos intensivos no uso de energia e de tecnologias, comuns a grande parte da agricultura convencional atual. A produção é feita de forma a focar não tanto a maximização do rendimento do rendimento e do lucro, mas, sim, a sustentabilidade ao longo prazo. O fato de ainda serem produtivos é uma forte evidência em prol de uma estabilidade ecológica e social, a qual poderia ser invejada pelos sistemas mecanizados (KLEE, 1980).

Em que pese a diversidade dos agroecossistemas tradicionais em nível global, é possível responder o que a maioria dos sistemas tradicionais tem em comum. Os agroecossistemas tradicionais: não dependem de insumos externos, adquiridos no mercado; fazem uso intenso de recursos renováveis e disponíveis localmente; enfatizam a reciclagem de nutrientes; têm impactos negativos mínimos ou benéficos no ambiente agrícola e fora dele; são adaptados ou

tolerantes às condições locais, em vez de dependentes de alteração ou controle intensos do ambiente; maximizam o rendimento sem sacrificar a capacidade produtiva, a longo prazo, de todo o sistema e a habilidade dos seres humanos de utilizarem seus recursos de forma ótima; mantêm diversidade espacial e temporal e continuidade; conservam a biodiversidade biológica e cultural; são relativamente independentes de fatores econômicos externos; dependem de variedades locais de cultivo; e cultivos intercalados com árvores (GLIESSMAN, 2009).

A inovação na agricultura tem sido impulsionada principalmente pela ênfase em altos rendimentos e no lucro da propriedade, resultando em retornos notáveis, mas, também, numa ampla gama de efeitos colaterais ambientalmente negativos. Apesar da continuidade dessa forte pressão econômica sobre a agricultura, muitos produtores convencionais estão preferindo fazer a transição para práticas que são mais consistentes ambientalmente e têm potencial de contribuir com a sustentabilidade da agricultura a longo prazo (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1989).

Diversos fatores estão encorajando os agricultores a começarem esse processo de transição para agroecossistemas agroecológicos: custo crescente de energia; as baixas margens de lucro das práticas convencionais; o desenvolvimento de novas práticas que são vistas como opções viáveis; aumento da consciência ambiental entre consumidores, agricultores e legisladores; e novos e mais consistentes mercados para produtos agrícolas cultivados e processados de forma alternativa (GLIESSMAN, 2009).

Apesar de, frequentemente, os agricultores terem uma redução no rendimento e no lucro nos primeiros um ou dois anos do período de transição, a maioria daqueles que persistem, ao final, acabam por ter benefícios tanto econômicos quanto ecológicos, devido à conversão. À medida que o uso de agroquímicos sintéticos é reduzido ou eliminado, e os nutrientes e a biomassa são reciclados dentro do sistema, a estrutura e função do agroecossistema também mudam. Uma variedade de processos e relações é transformada, começando com aspectos da estrutura básica do solo, seu conteúdo de matéria orgânica e a diversidade e atividade da biota do solo. Posteriormente, mudanças de maior porte também acontecem na atividade e nas relações entre ervas adventícias, insetos e populações de pragas, e no equilíbrio entre organismos-praga e

benéficos. Por fim, a dinâmica e ciclagem de nutrientes, a eficiência do uso de energia e produtividade geral sofre impacto (ALTIERI & NICHOLLS, 2007).

Um aspecto importante da análise de sustentabilidade é o uso de uma base mais holística para estudos do processo mais elementar de um agroecossistema – a produção de biomassa. A agricultura convencional ocupa-se com este processo em termos de rendimento. Não importa como o produto da colheita, ou produção, é obtido, desde que seja o mais elevado possível. Para agroecossistemas sustentáveis, porém, medir somente o rendimento não é mais adequado, uma vez que a meta é uma produção sustentável. Deve-se prestar atenção aos processos que possibilitam a produção. Isto significa ter como foco a produtividade ecológica – conjunto de processos e estruturas diligentemente escolhidos e mantidos pelo agricultor para obter sua colheita (GLIESSMAN, 2009).

Numa perspectiva ecológica, a produtividade é um processo dos ecossistemas que envolve a captação de energia luminosa e sua transformação em biomassa. É esta biomassa que apoia, em última instância, o processo de produção sustentável. Uma maneira de quantificar a produtividade é medir a quantidade de biomassa colhida no produto colhido, com relação à quantidade total de biomassa viva presente no resto do sistema. Isto é feito através do uso do índice de produtividade, representado pela seguinte fórmula (GLIESSMAN, 2009):

$$\text{Índice de produtividade (IP)} = \frac{\text{Biomassa total acumulada no sistema}}{\text{Produtividade Primária Líquida (PPL)}} \quad (1)$$

Um valor de IP pode ser usado como um indicador de sustentabilidade, se assumir que existe uma correlação positiva entre o retorno de biomassa a um agroecossistema e sua capacidade de produzir biomassa para ser colhida. O IP irá variar de um valor muito abaixo de 1, para o sistema de cultura anual mais extrativo, até um valor elevado, de cerca de 50, em alguns ecossistemas naturais. Quanto mais alto o IP de um sistema, maior sua capacidade de manter uma certa produção para colheita. A PPL não varia muito entre tipos de sistema (varia de 0 a 30t ha⁻¹ ano⁻¹); o que realmente varia de sistema para sistema é a biomassa viva

(0 a 800t ha⁻¹). Quando uma parte maior da PPL é deixada acumular-se como biomassa ou cultura viva, o IP e a capacidade de colher biomassa aumentam, sem comprometer o funcionamento do sistema. Uma maneira de aumentar a biomassa viva do sistema é combinar anuais e perenes, em algum padrão alternado de tempo e espaço (GLIESSMAN, 2009).

As discussões nas últimas décadas sobre agricultura sustentável vão além do que acontece dentro dos limites de qualquer unidade produtiva individual. A maneira que se cuida da unidade produtiva pode ter muitos efeitos a jusante. A erosão do solo e o esgotamento da água podem afetar negativamente unidades vizinhas. O uso inadequado ou ineficiente de agrotóxicos e fertilizantes pode contaminar a água e o ar, bem como deixar resíduos potencialmente perigosos nos alimentos (GLIESSMAN, 2009).

Para que a pesquisa agroecológica contribua com a sustentabilidade da agricultura, ela precisa estabelecer um sistema de referências que torne possível medir-se e quantificar-se a sustentabilidade (LIVERMAN *et al.*, 1988; GLIESSMAN, 1990). Os agricultores precisam ser capazes de avaliar um sistema particular, determinando: que distância ele está da sustentabilidade; quais seus aspectos são menos sustentáveis; exatamente de que forma sua sustentabilidade está sendo minada; como ele pode ser alterado de forma a se mover na direção de um funcionamento sustentável. As ferramentas metodológicas para realizar essa tarefa podem ser tomadas emprestadas da ciência da ecologia. A ecologia possui um conjunto bem desenvolvido de metodologias para a quantificação de características de ecossistemas tais como a ciclagem de nutrientes, fluxos de energia, dinâmicas de população, interações entre espécies e modificações de habitat (GLIESSMAN, 2009).

Se os fatores econômicos forem considerados como critérios mais importantes para determinar o que é produzido e como é produzido, a agricultura nunca poderá ser sustentável a longo prazo. Um problema básico da economia de mercado é que cria um contexto no qual a visão de curto prazo eclipsa completamente a de longo prazo. A sustentabilidade, ao contrário, requer que o planejamento e a tomada de decisões aconteçam num horizonte de tempo muito mais longo que considerado pela maioria dos programas econômicos. Os impactos ambientais das práticas e políticas correntes só irão manifestar-se

plenamente ao cabo de um período de algumas décadas; da mesma forma, a restauração de ecossistemas danificados e a recuperação de terras agrícolas degradadas e improdutivas exigirá décadas, senão séculos (GLIESSMAN, 2009).

Na Tabela 6 é possível observar alguns exemplos para quantificação da sustentabilidade em agroecossistema.

Tabela 6. Parâmetros ecológicos quantificáveis selecionados e seus valores mínimos aproximados para o funcionamento sustentável de agroecossistemas específicos.

	Nível mínimo para a sustentabilidade	Agroecossistema	Fonte
Conteúdo de matéria orgânica no solo	2,90%	Morangos na Califórnia	GLIESSMAN et al. (1996)
Insumos: quantidade de cada macronutriente retirada na colheita	Balanço líquido positivo ao longo do tempo	Culturas aráveis mistas na Costa Rica	Jansen et al. (1995)
Índice de Biocidas*	Manter em um nível menor que 15	Culturas aráveis mistas na Costa Rica	Jansen et al. (1995)
Capital biofísico do ecossistema**	PPB - PPL ⁵⁸ > 1	Variável	Giampietro et al. (1994)
Atividade enzimática do solo	150 microgramas p-nitrofenol/g/ha	Forragem/gramínea/hortaliças	Dick (1994)
Biomassa viva	> 300 gramas/m ²	Pastagem perene	Risser (1995)
Diversidade de espécies de plantas	Índice de Shannon > 5	Pastagem perene	Risser (1995)

* Índice baseado em diversos fatores, incluindo taxas de uso, toxicidade e área pulverizada; valores acima de 50 são considerados indicativos de uso excessivo de biocidas. ** Definido como a captação de energia solar adequada para sustentar de matéria em um ecossistema.

Um agroecossistema sustentável desenvolve-se quando os componentes tanto da base social como a base ecológica combinam-se em um sistema cuja estrutura e função reflete a interação do conhecimento e das preferências humanas. Alguns aspectos: a) equidade: deve exigir maior equilíbrio entre as pessoas em termos de poder econômico, propriedade e posse da terra e controle do conhecimento e dos recursos agrícolas; b) padrões sustentáveis de dieta: relacionado com a qualidade dos alimentos e a relação com as bases ecológicas dos ecossistemas; c) controle do crescimento populacional: qualquer esforço coordenado para desenvolver sistemas alimentares sustentáveis deve, portanto,

assumir o problema de como controlar melhor o crescimento populacional humano (ALTIERI, 2012).

5.6. Qualidade do solo em sistemas produtivos sustentáveis

A discussão sobre qualidade do solo (QS) se intensificou no início dos anos 1990, quando a comunidade científica, consciente da importância do solo, iniciou a abordar nas publicações, a preocupação com a degradação dos recursos naturais, a sustentabilidade agrícola e a função do solo nesse contexto (VEZZANI & MIELNICZUK, 2009).

Lal & Pierce (1991) foram precursores em alertar sobre a relação do manejo do solo e a sustentabilidade da agricultura. Os números alarmantes de áreas degradadas física e quimicamente, contaminadas por agroquímicos, e as perspectivas catastróficas fizeram estes pesquisadores instigarem a comunidade científica a buscar sistemas de manejo inovadores, capazes de balancear o requerimento do solo e das culturas. *“A ênfase não está em maximizar a produção, mas sim em otimizar o uso do recurso e sustentar a produtividade por um longo período”*.

Doran & Parkin (1994) propuseram o seguinte conceito a qualidade do solo, que mais tarde foi reformulado por Doran (1997): *“Qualidade do solo é a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens”*.

Em outras palavras, é a capacidade do solo exercer suas funções na natureza (DORAN, 1997), que são: funcionar como meio para crescimento das plantas; regular e compartimentalizar o fluxo de água; estocar e promover a ciclagem de elementos da biosfera; e servir como tampão ambiental na formação, atenuação e degradação de compostos prejudiciais ao ambiente (KARLEN *et al.*, 1997). Portanto, a QS é a integração das propriedades biológicas, físicas e químicas do solo, que o habilita a exercer suas funções na plenitude.

Para o Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (NRCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), QS é expressa como a capacidade do solo em desempenhar suas funções para uso futuro (USDA-NRCS, 2009). Neste sentido, é na percepção do tempo que reside a relação entre QS e sustentabilidade. A qualidade do solo confirma a ideia de sustentabilidade. Conhecê-la é imprescindível à definição de estratégias para um manejo sustentável e na identificação de indicadores sensíveis ao uso incorreto do solo em um determinado sistema de produção (MAIA, 2013).

O entendimento da qualidade do solo é importante tendo em vista a importância da manutenção das funções que o mesmo exerce. O conhecimento da qualidade do solo pode promover a implantação de um manejo sustentável. A importância da matéria orgânica para o ecossistema está relacionada às funções que desempenha, tanto de natureza física, química como biológica, o que sustenta sua condição de atributo relevante em estudos de qualidade do solo (LIMA, 2013).

O manejo dos sistemas intensivos de produção agrícolas e florestais trouxe desenvolvimento econômico e social, mas também tem contribuído para a degradação das terras em termos de diminuição da matéria orgânica do solo, erosão do solo, perda de biodiversidade do solo e contaminação dos cursos d'água (KIRSCHENMANN, 2010). Durante as últimas duas décadas, não houve uma consciência crescente de que, além da produção de alimentos e fibras, a manutenção da qualidade do meio ambiente também é uma das funções dos solos (CÂNDIDO, 2014).

Nessa perspectiva é fundamental a escolha de um conjunto mínimo de indicadores que apresentem características com facilidade de avaliação, aplicabilidade em diferentes escalas, capacidade de integração, adequação ao nível de análise da pesquisa, utilização no maior número possível de situações de sensibilidade às variações de manejo e clima e possibilidade de medições por métodos quantitativos e/ou qualitativos (DORAN & PARKIN, 1996).

Como indicadores de qualidade do solo, linhas de pesquisa têm estudado e proposto alguns índices tais como: avaliação da matéria orgânica do solo, que constitui fonte primária de nutrientes às plantas e exerce influência em diversos processos que ocorrem no solo (SAMUEL-ROSA *et al.*, 2013; GUIMARÃES,

GONZAGA & MELO NETO, 2014); avaliação de atributos físicos (STEFANOSKI *et al.*, 2013; MOTA *et al.*, 2013; VASCONCELOS *et al.*, 2014); avaliação de atributos químicos e físicos (MATIAS *et al.*, 2012; DANTAS *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2013b; CÂNDIDO, 2014); e associação entre os indicadores físicos, químicos e biológicos (OLIVEIRA *et al.*, 2014).

5.7. Indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade do solo

Na tentativa de reverter a uma tendência de declínio da qualidade do solo, pesquisadores vêm tentando identificar práticas de manejo do solo adequadas (FREITAS *et al.*, 2012; SOUZA *et al.*, 2013; RAHMANIPOUR *et al.*, 2014). Ferramentas para avaliar a qualidade do solo são necessárias para garantir uma agricultura sustentável e avaliar os efeitos das práticas de gestão sobre os processos do solo (CÂNDIDO, 2014).

O monitoramento de mudanças nos indicadores físicos, químicos e biológicos do solo é uma forma de avaliar a qualidade do solo. Idealmente, a avaliação da qualidade do solo deve envolver todos os três indicadores, visto que o manejo dos sistemas de produção afetam todos os principais componentes – físicos, químicos e biológicos do solo. Além disso, a combinação de vários indicadores em um único índice pode ajudar a interpretar os dados de diferentes medições de solo e mostrar se os sistemas de manejo estão adequados à produtividade sustentável e proteção ambiental (BHARDWAJ *et al.*, 2011).

O conjunto de atributos a fim de quantificar o índice de qualidade é relacionado às funções exercidas pelo solo. A utilização de um maior número de atributos químicos e físicos do solo para determinação quantitativa do índice de qualidade do solo permite uma caracterização mais expressiva em relação a cada ponto amostrado (LIMA, 2013).

Na busca pelos melhores indicadores de qualidade de solo, Doran & Parkin (1994) e Larson & Pierce (1994) foram os pioneiros e propuseram um conjunto básico de indicadores de ordem física, química e biológica: textura; profundidade de solo e raízes; densidade do solo; infiltração de água no solo; porosidade total; resistência à penetração no solo; capacidade de armazenamento e retenção de

água do solo; infiltração de água no solo; temperatura do solo; teores de C e N orgânico total; pH, condutividade elétrica; teores de N mineral (NH_4^+ ; NO_3^-), P; K; Na; C e N da biomassa microbiana; capacidade de troca de cátions, soma de bases, saturação de bases, N potencialmente mineralizável, respiração do solo; e o C da biomassa em relação ao C orgânico total e respiração microbiana em relação à biomassa.

De acordo com Liebig & Doran (1999), devem ser escolhidos indicadores que possam ser utilizados em áreas distintas, independentemente da diversidade de situações que prevaleçam. Os indicadores de qualidade a serem utilizados devem ser facilmente quantificados e seus efeitos de fácil interpretação, viabilizando a aplicação por agricultores e técnicos de campo.

O grupo macrofauna apresenta características morfológicas que favorecem fortemente sua atuação na fragmentação da matéria orgânica e nas características físicas e químicas do solo; as minhocas influenciam tanto a porosidade do solo quanto as relações de nutrientes através da formação de túneis e da ingestão de minerais e matéria orgânica, e que agem como reguladoras das populações de organismos do solo em escalas espaciais menores, por exemplo, mesofauna, microfauna e microssimbiontes; cupins, formigas e besouros influenciam ou mediam a porosidade e textura do solo através da formação de túneis, da ingestão e transporte de solo pela construção de galerias, e seus predadores (lacraias, aracnídeos maiores, alguns outros tipos de insetos) na ciclagem de nutrientes através da digestão da matéria orgânica e o controle biológico como predadores; e tatuzinhos (Isopoda) e alguns tipos de larva de insetos que agem como transformadores da serapilheira, como importante ação de fragmentação sobre os tecidos mortos de plantas (MOREIRA; HUISING & BIGNELL, 2010).

A fauna do solo está intimamente relacionada à ciclagem de nutrientes (CARRILLO *et al.*, 2011), podendo ser influenciada tanto pela quantidade quanto pela qualidade de material vegetal aportado ao solo (DUPONT *et al.*, 2009; GATIBONI *et al.*, 2009; TRIPATHI *et al.*, 2010). Além disso, de acordo com Albuquerque *et al.* (2009), a diversidade desses organismos está associada com a grande variedade de recursos e micro-habitats que o sistema solo-serapilheira oferece, uma mistura de fases aquáticas e aéreas, o que proporciona um mosaico

de condições microclimáticas, favorecendo, portanto, grande número de grupos funcionais associados.

Alguns estudos têm avaliado a ligação entre a biodiversidade acima e abaixo do solo (WU *et al.*, 2011). Os plantios consorciados podem promover maior diversidade desses organismos no solo, tendo em vista a maior variedade de espécies vegetais cultivadas, o que proporciona maior variedade de recursos alimentares (serapilheira), com qualidade nutricional variada, formando diferentes nichos, o que facilita a coexistência de diferentes grupos taxonômicos.

O sistema solo-serapilheira é o habitat natural de vários organismos, incluindo invertebrados da fauna do solo. A sensibilidade da fauna do solo às variações ambientais pode, portanto, ser um potencial indicador de qualidade do solo (CUNHA NETO *et al.*, 2012). Várias das funções da fauna do solo são associadas com uma variedade de recursos e ambiente do sistema solo-serapilheira (MENEZES *et al.*, 2009). Assim, alterações nas propriedades da comunidade de invertebrados do solo influenciam no desenvolvimento de ecossistemas. As variações na composição da vegetação e no manejo do solo, qualidade dos resíduos orgânicos, a disponibilidade de alimentos, e o grau de degradação ou recuperação do ecossistema têm uma grande influência sobre a comunidade de invertebrados do solo (RIBAS *et al.*, 2011). Em geral, a remoção dos resultados de vegetação em um habitat mais simples, o que reduz imediatamente oferta de alimentos e diversidade, e de abrigo e reprodução locais (SILVA *et al.*, 2009).

Além da abundância da fauna do solo, a diversidade pode ser avaliada como um parâmetro de qualidade do solo. Na análise da diversidade, se utilizam os índices de diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou (CUNHA NETO *et al.*, 2012). A diversidade de Shannon é uma função da riqueza de grupos da comunidade e da distribuição relativa de abundância de indivíduos entre os grupos. A diversidade obtida a partir do índice de Shannon varia com a equidade obtida a partir do índice de uniformidade Pielou. O índice de Pielou é classificado como o parâmetro mais estável e, portanto, mais adequado para comparações de comunidade fauna do solo em relação a outras medidas de diversidade (MOÇO *et al.*, 2005).

Atualmente, há um esforço multidisciplinar tentando quantificar diferentes atributos que estão relacionados com a sustentabilidade, traduzindo-os na forma de indicadores de qualidade do solo (FREITAS *et al.*, 2012). Alguns trabalhos têm sido conduzidos com objetivo de identificar os indicadores da qualidade do solo em sistemas agrícolas implantados em substituição aos ecossistemas nativos (CARDOSO *et al.*, 2009; CARDOSO *et al.*, 2011; MOTA *et al.*, 2013; SILVA, *et al.*, 2013a; GUIMARÃES, GONZAGA & MELO NETO, 2014), e avaliar o efeito integrado dos mesmos, expressos por meio de índices (HUSSAIN *et al.*, 1999; GLOVER *et al.*, 2000; CHAER, 2001; CARDOSO, 2008; MELO FILHO *et al.*, 2009; BONFIM, 2011; MONTEIRO, 2012; ALVARENGA *et al.*, 2012, FREITAS *et al.*, 2012; MAIA, 2013; SOUZA *et al.*, 2013; LIMA, 2013; CÂNDIDO, 2014; RAHMANIPOUR *et al.*, 2014).

Entre os métodos de seleção de indicadores, conjunto total de dados (CTD) e o conjunto mínimo de dados (CMD) têm sido amplamente utilizados para a avaliação da qualidade do solo (KARLEN *et al.*, 1998). O primeiro é um conjunto de indicadores selecionados para características específicas de análise de solo, enquanto o segundo é uma coleção selecionada de indicadores escolhidos de acordo com correlação entre os indicadores e sua facilidade de medição (GÓMEZ *et al.*, 2009). Estudos tem demonstrado que método CTD é o mais preciso, entretanto, o método CMD pode representar adequadamente o CTD, além de economizar tempo e dinheiro (QI *et al.*, 2009; RAHMANIPOUR *et al.*, 2014).

Para selecionar um CMD, dois principais métodos têm sido estabelecidos: opinião de especialistas da área e redução de dados por meio da estatística. A opinião dos especialistas, por definição, requer conhecimento aprofundado do sistema. Usar uma estrutura hierárquica para a escolha dos indicadores pode ajudar a tornar a seleção mais sistemática. A redução dos dados por meio da estatística tem se mostrado bastante eficaz na escolha dos indicadores em diversos sistemas estudados, com a utilização da análise de componentes principais (OBADE & LAL, 2014; RAHMANIPOUR *et al.*, 2014). Este método pode eliminar o viés disciplinar que poderia ser um problema com a seleção dos indicadores por especialistas, mas assume que os indicadores apropriados estejam no conjunto de dados originais (por isso é necessário um nível mínimo de conhecimento). A principal dificuldade deste método é a necessidade da

existência de um grande conjunto de dados. Esse foi o motivo que Cândido (2014) adotou a opinião dos especialistas para a seleção dos indicadores a serem incluídos no CMD no seu trabalho de avaliação qualidade do solo em relação à erosão hídrica em sistemas florestais no leste do Mato Grosso do Sul.

Os indicadores de qualidade do solo devem se relacionar com as funções que o solo exerce para manutenção da sua capacidade produtiva ao longo do tempo. Lima (2013) considerou as funções do solo e atributos relacionados: a) receber, armazenar e suprir água: permeabilidade do solo, microporosidade, MOS, densidade do solo; b) promover o crescimento de raízes: MOS do solo, densidade do solo, soma de bases, CTC efetiva e saturação por alumínio; c) armazenar, suprir e ciclar nutrientes: MOS, soma de bases, saturação por alumínio e pH; d) promover a conservação do solo: permeabilidade do solo à água, macroporosidade, porosidade total, matéria orgânica do solo e densidade do solo.

Guimarães, Gonzaga & Melo Neto (2014) estudaram a gestão da MOS e armazenamento de carbono em plantações de frutas tropicais no Platô de Neópolis, Estado de Sergipe, após a substituição da vegetação nativa, e detectaram que a MOS é um excelente indicador de qualidade do solo, apresentando susceptibilidade da decomposição da MOS em relação à vegetação nativa.

Kuwano *et al.* (2014) avaliaram as características químicas e microbiológicas e associada a C, N e P do solo em áreas com atividade diversificada na região do norte do Paraná e índice de qualidade do solo e chegaram as seguintes afirmações: sistemas que visem maior entrada de resíduos orgânicos e menor revolvimento do solo ou mais conservacionistas favorecem o aumento do carbono orgânico do solo e atividades microbianas, bem como menor quociente metabólico; e o índice de qualidade do solo permitiu gerar uma visão global da qualidade do solo através de diferentes tipos de uso e manejo em relação a unidade de referência de mata nativa.

Cunha *et al.* (2014) analisaram o comportamento de aranhas em áreas de produção irrigada com melancia orgânica, convencional e vegetação natural, ressaltando a sua importância como possíveis inimigos naturais, nos tabuleiros costeiros do Piauí. Os pesquisadores encontraram nas áreas orgânica e natural

maiores valores de riqueza de famílias que o convencional; os valores de Shannon foram maiores nas áreas orgânica e natural em relação ao convencional, isso acontece pelo fato da densidade de indivíduos entre os grupos não ter sido muito discrepante, e pela maior uniformidade nas áreas orgânicas e natural; a equitabilidade favoreceu a diversidade, sugerindo que estas áreas estejam contribuindo de forma positiva para um maior número de grupos e, conseqüentemente, maior estabilidade.

Silva *et al.* (2013a) estudaram as propriedades físicas (Ds, DP e PT, estabilidade dos agregados) e químicas (Ca, Mg, K, P, SB, V, pH, H + Al e CTC) em áreas que foram substituídas pela vegetação nativa do Brejo paraibano por pastos convencionais e áreas de pastos em consórcio com espécies de leguminosas arbóreas. Eles observaram que as mudanças no uso do solo sempre causaram degradação de suas propriedades físicas e químicas, mas quando essa substituição é feita por um sistema menos agressivo é difícil perceber modificações.

Mota *et al.* (2013) avaliaram a qualidade física do solo sob o cultivo do mamoeiro irrigado na Chapada do Apodi, RN, com objetivo de analisar os efeitos de diferentes sistemas de manejo sobre as propriedades físicas do solo relacionadas a sua qualidade, indicar os riscos de degradação do ambiente e, se necessário, apresentar alternativas para os sistemas de manejo do solo e da cultura do mamoeiro comprometedores da sustentabilidade. Foram utilizados os indicadores físicos: Ds, estabilidade de agregados; DP, GF; RP; ADA; e infiltração do solo. Eles chegaram à conclusão que os indicadores utilizados foram sensíveis às alterações provocadas pelos sistemas de manejo do solo e, portanto, podem ser utilizados como fonte para a interpretação da dinâmica de processos físicos do solo no tempo.

Stefanoski *et al.* (2013) realizaram uma revisão de literatura sobre o uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade do solo através de alguns principais indicadores físicos, como a Ds, RP, PT, infiltração, Ks e curva de retenção de água. A partir dos trabalhos analisados, os autores observaram ao discriminar solos com sinais de degradação, os indicadores de qualidade física do solo evidenciam a necessidade da adoção de sistemas que favoreçam a estruturação do solo, como aqueles que elevam os teores de matéria orgânica.

Lira *et al.* (2012) estudaram os efeitos dos sistemas de cultivo e manejo da caatinga através de indicadores químicos (MOS, P, K, Na, Mg, Ca, pH, CTC, SB, H + Al, V e CE) na qualidade do solo para a produção agrícola em Apodi, RN. Os autores constataram que a perda da fertilidade do solo na área de cultivo agrícola convencional foi significativamente maior comparado com os demais sistemas de manejo da caatinga; este sistema agrícola, durante cinco e sete anos, contribuiu de forma benéfica para a conservação do solo.

Dantas *et al.* (2012) avaliaram alterações nos atributos físicos e químicos de um Cambissolo Vermelho Amarelo eutrófico típico, sob diferentes usos e manejos, no Perímetro Irrigado Jaguaribe/Apodi, Ceará. Os indicadores físicos utilizados foram: Ds, Dp; condutividade hidráulica saturada (Ks); ADA; PT; e estabilidade de agregados. Os indicadores químicos selecionados: pH, Ca, Mg, Na, K, COS e nitrogênio total. Os estudiosos constaram que as áreas sob cultivo anual mostraram maior degradação física em detrimento da área sob cultivo perene, evidenciada pela redução da Ks, diminuição na estabilidade de agregados e aumento da Ds; e os índices de qualidade evidenciaram necessidade da adoção de práticas de manejo que favoreçam a infiltração da água no solo, em conjunto com aquelas que incrementam os teores de MOS.

Mota *et al.* (2013) avaliando a qualidade física de um Cambissolo através de indicadores em sistemas de cultivo na Chapada do Apodi, RN, utilizaram essa técnica para verificar a consistência dos dados nos indicadores: GF; estabilidade de agregados; infiltração de água; diâmetro médio ponderado da estrutura do solo; e Ds. Os autores verificaram que a distribuição dos dados das variáveis seguiu uma distribuição normal e, portanto, não sendo necessária a transformação dos dados originais.

Maia (2013) avaliou a qualidade ambiental do solo em cultivo irrigado com a cultura do melão, através de indicadores físicos e químicos na indexação do índice de qualidade do solo e verificou que algumas variáveis não seguiam uma distribuição normal. Portanto, foi necessária a transformação dos dados médios a fim de obter a distribuição normal dos indicadores. A técnica usada foi o uso da raiz quadrada dos valores originais verificados.

Os valores de assimetria podem demonstrar distribuições assimétricas para os atributos do solo estudados. O coeficiente de assimetria é mais sensível a

valores extremos que a média e desvio padrão já que um único valor pode influenciar fortemente esse coeficiente (ISAACS & SRIVASTAVA, 1989). Lima (2013) em avaliação da variabilidade espacial de atributos físicos e químicos de solo sob uso de pastagens e com remanescentes de Mata Atlântica, na sub-bacia hidrográfica das posses, Extrema, MG, utilizou essa técnica para avaliação da normalidade dos dados visando a aplicação da técnica geoestatística. A técnica de comparação de indicadores de qualidade através de sistemas de cultivo foi utilizada por Obade & Lal (2014) quando na avaliação de indicadores físicos e químicos em cinco sistemas de cultivo no Estado de Ohio, EUA.

Chen *et al.* (2013) utilizaram a análise de correlação de Pearson em estudo sobre a qualidade do solo na parte central no Nordeste da China em campos de produção com soja, de modo a verificar a redundância de indicadores selecionados quando na utilização da análise de componentes principais (ACP) na seleção de indicadores para compor o conjunto mínimo de dados (CMD) no IQI. As cargas dos autovetores $\geq 0,70$ em valor absoluto foram consideradas para selecionar indicadores para CMD. Dessa forma, com a matriz de correlação de Pearson não foi possível observar nenhuma correlação com esse parâmetro. Portanto, esta serviu de certa forma para validar a técnica empregada por ACP.

Lima (2013) avaliou os atributos físicos e químicos de qualidade do solo em relação à erosão hídrica e recarga de água numa micro bacia em Extrema, MG. Utilizou a correlação de Pearson para avaliar a retenção de água no solo, bem como capacidade de campo, ponto de murcha permanente e água disponível; resistência do solo à penetração; macro e microporosidade; permeabilidade do solo à água; densidade do solo; textura e matéria orgânica. Com uso dessa técnica foi possível observar a interação desses atributos entre si a partir do manejo do solo em solos da referida microbacia.

Portugal *et al.* (2010) avaliaram as propriedades físicas e químicas do solo em sistemas produtivos e mata na região da mata mineira. Utilizaram a correlação de indicadores para identificar a sensibilidade de indicadores através das práticas de manejo. Os autores encontraram uma forte correlação linear da MOS em função da CTC ($r = 0,77$), e entre as áreas com uso agrícola (laranjeira, canavial e pastagem) a área de laranjeira apresentou maior CTC, acompanhando os teores de MOS.

Cândido (2014) avaliou a influência de atributos físicos e a matéria orgânica do solo sobre a erosão hídrica, em florestas de eucalipto no estágio pós-plantio, conduzido no sistema de cultivo mínimo, na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. A ACP foi utilizada com o intuito de visualizar a distribuição dos fatores no plano bidimensional formado por componentes principais (PC'S), bem como analisar o poder discriminatório dos fatores de perda de solo e água em cada componente principal. Os dois primeiros componentes principais retiveram 87% das informações, sendo o primeiro PC com 68% da variância total e o segundo PC de 19%. A ACP conseguiu demonstrar com clareza as inter-relações que existem entre os atributos do solo e a erosão hídrica. Nela foi possível visualizar a influência que os atributos do solo exercem sobre a erosão hídrica e os sistemas de manejo estudados. Mostrou-se uma ferramenta promissora que pode ser mais explorada em futuros estudos envolvendo conservação do solo e da água, visando o entendimento dos complexos fatores que atuam no processo erosivo e no desenvolvimento de medidas mitigadoras.

Martins *et al.* (2010) utilizaram a ACP como ferramenta adicional para distinção dos ambientes em função do grau de degradação, através de atributos químicos e microbianos do solo em áreas em processo de degradação no semiárido de Pernambuco. Foram geradas duas PC'S (Fator 1 e Fator 2) para os atributos químicos (COT, pH, P, Ca, Mg, Na, K, H + Al e valor V) e microbianos (RB, C-BMS, qMIC e qCO₂) em conjunto, tanto para o período seco como para o chuvoso. A partir da relação entre esses componentes, foram formados diagramas de ordenação bidimensionais, para visualização da distinção dos três ambientes, e diagramas de projeção de vetores, para os atributos do solo que mais influenciaram nessa distinção, mostrando, assim, maior sensibilidade. A análise de ACP permitiu confirmar a influência dos atributos químicos e microbianos, na camada superficial, em diferenciar os ambientes quanto ao nível de degradação. O Fator 1, gerado para os atributos do período seco, explicou 35,48% da variação total dos atributos estudados, e os maiores coeficientes de correlação ($\geq |0,70|$) foram identificados para as variáveis C-BMS, qMIC, COT, H + Al e V, ou seja, esses atributos foram mais sensíveis na distinção dos ambientes. Já o Fator 2, onde a variância explicada foi menor (17,47%), apenas o

Ca foi identificado como atributo sensível na distinção dos ambientes. Para os autores a interpretação dos coeficientes dos PC'S segue o mesmo raciocínio de uma análise de correlação linear simples.

Silva *et al.* (2013b) avaliaram a densidade média, índice de Shamon (H), índice de Pielou (e) de organismos da fauna do solo, em plantios puros e consorciados, em Goytacazes, RJ. Os tratamentos foram submetidos à análise de variância em relação à densidade média. A ACP também foi utilizada para a distinção dos tratamentos, assim, foram geradas duas PC'S (Fator 1 e Fator 2) para os grupos taxonômicos da fauna edáfica, o carbono orgânico total (COT), o nitrogênio total (NT), a relação C:N e o aporte de serapilheira. Eles observaram que a distribuição das variáveis apresentou variância acumulada de 78,19% para os eixos F1 e F2; o eixo F1 foi capaz de explicar 51,28% e o F2, 26,92% dessa variância. O resultado da ACP, de modo geral, está de acordo com a abundância total e com os índices de diversidade de Shannon e de Pielou. Os autores ainda constataram que a influência positiva dos plantios consorciados sob a diversidade da fauna edáfica. Além disso, houve correlação dos sistemas agrícolas com o aporte de serapilheira e os teores de COT.

Na Figura 5, é possível observar as relações entre pH e disponibilidade de nutrientes em solos minerais. A relação com a atividade de certos microrganismos também é informada. A largura das faixas indica a atividade microbiana relativa ou a disponibilidade de nutriente. As linhas dentadas entre as faixas para o P e as para o Ca, Al e Fe representam o efeito desses metais em restringir a disponibilidade do P. Quando as correlações são consideradas como um todo, a faixa dos valores de pH de aproximadamente 5,5 a 7,0 é a que parece ser a melhor para proporcionar a disponibilidade dos nutrientes das plantas. Em resumo, se o pH do solo estiver adequado e ajustado para o fósforo, os outros nutrientes, se presentes em quantidades adequadas, estarão satisfatoriamente disponíveis na maior parte dos casos (BRADY & WEIL, 2013).

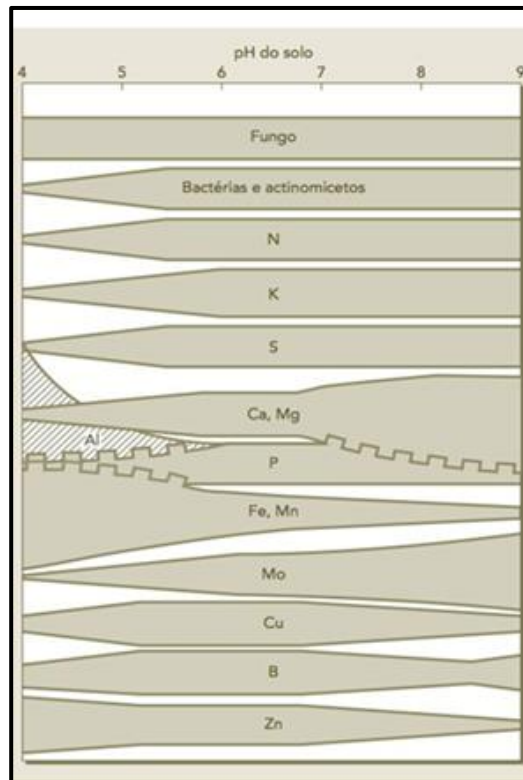


Figura 5. Disponibilidade de nutrientes e atividade da biomassa microbiana do solo (BMS) em função do pH.
 Fonte: Brady & Weil (2013).

5.8. Índices de qualidade do solo

Os índices de qualidade do solo são ferramentas que se destinam a tornar a informação complexa sobre a saúde do solo ou a qualidade mais acessível e interpretável para os tomadores de decisão (McBRATNEY *et al.*, 2013). A seleção de indicadores de qualidade do solo e da integração desses indicadores em um único índice poderá fornecer informações sobre a mudança da qualidade do solo e, em seguida, orientar as decisões sobre o manejo dos sistemas de cultivo (CHEN *et al.*, 2013). Duas formas são possíveis na seleção de indicadores. Uma é em função de um conjunto total de dados (CTD) que pode ser reduzida por um conjunto mínimo de dados (CMD), através de técnicas estatísticas como a ACP. Essa técnica foi usada por Rahmanipour *et al.* (2014), Obade & Lal (2014) e Armenise *et al.* (2013). A outra é a opinião de especialistas, utilizada por Cândido (2014).

A dificuldade em avaliar um solo é um dos principais obstáculos para o manejo sustentável dos sistemas produtivos (NURIA *et al.*, 2011). Dessa forma,

entre os métodos propostos, os índices de qualidade do solo são os mais comumente utilizados atualmente, pois são fáceis de usar e quantitativamente flexíveis (QI *et al.*, 2009). Além disso, podem ser utilizados como um suporte válido na avaliação do manejo do solo e dos ecossistemas.

Um grande número de parâmetros do solo precisa ser determinado para avaliar a qualidade do solo adequadamente. Dependendo da função para a qual o índice de qualidade do solo (IQS) está sendo proposto, uma extensa lista de atributos do solo pode ser empregada (CÂNDIDO, 2014). Indicadores físicos e químicos têm sido amplamente utilizados para avaliar a qualidade do solo, pois os métodos de análise são simples e disponíveis (BHARDWAJ *et al.*, 2011). Os indicadores de qualidade do solo são propriedades físicas, químicas e biológicas do solo capazes de mudarem rapidamente em resposta às variações nas condições do solo (MARZAIOLI *et al.*, 2010). Por isso, para avaliação de determinadas funções é preciso selecionar indicadores que, de alguma maneira, influenciam a função para a qual estão sendo avaliados; sejam mensuráveis e comparados a padrões definidos; e sejam sensíveis para detectar diferenças em escala espacial e, ou, temporal (KARLEN *et al.*, 1997).

Visando solucionar o erro causado pela utilização de diferentes indicadores expressos por diferentes unidades, funções de pontuação padrão são utilizadas para normalizar os dados (CÂNDIDO, 2014). Entre os métodos atualmente mais utilizados na comunidade científica para indexação da qualidade do solo em agroecossistemas, existem pelo menos quatro.

A qualidade do solo pode ser avaliada pela deterioração do solo, através do método proposto por Islam & Weil (2000), para a qual os desvios das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo de uma área agrícola sob ação antrópica são comparados à linha base de uma área natural adjacente ou que apresente condições de solo e clima similares. Este método foi validado por Lima (2013) e considerou algumas premissas: os ecossistemas naturais, caracterizados pelo mínimo de intervenção antrópica e de esperado equilíbrio, foram considerados como referência; as duas categorias de atributos de qualidade do solo (químicos e físicos) contribuem equitativamente para a qualidade do solo, sendo atribuído a cada categoria o mesmo peso ponderado; os

indicadores dentro de cada categoria de atributos têm a mesma importância relativa.

Lima (2013) utilizou o IQS para a determinação e espacialização do índice de qualidade do solo associado à geoestatística em áreas de uso agrícola, florestal, pastagens e remanescentes de Mata Atlântica, na Sub-bacia das Posses, Extrema (MG). Foram utilizados os indicadores químicos: Ca, Mg, Al, P, K, pH, MOS, SB e saturação por alumínio (m). No caso dos indicadores físicos: permeabilidade do solo; volume total de poros; microporosidade; macroporosidade; densidade do solo e diâmetro médio geométrico (DMG) com pré-umedecimento. A autora observou que a espacialização dos IQS'S possibilitou a identificação de menores valores nos solos com pastagens. As áreas de cultivo com batatas apresentaram IQS próximo ao IQS de Mata Atlântica devido ao manejo da área, o que não caracteriza a mesma como ambiente ideal.

O IQS pode ser obtido pela metodologia proposta por Karlen & Stott (1994). Esse método é baseado em um modelo aditivo que considera as funções principais do solo e os indicadores de qualidade a elas associados, sendo atribuídos pesos para as funções e indicadores. O somatório dos pesos de todas as funções principais deve resultar no valor 1 (um), sendo este o valor ideal do IQS para um solo considerado ideal em relação ao objetivo considerado. Após atribuir os pesos relativos para as funções, devem identificar e priorizar indicadores e ponderadores que influenciam cada uma, em diversos graus, sendo o somatório geral dos pesos dos indicadores em cada nível igual a 1 (um). Para esse método, é necessário padronizar os indicadores com escores que variam de 0 a 1 através do uso de funções de padronização ou normalização.

Freitas *et al.* (2012) avaliaram os índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. Os estudiosos utilizaram tanto o índice de deterioração do solo quanto o modelo aditivo (IQS) para a determinação da qualidade do solo. As funções principais do solo utilizadas e indicadores (pesos): receber, armazenar e suprir água (RP (0,15), macroporosidade (0,15), Ds (0,15), MOS (0,40) e PT (0,15)); promover o crescimento de raízes (MOS (0,40), Ds (0,15), RP (0,15), SB (0,15) e m (0,15)); armazenar, suprir e ciclar nutrientes (MOS (0,40), SB (0,30), m (0,15), pH (0,15)); promover a conservação do solo (diâmetro médio geométrico dos agregados

(0,25), Ks (0,25), MOS (0,15), PT (0,10), macroporosidade (0,10) e Ds (0,15)). Usaram-se o valor de 0,25 para cada função. Eles concluíram que os índices de qualidade dos Latossolos gerados, tanto com base nos desvios naturais como a partir do estabelecimento das funções do solo e indicadores a elas associados, foram eficientes em refletir a variação da qualidade do solo nos diferentes sistemas de uso e manejo florestal; independente da metodologia adotada, os índices de qualidade do solo refletem o desempenho integrado dos atributos físicos e químicos dos solos estudados, e por isto são ferramentas úteis que poderão ser utilizadas nas tomadas de decisões sobre o sistemas de uso e manejo em questão.

A terceira opção para indexar a qualidade do solo é a utilização do índice de qualidade integrado (IQI). Este método foi desenvolvido a partir do índice de qualidade do solo de Doran & Parkin (1994), onde combina os valores de peso de todos os indicadores selecionados em um índice, por uma equação que usa um sistema de pontuação simples (QI *et al.*, 2009; YAO *et al.*, 2013; CHEN *et al.*, 2013). Há necessidade de padronização dos indicadores antes de serem utilizados.

Obade & Lal (2014) utilizaram o IQI para avaliar a qualidade do solo através de diferentes práticas de manejo em cinco sistemas de cultivo no Estado de Ohio, EUA. Usaram a estatística multivariada para determinação do número mínimo de indicadores, através da técnica de análise de componentes principais (ACP), para calcular o IQI e testar se as propriedades solo são afetadas pelas práticas de manejo. Especialmente, foram utilizadas a análise de variância (ANOVA), de componentes principais e regressão múltipla para identificar a melhor resposta das propriedades do solo através do manejo adotado, e posteriormente agregar ao IQI. Utilizaram os seguintes indicadores: Ds; índice de colheita; AD; CE; COS; profundidade do solo; NT; e pH. O IQI foi estimado através da equação de regressão múltipla e por ACP para os diferentes manejos e não apresentou diferença significativa. O COS, Ds, NT e CE foram os indicadores que mais representaram a variabilidade do IQI.

Yao *et al.* (2013) utilizaram o modelo do IQI para avaliação da qualidade do solo em sistema de cultivo com rotação entre arroz/cevada e algodão/colza no norte da China. Os autores utilizaram 17 (dezesete) indicadores para a avaliação

da qualidade do solo: K disponível, N disponível, P disponível, CTC, argila, CE, taxa de infiltração, RAS, Estc, MOS, mineralização de águas subterrâneas, ponto de murcha permanente, capacidade de campo, N total, nível do lençol freático, Ds e pH. Eles utilizaram as funções do solo, sem utilizar pesos, para enquadramento dos indicadores: resistência à degradação; suprir nutrientes às plantas; sustentar a produtividade das culturas; facilidade de movimentar e disponibilizar água; manutenção da sustentabilidade do agroecossistema. Na determinação dos pesos dos indicadores se usou o método de contrastes entre eles (RONG *et al.*, 2012). Os autores observaram que o IQI foi eficiente em avaliar a qualidade do solo nos sistemas de cultivo em rotação de cultura, pois houve forte correlação positiva entre o IQI e a produção de biomassa.

Chen *et al.* (2013) estudaram em terras no nordeste da China a qualidade do solo através da aplicação do IQI, como objetivo de estabelecer um conjunto mínimo de indicadores para avaliação da qualidade do solo e testar se o IQI foi correlacionado com a produtividade da soja. Os indicadores utilizados, através da ACP, foram: CTC; areia; argila; total de fósforo; disponibilidade de fósforo; magnésio trocável; disponibilidade de ferro e boro. Os estudiosos concluíram que os índices de qualidade do solo poderão ser efetivamente usados para avaliar as terras agrícolas e a resposta das culturas, utilizando uma variedade de ponderação de diferentes métodos. O CMD escolhido utilizando valores de ACP incluiu oito indicadores e foi responsável por 74,9% da variância no CTD.

Rahmanipour *et al.* (2014) avaliaram os índices de qualidade do solo em terras na província de Qazvin, Irã. Estes autores utilizaram IQI e índice de qualidade de Nemoro (IQN) para a avaliação de práticas de manejo em solos, bem como o uso de ACP para a seleção do conjunto mínimo de dados (CMD) a partir do conjunto total de dados (CTD). O IQN foi desenvolvido por Nemoro que se baseia na média e na nota do indicador, sem considerar seu peso (QI *et al.*, 2009). Foram utilizados dez indicadores: pH, CE, CTC, MOS, CaCO₃, Cd, Co, Cr, Pb e erodibilidade do solo (k). Os índices de qualidade do solo testados foram apropriados para avaliar os efeitos das práticas de manejo da terra sobre a qualidade do solo. Os pesquisadores observaram correlação linear entre os índices, melhor estimativa da qualidade do solo aplicando o IQI em relação ao IQN e maiores valores de acordo com CTD que CMD. No entanto, o IQI (CMD)

resultou em uma avaliação adequada dos efeitos de gestão das terras sobre a qualidade do solo. Este último resultado foi particularmente relevante na área estudada, pois o uso de um número limitado de indicadores pode permitir reduzir o custo das análises e, por outro lado, aumentar a frequência da amostragem numa avaliação mais pormenorizada da qualidade do solo através de uma abordagem geoestatística.

Cândido (2014) avaliou a qualidade do solo em relação à erosão hídrica em sistemas florestais no leste do Mato Grosso do Sul. Utilizou o IQI e IQN, bem como CMD e opinião de especialistas para a seleção de indicadores. Os indicadores utilizados e seus pesos: diâmetro médio geométrico (0,1); K_s (0,1); MOS (0,2); volume total de poros (0,1); macroporosidade (0,1); microporosidade (0,1); RP (0,1); D_s (0,1); e GF (0,1). O estudioso estabeleceu análise de correlação entre os atributos do solo, as perdas de solo e água e os índices de qualidade, em cada tratamento, utilizando a ACP. Foram utilizados os IQI e o IQN como variáveis suplementares às perdas de solo e água, atributos físicos e MOS. Adicionalmente, foram feitas relações lineares entre a média dos índices e os valores de perdas de solo e água. Essa técnica também foi utilizada para verificar o grau de correlação existente entre IQI e IQN. Os resultados apresentados pela ACP demonstraram uma alta correlação entre os índices avaliados e os valores de perda de solo e água. Isto foi confirmado por meio dos elevados valores de R^2 (0,94) obtidos nas relações lineares entre a média dos índices de qualidade (IQI e IQN). O IQN é um método mais simples e elimina o viés do pesquisador no que diz respeito aos pesos atribuídos aos indicadores, sugere-se que este seja mais utilizado em pesquisas futuras, visando confirmar sua eficiência na avaliação da qualidade do solo.

Alvarenga *et al.* (2012) utilizaram o modelo aditivo para determinação do IQS associado à recarga de água subterrânea na bacia hidrográfica do alto Rio Grande, MG. O IQS proposto foi uma combinação linear de três indicadores relacionados à infiltração de água no solo: densidade do solo, condutividade hidráulica saturada e macroporosidade. Para sua validação, foi considerada a participação do deflúvio base (ou subterrâneo) no deflúvio total, analisando o comportamento desses indicadores hidrológicos tendo-se como referência a distribuição espacial do IQS. O índice gerado mostrou-se uma ferramenta

importante para avaliação do potencial do solo para recarga de água subterrânea, uma vez que ele reflete a influência dos usos da terra no comportamento do deflúvio base e, conseqüentemente, na dinâmica da produção de água pelas sub-bacias.

Miranda (2012) em seu estudo utilizou o IQS para avaliar a capacidade produtiva e qualidade de sítios cultivados com eucalipto em Argissolos de tabuleiro no litoral norte da Bahia, considerando o modelo aditivo que leva em conta a função do solo, o indicador associado e os pesos atribuídos. Utilizou o método que estabelece uma estrutura para avaliação da qualidade do solo (EAQS). Um grupo de indicadores combinados foi utilizado, de modo a quantificar as dimensões inerentes e dinâmicas da qualidade do solo. O peso do indicador (W_i) foi proporcional aos valores de coeficiente de correlação (r) em cada função, ou seja, representou a razão entre a média do coeficiente nas camadas e a soma destas médias em cada função. Os valores dos coeficientes de correlação para os indicadores representativos das funções foi igual a um. O autor concluiu que a sustentabilidade da produção nos sítios cultivados com eucalipto está comprometida pelo manejo dos atributos químicos do solo e da matéria orgânica.

Monteiro (2012) avaliou os atributos de qualidade do solo em sistema de produção de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) na região do Recôncavo da Bahia, através do modelo aditivo para cálculo do IQS. Utilizou os seguintes indicadores nas funções: 1) crescimento radicular em profundidade: RP; macroporosidade do solo (Mp); Ds; e saturação em alumínio (m); 2) condução e armazenamento de água: Ko; Mp; U_{v33kpa}/PT ; e AD/PT; 3) pH; CTC; V; e MOS. O autor observou que os valores dos IQS'S nos tratamentos avaliados não mostraram melhoria da qualidade global do solo, tendo estes apresentado valor de 0,52 na mandioca em monocultivo (MEM) e 0,53 a 0,62 nos demais tratamentos com plantas de cobertura, sendo considerada como de qualidade regular.

5.9. Correlação de Pearson

Dois conceitos são chaves para a correlação: “associação” e “linearidade”. Em termos estatísticos, duas variáveis se associam quando elas guardam semelhanças na distribuição dos seus escores. Mais precisamente, elas podem se associar a partir da distribuição das frequências ou pelo compartilhamento de variância. No caso da correlação de Pearson (r) vale esse último parâmetro, ou seja, é uma medida da variância compartilhada entre duas variáveis. Por outro lado, o modelo linear supõe que o aumento ou decréscimo de uma unidade na variável X gera o mesmo impacto em Y .

Portanto, a correlação de Pearson (r) exige um compartilhamento de variância e que essa variação seja distribuída linearmente; varia de -1 a 1. O sinal indica direção positiva ou negativa do relacionamento e o valor sugere a força da relação entre as variáveis. Uma correlação perfeita (-1 ou 1) indica que o escore de uma variável pode ser determinado exatamente ao se saber o escore da outra. No outro oposto, uma correlação de valor zero indica que não há relação linear entre as variáveis (FIGUEIREDO FILHO & SILVA JÚNIOR, 2009).

Com as matrizes de correlação de Pearson a 5% e 1% de significância, é possível verificar quais indicadores se correlacionam a partir do uso e manejo nos sistemas agrícolas. Isso poderá proporcionar inferência da variabilidade de indicadores de qualidade em função da gestão do solo. Apesar da análise de correlação de indicadores não apresentar uma relação de ‘causa e efeito’, e sim uma associação de linearidade, ou seja, na medida em que um indicador varia o outro também segue o mesmo comportamento, é possível realizar equações de regressão que possam estimar uma variável dependente em função de outra independente.

5.10. Análise de Componentes Principais

O objetivo da análise de componentes principais (ACP) é tomar p variáveis X_1, X_2, \dots, X_p e encontrar combinações destas para produzir índices Z_1, Z_2, \dots, Z_p que sejam não correlacionados na ordem de sua importância, e que descreva a

variação dos dados. A falta de correlação significa que os índices estão medindo diferentes 'dimensões' dos dados, e a ordem é tal que $\text{Var}(Z_1) \geq \text{Var}(Z_2) \geq \dots \geq \text{Var}(Z_i)$, em que a $\text{Var}(Z_i)$ denota a variância de Z_i . Os índices Z'S são então os PC'S. Os melhores resultados são obtidos quando as variáveis originais são altamente correlacionadas, positivamente ou negativamente (MANLY, 2008).

A ACP é um método da estatística multivariada que permite interpretar a estrutura de um conjunto de dados multivariados a partir das matrizes de covariância ou de correlações entre os parâmetros considerados. A ACP consiste numa transformação linear de todas as variáveis originais em novas variáveis, de tal modo que a primeira nova variável computada seja responsável pela maior parte da variação possível existente no conjunto de dados, a segunda pela maior variação possível restante, e assim por diante até que toda a variação do conjunto tenha sido explicada. Uma das vantagens da ACP é a facilidade de visualização dos principais componentes principais em mais de duas dimensões (BERNARDI *et al.*, 2009).

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Caraúbas, Estado do Rio Grande do Norte, localizado na mesorregião Oeste Potiguar e na microrregião Chapada do Apodi, limitando-se com os municípios de Felipe Guerra, Governador Dix-Sept Rosado, Janduís, Patu, Olho D' Água do Borges, Campo Grande, Upanema e Apodi; e ocupando uma área de 1.095 km² (IBGE, 2010).

Geologicamente, o município de Caraúbas, RN está inserido em área de abrangência da Bacia Potiguar (formação Açú, caracterizada por arenitos inconsolidados que formam espessos solos de composição arenosa e coloração amarelada e avermelhada) e embasamento cristalino. O mesmo encontra-se na bacia hidrográfica Apodi-Mossoró, sendo banhado pela sub-bacia do Rio Umari. As águas subterrâneas são influenciadas pelos os domínios hidrogeológicos intersticial, cárstico-fissural e fissural. O domínio intersticial é composto de rochas

sedimentares dos depósitos aluvionares e colúvio-eluviais. O domínio cárstico-fissural é constituído dos calcários da formação jandaíra. O domínio fissural é composto de rochas do embasamento cristalino que englobam o sub-domínio rochas metamórficas (CPRM, 2005).

As principais classes de solo predominantes no município de Caraúbas, RN, são: Cambissolos; Neossolos; Latossolo Vermelho-Amarelo; Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (CPRM, 2005; EMBRAPA, 2006).

O experimento foi constituído de 2 unidades experimentais agrícolas. Sendo uma agroecológica (área A) e a outra convencional (área C). As áreas estão localizadas na comunidade de agricultores familiares de Sombras Grandes, Caraúbas/RN, latitude de 5° 37,27548' S e longitude de 37° 26,71469' W. Além disso, foi utilizada uma área de vegetação (área V) natural de caatinga conservada quando na aplicação do IQS_d, entre os sistemas agrícolas (A ou C) e a área V sem intervenção antrópica, que serviu de linha de base para comparação de indicadores físicos e químicos. A área V se localiza na mesma comunidade da experimentação e próxima às áreas de manejo agrícola.

Esta pesquisa se insere na área de atuação do Projeto Dom Helder Câmara³ (PDHC) do Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA), em colaboração com o Fundo Internacional para o Desenvolvimento da Agricultura (FIDA) e o Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), que promove assessoria técnica para o desenvolvimento social, econômico e ambiental de famílias agricultoras no Semiárido do Nordeste do Brasil. Entre as ações desenvolvidas, se destaca a produção de alimentos de base agroecológica.

³ O PDHC é uma ação operacional descentralizada do Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA), através da Secretaria de Desenvolvimento Territorial (SDT) no Semiárido do Nordeste do Brasil. Para levar a cabo as suas ações, o Projeto conta com recursos financeiros do MDA e de uma doação do Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), por meio do Fundo Internacional para o Desenvolvimento da Agricultura (FIDA). Em suas diversas ações, assessora famílias agricultoras em sistemas irrigados de bases agroecológicas, visando aliar a conservação da água e do solo com a segurança alimentar, a geração de renda e o fortalecimento das organizações sociais de bases comunitárias. O objetivo de desenvolvimento do PDHC é contribuir para a melhoria do desenvolvimento sustentável e a qualidade de vida das populações afetadas pelo processo de degradação de terras no semiárido, por meio de abordagem intersetorial nas atividades públicas de apoio à produção sustentável e à redução da pobreza. Sua área de abrangência, compreende 8 territórios na região semiárida, 6 Estados da Federação, 77 municípios, 337 comunidades/assentamentos rurais, e nesta primeira fase, atuou diretamente com 15.574 famílias. A área de atuação do Projeto são os territórios dos sertões de São João do Piauí, dos Inhamuns (CE) e Central (CE), do Apodi (RN), Cariri (PB), Araripe (PE) e Pajeú (PE), e Sergipano (SE). O PDHC, na sua essência, é um projeto de assessoria técnica. As famílias beneficiárias são assentados/as da reforma agrária, agricultores familiares tradicionais, povos remanescentes de quilombolas e indígenas. É uma relação de Estado – Sociedade, onde suas ações são executadas por Organizações não Governamentais (ONG's) e Instituições Governamentais (UFRPE, UFRSA, Embrapa Algodão, Embrapa Caprinos e Ovinos, Embrapa Cenargen, entre outros). www.projetodomhelder.gov.br

6.2. Clima na área do experimento

A região possui clima semiárido do tipo BShw', segundo Köppen – Geiger, megatérmico, precipitação média anual de 400 a 600 mm, com períodos chuvosos variando de janeiro a julho e secos de julho a dezembro. Os meses de maiores precipitações são de março a abril. A vegetação predominante é do tipo Caatinga Hiperxerófila (LIRA *et al.*, 2012). Temperatura média máxima é de 37 °C e mínima de 21 °C, média anual de 26 °C com amplitude de 7°C.

Vários sistemas meteorológicos contribuem para a formação de nuvens e precipitações pluviais na região do semiárido. Destacam-se as Frentes Frias (FF), os Vórtices Ciclônicos de Ar superior (VCAS), a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e as Ondas de leste (OL). A ZCIT constitui o sistema meteorológico mais importante de determinação da estação das chuvas do semiárido (ARAÚJO FILHO, 2013).

6.3. Amostragem de solo

Foram utilizadas amostras simples de solo nas áreas agrícolas A e C durante o período de 2009 a 2012. O plano de amostragem aconteceu anualmente e utilizado para verificação da dinâmica dos indicadores físicos e químicos a partir dos sistemas de cultivo. Na área V, as amostras simples de solo foram coletadas em 2012, para fins de caracterização das suas propriedades físicas e químicas. Foi utilizada uma malha amostral para cada área (A, C ou V) de 0,5 ha, definida em transecto com 5 pontos equidistantes entre si (10 m) e georeferenciados (Figuras 6, 7 e 8).

As amostras simples de solo foram consideradas como repetições ao longo do tempo, levando em conta duas camadas (0-20 cm e 20-40 cm) dentro de um raio de dois metros a partir de cada ponto amostral. Esse procedimento está aliado com a metodologia adotada por Chen *et al.* (2013), quando em avaliação da qualidade do solo, utilizaram amostras de solo como repetições para avaliar os indicadores físicos e químicos mais sensíveis a partir de práticas de manejo em sistemas agrícolas, na indexação do IQI, em terras no Nordeste da China.

Em cada área agrícola (A ou C), foram analisadas 40 amostras de solo, durante 4 anos, sendo 20 na camada de 0-20 cm e 20 de 20-40 cm, totalizando 80 amostras; o período de coleta estabelecido foi no início da estação chuvosa, ou seja, entre fevereiro a março. Na área V, foram analisadas 10 (dez) amostras de solo para as duas camadas estudadas (0-20 cm e 20-40 cm).

A pesquisa durou 4 anos e a proposta central foi espaçar as coletas de solo de um ano para outro, de modo que a sensibilidade ou não dos indicadores de qualidade do solo pudesse ser evidenciado a partir dos históricos praticados nas áreas A e C.

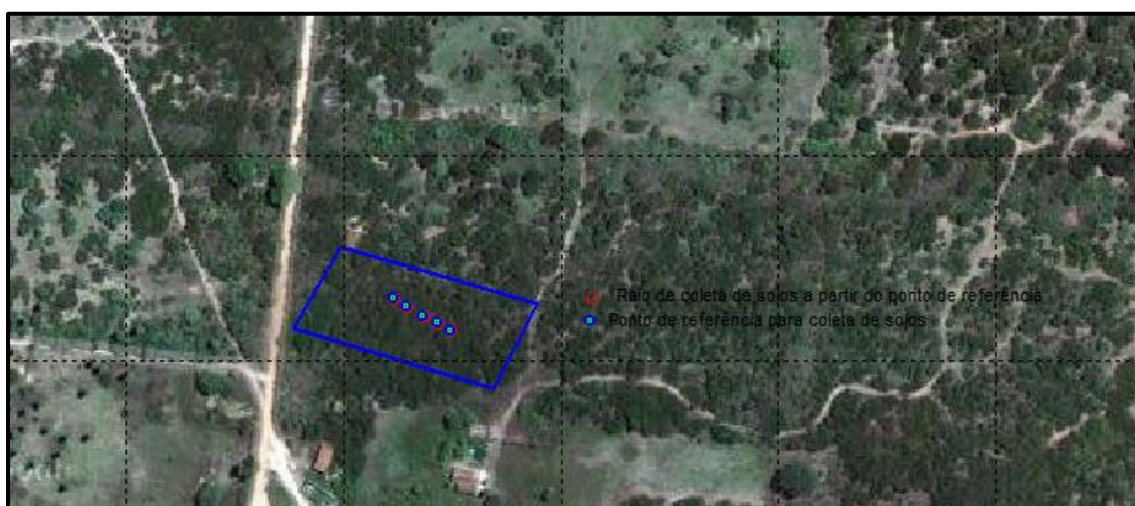


Figura 6. Malha amostral na área de vegetação nativa.



Figura 7. Malha amostral na área de cultura convencional.



Figura 8. Malha amostral na área de cultivo agroecológico.

6.4. Histórico de uso e manejo das áreas

Foram registradas as principais práticas de uso e manejo nas áreas experimentais ao longo da pesquisa, assim como as intervenções desde a substituição da vegetação nativa para sistemas de cultivo, mediante anotação em livro de registro e questionário junto aos agricultores familiares. Cada área (A ou C) é representada por seu histórico e modelo diferenciado de produção agrícola, ou seja, área A ou área C, que por natureza apresentaram atributos do solo diferenciados no início da experimentação. Portanto, o estudo foi um recorte temporal de 4 anos que avaliou a tendência de indicadores de qualidade do solo em função dos históricos de uso e manejo nas áreas A e C entre 2009 e 2012.

O registro sobre o histórico das áreas segue a proposta realizada por Obade & Lal (2014), em estudo sobre sustentabilidade de cinco sistemas de cultivo no Estado de Ohio, EUA, onde descreveram as principais intervenções no manejo dos sistemas agrícolas para associar com a dinâmica dos indicadores físicos e químicos e indexação com a qualidade do solo através do IQI.

As áreas A e C foram irrigadas através do bombeamento de um poço artesiano que apresentou as seguintes características: 1) Hidráulica: a) profundidade: 82 m; b) tipo de revestimento – PVC aditivado de 6"; c) nível estático: 32,73 m; d) nível dinâmico: 46 m; e) vazão de $5\text{ m}^3\text{ h}^{-1}$; 2) Qualidade de água: a) condutividade elétrica: $1,087\text{ dS m}^{-1}$; b) pH: 7,4; c) Sólidos totais dissolvidos: 402 mg L^{-1} ; d) Alcalinidade total em CaCO_3 : $462,2\text{ mL}$; e) Ferro total: $0,29\text{ mg L}^{-1}$; f) Razão de adsorção de sódio (RAS): 3,02; g) Dureza cálcica: 223 mg L^{-1} em

CaCO₃; h) Dureza em magnésio: 239,2 mg L⁻¹ em CaCO₃. Assim sendo, a água foi classificada em C₃S₁ (RICHARDS, 1954), ou seja, de alta concentração de sais e baixa concentração de sódio. As concentrações de cálcio e magnésio na água de irrigação indicaram dureza da água; 3) Sem problemas de drenagem natural; 4) O manejo da irrigação foi baseado no método climático de reposição de água no solo, ou seja, a lâmina bruta de irrigação determinada em função da evapotranspiração de cultivo; 5) Na área A, o sistema de irrigação utilizado foi por microaspersão, enquanto na área C por aspersão convencional.

Seguem algumas características do histórico de uso e manejo das áreas em estudo:

Área A – Até 1998, a área era recoberta por vegetação de caatinga natural. Em 1999, se iniciou a retirada da vegetação com broca e passagem de trator com grade mecânica no preparo do solo para a produção anual de sequeiro da cultura do milho (*Zea mays L.*) e feijão vigna (*Vigna unguiculata W.*) que se prolongou até 2001. Neste período, não foram usados adubos químico e orgânico, nem queimada dos resíduos vegetais. A área A ficou em pousio até meados de 2003. Foi retomado o plantio de sequeiro entre 2004 a 2005 com novamente broca das espécies arbóreas remanescentes, roço e uso de trator com grade mecânica. Em meados de 2006 foi iniciada a produção agroecológica de hortaliças e frutas em 0,8 ha.

Utilizaram-se as seguintes práticas agroecológicas: preparo da terra com arado de aiveca/tração animal e enxada nos canteiros; aplicação de 10 t composto ha⁻¹ ano⁻¹ e 4 t de esterco de gado ha⁻¹ ano⁻¹; cobertura morta (palhadas de carnaúba e capim elefante); controle de pragas e doenças com biofertilizante (5%) e urina de vaca (1%); rotação de culturas; pousio e adubação verde nos canteiros com feijão de corda (*Vigna unguiculata L.*), crotalária (*Crotalaria juncea*), mucuna-preta (*Stylobium atterimum*), gliricídia (*Gliricidia sepium*) e leucena (*Leucaena leucocephala*); a diversidade de cultivo foi composta por cenoura (*Daucus carota L.*), coentro (*Coriandrum sativum L.*), cebolinha (*Allium fistulosum L.*), beterraba (*Beta vulgaris*), alface (*Lactuca sativa*), abóbora (*Cucurbita máxima L.*), pimenta (*Capsicum spp*), banana (*Musa paradisiaca L.*), mamão (*Carica papaya L.*) e caju (*Anacardium occidentale*).

Área V – Área de vegetação natural bem conservada com característica de Savana Estépica (caatinga), formada com predominância de espécies arbustivas como jurema (*Mimosa sp*), imburana de cambão (*Bursera leptophloeos*), aroeira (*Myracrodruonun rundeuva*), umbuzeiro (*Spondias tuberosa Arr. Cam*) e estrato herbáceo estacional entre espécies perenes, espinhosas e caducifólias.

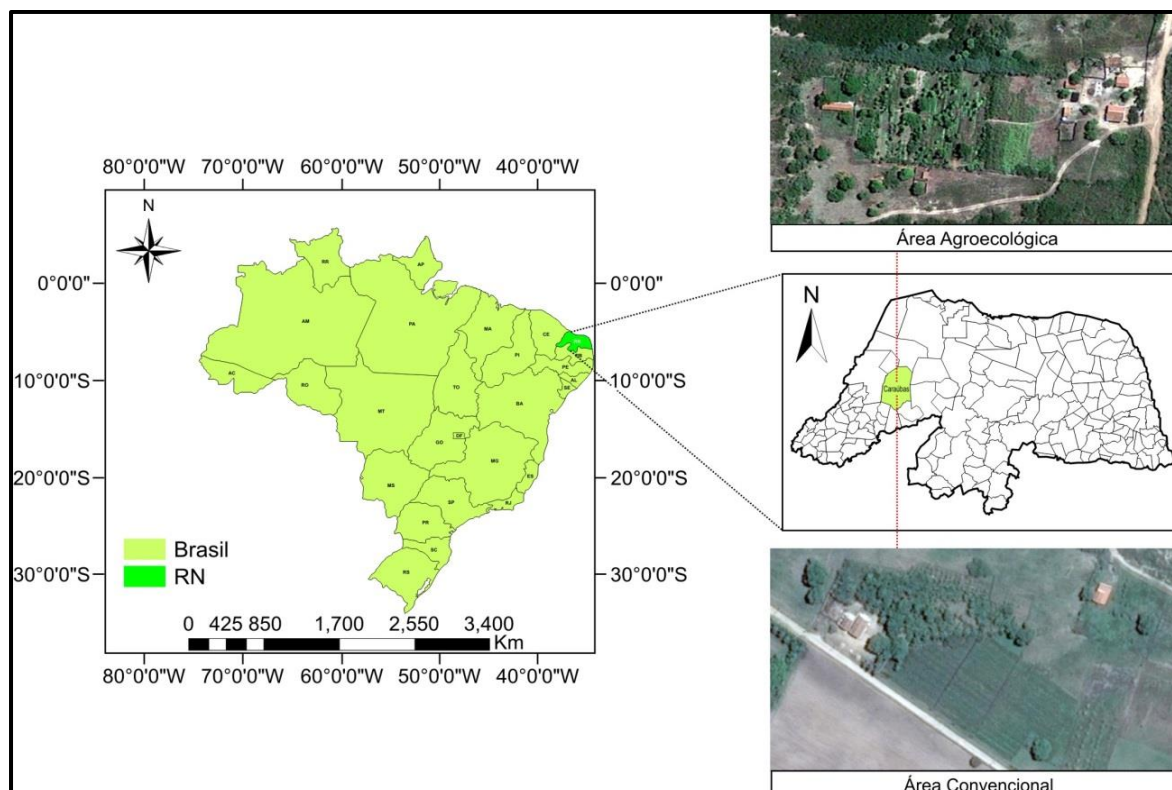


Figura 9. Localização das áreas agroecológica e convencional.

Área C – Em 1995, a vegetação predominante era de caatinga em fase de recuperação. Em 1996, a área C foi desmatada com uso da queimada e preparo do solo com arado e grade de arrasto para o cultivo de hortaliças de base convencional até 2003 e ficou em pousio até 2006. Em 2007, foi retomada a produção de hortaliças numa área de 1,0 ha. O uso do trator com grade mecânica foi utilizado anualmente para revolvimento do solo e confecção dos canteiros. Houve aplicação anual de adubo químico com 180 Kg de N ha⁻¹, 120 kg de K ha⁻¹, 100 kg de P ha⁻¹, utilizando como fontes ureia, cloreto de potássio e super fosfato simples, respectivamente. Anualmente aplicaram-se em média 2 t de esterco de gado. No controle de pragas e doenças foram utilizados agrotóxicos, com predominância de Deltametrina (Decis) e Folidol. Os cultivos foram de coentro

(*Coriandrum sativum*), cebolinha (*Allium fistulosum* L.), cenoura (*Daucus carota* L.), pimentão (*Capsicum annuum* L.) e beterraba (*Beta vulgaris*).

6.5. Análise de consistência dos dados

Os dados dos indicadores foram inicialmente analisados pela estatística descritiva clássica. Este procedimento é fundamental para verificar a existência de valores periféricos (**outliers**). As variáveis independentes (indicadores) foram submetidas ao teste de Kolmogorov-Smirnov para averiguar a normalidade dos dados, fundamental para a tomada de decisão quando da utilização das ferramentas estatísticas de comparação dos indicadores (paramétrica ou não paramétrica). A análise de consistência das variáveis no presente estudo, em cada área, foi ordenada em tabela que pudesse determinar a média aritmética, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação, valor máximo e mínimo e assimetria.

6.6. Análise dos dados

6.6.1. Análise dos indicadores físicos e químicos entre os sistemas de cultivo

Pressupondo-se que o estudo é observacional (sem delineamento estatístico) e algumas variáveis não apresentaram distribuição normal, então, foi utilizado o teste não paramétrico, com auxílio do STATISTICA 10, através da análise de variância pelo método de Kruskal Wasllis com 5% e 1% de significância, em que a fonte de variação foi os tratamentos. Neste sentido, foi possível testar as diferenças entre os sistemas de cultivo nas áreas A e C, utilizando indicadores de qualidade, de modo a evidenciar a sensibilidade das propriedades do solo através de uso e manejo. Os indicadores foram 1) Físicos: Ds, PT, ADA, GF, RP, AD, AD/PT e U_{vcc}/PT ; 2) Químicos: pH, Ca, Mg, K, Na, P assimilável, SB, Al + H, V, CTC, COT, Est C, CE e PST. Estes foram analisados no período de 2009 a 2012, com exceção da RP que foi de 2009 a 2011.

Schiavo *et al.*(2011) utilizaram o método não paramétrico de Kruskal Wallis para comparar as médias de indicadores físicos e químicos de qualidade de solo em sistemas diferentes de pastagem a partir do histórico e manejo e observaram que o teste apresentou sensibilidade em elevado nível de significância.

De forma complementar ao teste de Kruskal Wallis, foram utilizadas duas técnicas para verificar a variabilidade ou sensibilidade dos indicadores de qualidade do solo entre os tratamentos:

a) Correlação de Pearson

Foram construídas 4 matrizes de correlação, sendo duas (0-20cm e 20-40cm) para área A e duas (0-20 cm e 20-40 cm) para área C, onde os indicadores físicos e químicos de cada tratamento foram associados para verificar o grau de correlação linear entre eles. A expressão matemática para cálculo da correlação de Pearson (r) é descrita abaixo:

$$r = \frac{1}{n-1} \sum \left(\frac{xi-\bar{X}}{Sx} \right) \left(\frac{yi-\bar{Y}}{Sy} \right) \quad (2)$$

No qual:

r : correlação de Pearson; n : número de amostras; x_i : valor de um indicador; y_i : valor do outro indicador; \bar{X} : média do indicador x_i ; \bar{Y} : média do indicador Y_i ; S_x : variância do indicador x ; S_y : variância do indicador y .

b) Análise de Componentes Principais

Foi utilizada a análise de componentes principais (ACP) para avaliar a interação dos indicadores físicos e químicos em cada sistema agrícola, ou seja, a variabilidade dos indicadores físicos e químicos das áreas A e C. A aplicação da ACP é fundamental, pois pode demonstrar a sensibilidade de alguns indicadores não verificados na matriz de correlação de Pearson e a distinção de sistemas agrícolas através de indicadores de maior sensibilidade. A ACP através da análise de fatores pode revelar significativamente a combinação linear de indicadores

mais afetados negativamente ou positivamente através de coeficientes de correlação. Assim, é possível visualizar em fatores (índices) a correlação linear de variáveis ao mesmo tempo, diferente da correlação de Pearson que realiza combinação linear pareado.

Foram considerados para efeito de avaliação dos componentes principais (PC) que apresentarem autovalores (λ) ≥ 1 e variação acumulada $\geq 70\%$. Os autovalores (v) representam a variância da combinação linear de todos os indicadores num PC. Os autovetores se associam aos coeficientes de variabilidade do indicador (variável transformada) dentro de um PC, e serão considerados de elevada relevância aqueles que forem $\geq 0,7$ em valor absoluto. Estes parâmetros foram adaptados aos também utilizados por Rahmanipour *et al.* (2014), quando na determinação do CMD a partir do CTD na aplicação do IQI em terras no Irã.

6.7. Análise da macrofauna do solo entre os sistemas de cultivo

Foi realizada a comparação da macrofauna edáfica a partir dos sistemas de cultivo (áreas A e C), através dos grupos funcionais identificados, em 2009. Para tal, foi calculada a densidade média (organismos m^{-2}) e relativa (%) e o desvio padrão. Para análise de comparação dos grupos funcionais (densidade média) em função das áreas agrícolas, foi utilizada análise de variância pelo teste não paramétrico de Kruskal Wallis a 5% e 1% de significância. Foram calculados os índices de riqueza de espécies de Margalef (3), diversidade de Shannon (4) e uniformidade de Pielou (5) da macrofauna do solo, de acordo com Moço *et al.* (2005):

Riqueza de Espécies

$$r = S - \frac{1}{\log N} \quad (3)$$

Onde S = nº de grupos funcionais; N = nº de indivíduos.

Índice de Shannon

$$H' = -\sum Pi \times \log Pi \quad (4)$$

Onde $Pi = n^{\circ}$ biomassa N^{-1} .

Índice de Pielou

$$e = \frac{H'}{\log S} \quad (5)$$

Onde $S = n^{\circ}$ de grupos funcionais.

6.8. Análise dos índices de qualidade do solo

Foram aplicadas três metodologias para indexação da qualidade do solo nos sistemas agrícolas (áreas A e C). Em uma daquelas, a área V servirá de linha base referencial na determinação do índice de qualidade mediante a deterioração do solo (IQS_d). Para as demais, houve a aplicação do índice de qualidade do solo para as áreas A e C. Na deterioração do solo através do IQS_d foi calculado um índice para cada amostra de solo e posteriormente uma média representativa para cada área e camada de solo estudada.

Para o IQS e IQI foram utilizados valores médios padronizados para os diferentes indicadores de qualidade. No IQS_d, a distribuição do índice de qualidade para cada amostra de solo foi submetida à análise de variância pelo método não paramétrico de Kruskal Wallis a 5% e 1% de significância para testar a hipótese de diferenças dos IQS_d entres os sistemas de cultivo A e C.

Os indicadores de qualidade para composição dos índices foram selecionados mediante a meta do manejo em manter a capacidade do solo produtivo, associados as funções de sustentabilidade ambiental na região semiárida em estudo. Independentemente da metodologia de cálculo do IQS a ser adotada, é fundamental que os indicadores escolhidos ou determinados possam

exercer as funções do solo: crescimento radicular (CR); condução e armazenamento de água (CAA); suprir e ciclar nutrientes (SCN); e resistir à degradação (RD).

A seleção de indicadores de qualidade do solo foi baseada na opinião de especialistas. Esta foi usada neste estudo para composição e cálculo dos índices de qualidade do solo, conforme utilizada por Cândido (2014), citado por Chen *et al.* (2013) e Miranda (2012). Foram incrementados e adaptados os indicadores físicos e químicos propostos por Miranda (2012) para a indexação nas diferentes metodologias (IQS, IQI e IQS_d) de qualidade de solo, a partir de atributos relacionados com as funções de CR, CAA, SCN e RD, tais como: Ds, PT, RP, AD/PT, U_{vcc}/PT, pH, P, CTC, V, MOS e GF.

Na Figura 10, é possível observar o fluxo de avaliação da qualidade do solo em sistemas agrícolas para determinar índice de qualidade do solo.

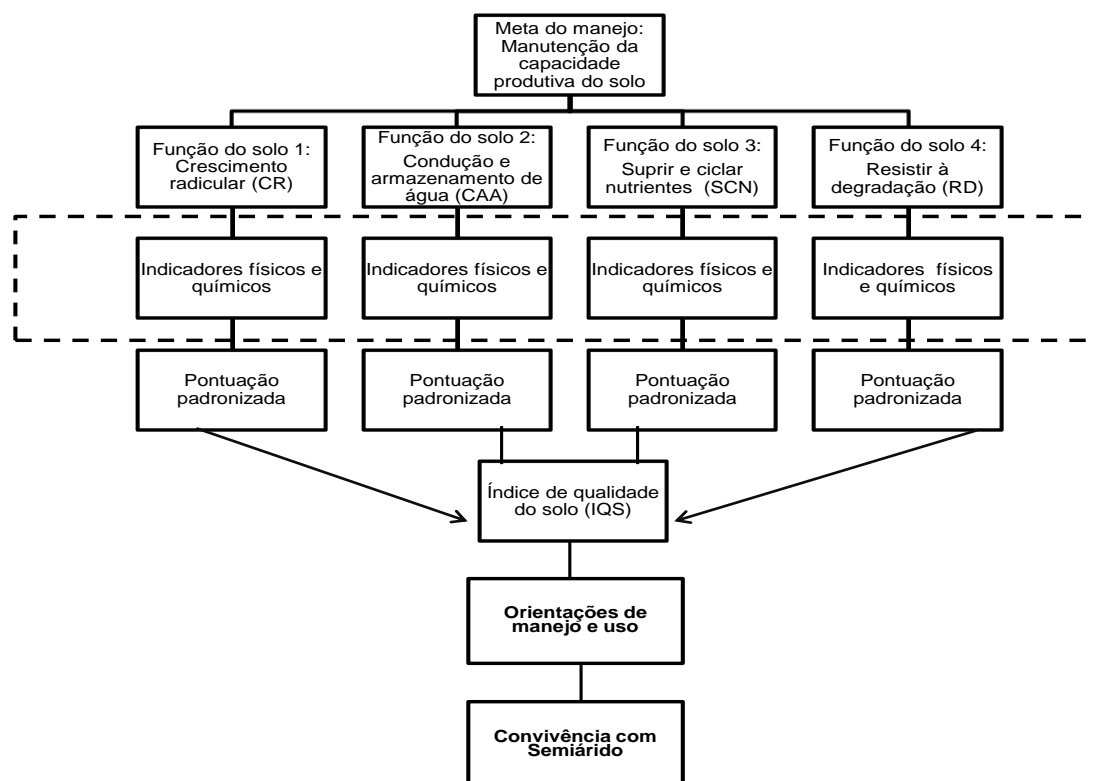


Figura 10. Desenho da estrutura para avaliação da qualidade do solo (Adaptado de Miranda, 2012)

Para tanto, é demonstrada abaixo as metodologias de aplicação dos índices de qualidade do solo neste estudo:

6.8.1. Índice de Qualidade do Solo (IQS)

Antes de iniciar a proposta de cálculo do IQS é imprescindível normalizar os valores dos indicadores em escala única, ou seja, entre 0 e 1. O fato é que os indicadores não apresentam unidades similares e em muitos casos não apresentam distribuição normal dos dados. O instrumento para obtenção do escore normalizado do indicador é a função para padronização, desenvolvido para sistemas de engenharia por Wymore em 1993 (YAO *et al.*, 2013).

A função é a seguinte:

$$v = \frac{1}{1 + \left(\frac{B-L}{x-L}\right)^{2S(B+x-2L)}} \quad (6)$$

No qual v é a pontuação padronizada do indicador; B, o valor crítico ou limite base do indicador, cujo escore padronizado é 0,5, e que coloca o limite entre a ruim e a boa qualidade do solo; L, o valor inicial ou mais baixo que o atributo pode expressar, podendo ser igual a 0; S, a inclinação da tangente à curva no ponto associado ao valor crítico do indicador; e x, o valor o indicador medido no campo.

Na aplicação da equação de padronização de escores dos indicadores é necessário, primeiramente, calcular a inclinação (S) da tangente da curva de pontuação no valor crítico do indicador. Derivando S na equação 6, tem-se:

$$S = \frac{\log\left(\frac{1}{v}\right) - 1}{\log\left(\frac{B-L}{x-L}\right) \cdot 2(B+x-2L)} \quad (7)$$

Na padronização dos indicadores foram utilizados dois valores limite (superior e inferior) e um valor crítico (limite base). Os valores-limite superiores correspondem os dos indicadores de qualidade em que a função de pontuação equivale a 1, quando o atributo está em nível ótimo. Os valores-limite inferiores são aqueles dos indicadores de qualidade onde a função de pontuação equivale a zero. Os valores críticos são aqueles em que a função de pontuação é igual a 0,5.

No cálculo de S deve-se utilizar o valor v igual a 0,5. Foram geradas três funções típicas de padronização dos dados (Figura 11): (a) “mais é melhor”; (b) “valor máximo (ótimo)”; (c) “menos é melhor”.

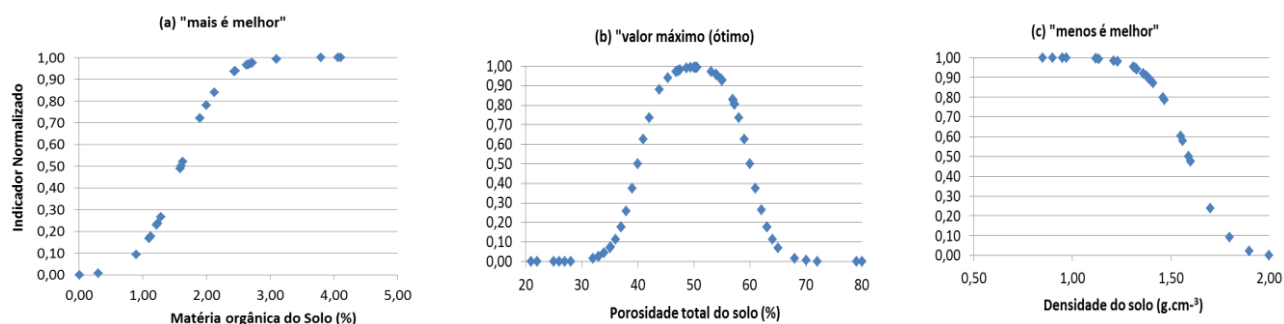


Figura 11. Funções de pontuação padronizada: (a) “mais melhor”; (b) “valor máximo (ótimo); e (c) “menos é melhor”.

Neste sentido, estas informações foram importantes para determinação dos escores padronizados dos indicadores, que devem ser de pesquisadores notoriamente reconhecidos no assunto, banco de dados específicos e valores obtidos para condições ideais e semelhantes de solo e cultivo na região de aplicação do IQS (KARLEN & STOTT, 1994; GLOVER *et al.*, 2000; MIRANDA, 2012).

A curva de padronização do tipo “mais é melhor” possui inclinação da tangente (S) positiva e é utilizada para normalizar indicadores em que os maiores valores melhoram a qualidade do solo, como exemplo a V, CTC, U_{VCC}/PT , P, MOS, GF e AD/PT. A do tipo “máximo (ótimo)” possui S positiva até o valor máximo e será usada para indicadores como pH, PT que apresentam comportamento de melhorar a qualidade do solo até determinado valor, e a partir deste sua influência é negativa. A curva “menos é melhor” possui S negativa e é direcionada para

indicadores que apresentam quanto menor valor é melhor para a qualidade do solo, como a Ds e RP.

No Quadro 1 é possível observar os valores limites de indicadores considerados neste estudo a partir de referências já consagradas na literatura científica, de modo a enquadrar os indicadores nas funções principais do solo e determinar os escores relacionados de padronização. Os pesos de cada indicador nas funções relacionadas foram adaptados aos propostos por Miranda (2012), mediante a meta do manejo.

Quadro 1. Funções principais, indicadores físicos e químicos, valores-limite (inferior, ótimo e superior) e base (crítico) e inclinação da tangente (S) utilizados na avaliação da qualidade do solo nas áreas A e C.

Função Principal	Ponderador da função	Indicador de qualidade	Ponderador do indicador	Tipo da Curva	Limite inferior	Limite Base inferior	Ótimo	Limite Base superior	Limite Superior	Referências dos limites	Inclinação da tangente (S)
Crescimento Radicular (CR)	0,3	Ds (g cm ⁻³)	0,20	"Menos é melhor"	0,85	1,59	-	2	-	Chaer (2001)	-2,6170
		RP (Mpa)	0,30	"Menos é melhor"	-	-	-	2	4	Miranda (2012)	-0,4167
		PT (%)	0,20	"Ótimo"	20	40	50	60	80	Glover et al. (2001)	0,1280
		MOS (%)	0,30	"Mais é melhor"	0	1,6	-	-	3,2	Glover et al. (2000)	-2,6200
Condução e armazenamento de água (CAA)	0,25	Ds (g cm ⁻³)	0,20	"Menos é melhor"	0,85	1,59	-	2	-	Chaer (2001)	-2,6170
		MOS (%)	0,20	"Mais é melhor"	0	1,6	-	-	3,2	Glover et al. (2000)	-2,6200
		U _{vc} /PT	0,30	"Mais é melhor"	0	0,55	-	-	-	Souza (2005)	5,005
		AD/PT	0,30	"Mais é melhor"	0	0,125	-	-	-	Souza (2005)	0,125
Suprir e ciclar nutrientes (SCN)	0,30	pH	0,10	"Ótimo"	5	5,3	7	8,4	9	Fernandes (2008)	0,5005
		CTC (cmolc kg ⁻¹)	0,30	"Mais é melhor"	0	6,5	-	-	18	Ribeiro, Gontijo e Alvarez V. (1999)	0,1282
		V (%)	0,20	"Mais é melhor"	0	50	-	-	100	Ribeiro, Gontijo e Alvarez V. (1999)	0,0250
		P (mg kg ⁻¹)	0,10	"Mais é melhor"	0	10	-	-	-	Cinira (2008)	0,1251
		MOS (%)	0,30	"Mais é melhor"	0	1,6	-	-	3,2	Glover et al. (2000)	-2,6200
Resistir à Degradação (RD)	0,25	GF (%)	0,4	"Menos é melhor"	0	50	-	-	-	Goedert (2005)	0,0600
		MOS (%)	0,6	"Mais é melhor"	0	1,6	-	-	3,2	Glover et al. (2000)	-2,6200

Ds= densidade do solo; RP= resistência à penetração; PT= porosidade total; MOS= matéria orgânica do solo; U_{vc}/PT = relação da umidade volumétrica na capacidade de campo e a porosidade total; AD/PT = relação da água disponível e a porosidade total; CTC= capacidade de troca de cátions; V= saturação de bases; P= fósforo; GF= grau de floculação.

De modo a “quantificar” a qualidade do solo, foram selecionados alguns indicadores para compor a estrutura do IQS de acordo com Quadro 1. O modelo foi adaptado ao proposto por Karlen e Stott (1994) e aplicado por Silva *et al.* (2013a), Monteiro (2012), Miranda (2012), Alvarenga *et al.* (2012) e Melo Filho *et al.* (2009). As funções do solo e os respectivos pesos foram estabelecidos no Quadro 1, bem como os pesos dos indicadores a partir do grau de importância que exerce em cada função mediante a meta estabelecida para o manejo. Este método consiste em um sistema aditivo e utiliza uma série de funções do solo, nas quais são atribuídos pesos e são integradas de acordo com a equação seguinte:

$$IQS = \sum qW_i (wt) \quad (8)$$

Em que IQS é o índice de qualidade do solo; qW_i , o valor calculado para as funções principais que fazem parte do índice; e wt, um peso numérico atribuído a cada função na composição geral de qualidade.

O somatório dos pesos relacionados às funções definidas deve ser necessariamente igual a 1. Este é o valor do IQS para um solo considerado de qualidade mediante o objetivo da avaliação. Por outro lado, quando o solo apresenta sérias limitações dos seus indicadores de qualidade o valor vai se aproximando de zero. Quando zero o IQS, o solo não tem qualidade e considerado o menor valor permitido. O próximo passo é atribuir os pesos numéricos aos indicadores já selecionados com grau de importância em relação à função do solo, considerando que o somatório também não deve ultrapassar 1.

Para a estruturação do IQS, foram utilizados os princípios elencados por Miranda (2012) com adaptação para o objetivo da meta do manejo. Para tanto, foram definidas quatro funções principais do solo, seus respectivos pesos e indicadores de qualidade (Quadro 1): crescimento radicular (CR); condução e armazenamento de água (CAA); suprir e ciclar nutrientes (SCN); resistir à degradação (RD). Assim, o cálculo se deu da seguinte forma:

$$q(FP) = I_1 \times W_1 + \dots + I_n \times W_n \quad (9)$$

Em que $q(\text{FP})$ é a contribuição parcial de cada função principal para a determinação do valor global do IQS; I_n os valores dos indicadores da função principal (FP) avaliada; e W_n os pesos relativos atribuídos a cada indicador. Para o cálculo do IQS, foi considerado o valor médio do indicador selecionado para as diferentes profundidades estudadas. O valor médio original de cada indicador terá um escore padronizado de acordo com as funções de padronização. Assim, os valores de I_n compreenderão entre 0 e 1.

Na etapa seguinte, foram multiplicados os valores encontrados em cada FP pelo seu respectivo ponderador e efetuada a soma dos resultados. O IQS foi determinado através da expressão matemática abaixo:

$$IQS = (q_{CR} \times w_{CR}) + (q_{CAA} \times w_{CAA}) + (q_{SCN} \times w_{SCN}) + (q_{RD} \times w_{RD}) \quad (10)$$

Onde: q_{CR} : valor ponderado da FP crescimento radicular;

q_{CAA} : FP da capacidade de armazenamento de água;

q_{SCN} : FP de suprir e ciclar nutrientes;

q_{RD} : FP de resistir à degradação;

w : ponderadores associados a cada função principal.

6.8.2. Índice de Qualidade Integrada do Solo (IQI)

Esse modelo é muito próximo ao IQS, visto que é um método aditivo onde os indicadores são integrados na indexação da qualidade do solo. No IQS as funções em que os indicadores exercem para a qualidade do solo são explícitas, enquanto, no IQI aparecem implicitamente.

O IQI é derivado do modelo proposto por Doran & Parkin (1994) e aplicado por Qi *et al.* (2009), Yao *et al.* (2013), Chen *et al.* (2013), Obade & Lal (2014), Cândido (2014) e Rahmanipour *et al.* (2014). Estes autores usaram essa técnica para avaliar a qualidade do solo em diferentes sistemas agrícolas visando à sustentabilidade. Segue abaixo a expressão para calcular o IQI:

$$IQI = \sum_{i=1}^n W_i N_i \quad (11)$$

Onde: IQI: índice de qualidade integrada; W_i : peso de cada indicador; N_i é a pontuação do indicador (RAHMANIPOUR *et al.*, 2014).

O peso de cada indicador foi determinado em função da *análise de fatores* do conjunto de indicadores de qualidade dos sistemas agrícolas (áreas A e C) para as camadas de 0-20 cm e 20-40 cm.

A análise de fatores tem objetivos que são similares aqueles da análise de componentes principais. Há, no entanto, uma diferença importante. A análise de componentes principais não é baseada em um modelo estatístico particular, enquanto que a análise de fatores é baseada em um modelo. Dessa forma, o modelo de análise de fatores estabelece:

$$X_i = a_{i1}F_1 + a_{i2}F_2 + \dots + a_{im}F_m + e_i \quad (12)$$

Em que: X_i é o i -ésimo escore do teste com média zero e variância unitária; a_{i1} a a_{im} são as cargas dos fatores para o i -ésimo teste; F_1 a F_m são m fatores comuns correlacionados, cada um com a média zero e variância unitária; e e_i é um fator específico somente para o i -ésimo teste que não é correlacionado com qualquer dos fatores comuns e tem média zero. Com este modelo:

$$\text{Var}(X_i) = 1 = a_{i1}^2 \text{Var}(F_1) + a_{i2}^2 \text{Var}(F_2) + \dots + a_{im}^2 \text{Var}(F_m) + \text{Var}(F_m) + \text{Var}(e_i) = a_{i1}^2 + a_{i2}^2 + \dots + a_{im}^2 + \text{Var}(e_i) \quad (13)$$

Em que $a_{i1}^2 + a_{i2}^2 + \dots + a_{im}^2$ é chamado a comunalidade de X_i (a parte de sua variância que é relacionada aos fatores comuns), $\text{Var}(e_i)$ é chamada a especificidade de X_i (a parte de sua variância que não é correlacionada aos fatores comuns). Pode também ser mostrado que a correlação entre X_i e X_j é:

$$r_{ij} = a_{i1} a_{j1} + a_{i2} a_{j2} + a_{im} a_{jm} \quad (14)$$

Tem-se que dois escores de teste podem somente ser altamente correlacionados se eles têm altas cargas nos mesmos fatores. Além disso, como a comunalidade não pode exceder um, é preciso que $-1 \leq a_{ij} \leq +1$ (MANLY, 2008). Portanto, foi calculada a comunalidade média do indicador que corresponde à soma do quadrado dos coeficientes de cada indicador nos fatores selecionados a partir da análise de fatores. Os coeficientes correspondem aos autovetores (v).

Assim, o peso de cada indicador para o cálculo do IQI foi baseado na relação entre a comunalidade média do indicador e soma da comunalidade de todos os indicadores. Este índice teve como finalidade obter o IQI através do somatório do peso de cada indicador pela sua pontuação. Vários autores utilizaram a técnica da comunalidade para a determinação do peso dos indicadores na integração destes no cálculo do IQI (RAHMANIPOUR *et al.*, 2014; OBADE & LAL, 2014; CHEN *et al.*, 2013; ARMENISE *et al.*, 2013).

6.8.3. Índice de Qualidade do Solo através da deterioração do solo (IQS_d)

O IQS_d para cada amostra de solo foi calculado de acordo com a expressão a seguir proposta por Islam & Weil (2000) e aplicado por Cardoso (2008), Freitas *et al.* (2012) e Lima (2013):

$$Q_A = \left(\frac{\left(\frac{w1 - k1}{k1} \right) + \left(\frac{w2 - k2}{k2} \right) + \left(\frac{w3 - k3}{k3} \right) + \left(\frac{wn - kn}{kn} \right)}{n} \right) \quad (15)$$

$$IQS_d = 1 - \left(\frac{Q_{aq} + Q_{af}}{2} \right) \quad (16)$$

Onde:

Q_A : média dos desvios dos indicadores de cada atributo em relação à referência;

w: valor do indicador medido nos sistemas em estudo;

k: valor do indicador medido no sistema de referência;

n: número de indicadores que compõem em cada conjunto de atributos;

Q_{aq} : média dos desvios dos atributos químicos do solo;

Q_{af} : média dos atributos físicos do solo.

Após ser gerado um índice de qualidade do solo por ponto amostrado, foram determinados os índices de deterioração dos atributos químicos e físicos e o IQS_d correspondente em relação a cada sistema agrícola.

6.9. Análises físicas, químicas e biológicas

As análises físicas incluíram a composição granulométrica e a argila dispersa em água (ADA) pelo método do densímetro; a densidade do solo (D_s) pelo método do cilindro volumétrico (amostra indeformada); e a densidade das partículas (D_p) através do balão volumétrico. A porosidade total (PT) foi calculada através da relação entre D_s e D_p . O grau de flocculação (GF) em função da argila total e ADA. A umidade percentual volumétrica na capacidade de campo (CC) (-33 kPa) e ponto de murcha permanente (PMP) (-1.500 kPa), através da câmara de Richards com placas porosas (amostra indeformada). A água disponível foi calculada pela diferença entre a CC e PMP (EMBRAPA, 2009).

A resistência mecânica do solo à penetração vertical (RP) foi avaliada com a utilização de penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar – Stolf, até profundidade de 0,20 m, intervalos de 0,05 m, em cinco pontos em cada área com cinco repetições, totalizando 75 medições intervalo⁻¹, conforme a fórmula proposta por Stolf (1991). As médias desses valores foram multiplicadas pela 0,098 para obtenção da RP em MPa.

As análises químicas foram realizadas em amostras simples deformadas. Foi preparada a pasta de saturação do solo (RICHARDS, 1954) para medição de pH no extrato de saturação, condutividade elétrica do extrato de saturação

(CEes), Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ e Na^+ . Para posteriormente ser calculada a relação de adsorção de sódio (RAS).

Nas amostras de solo, o pH foi medido em água (1:2,5); extraído o P disponível com Mehlich⁻¹ (EMBRAPA, 2006) e dosado por colorimetria (BRAGA & DEFELIPO, 1974); determinado o C orgânico total (COT) pelo método Walkley & Black (1934), descrito por Mendonça & Matos (2005); os cátions trocáveis Ca, Mg, K e Na foram extraídos com solução de acetato de amônio (1 mol L^{-1}) e determinados Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica e K e Na por fotometria de emissão de chama; e a acidez potencial (H + Al) foi determinada conforme a Embrapa (2009).

Com os resultados dos indicadores químicos foram calculadas a soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%), percentagem de sódio trocável (PST) e saturação por sódio. O estoque de carbono (Est C) foi calculado: $\text{Est C} = (\text{COT} \times \text{Ds} \times e) 10^{-1}$, em que: Est C é o estoque de COT em determinada profundidade (Mg ha^{-1}); COT é o teor de C orgânico total (g kg^{-1}); Ds é a densidade do solo média da profundidade (g cm^{-3}); e 'e' a espessura da camada considerada (cm).

A análise da macrofauna do solo foi realizada a partir da captura por armadilhas tipo Pitfall (enterradas ao nível do solo), visando à identificação dos organismos em grupos funcionais. O estudo da macrofauna do solo representa uma excelente ferramenta para compor a análise de qualidade do solo através de práticas agrícolas ao longo do tempo, pela técnica Pitfall (MOREIRA, HUISING & BIGNELL, 2010).

Em cada armadilha se colocou 100 ml de água e 5 gotas de detergente; instalou-se 5 armadilhas $0,5 \text{ ha}^{-1}$, em cada área em estudo (A ou C), durante 5 dias com 10 m de distância entre elas. Foram realizadas duas coletas em cada ano, sendo uma no inverno e outra no verão, totalizando 40 repetições, no período de 2009 a 2012, para cada área em estudo. Os insetos coletados foram armazenados em álcool a 70% para posterior identificação.

6.10. Sustentabilidade de sistemas de cultivo agroecológico e convencional nas condições do Semiárido nordestino

Após a fundamentação teórica de sistemas agrícolas visando à sustentabilidade através de uma abordagem que considera indicadores de qualidade, quantidade, econômicos e sociais, foi definido parâmetros básicos que serviram para avaliar a sustentabilidade de sistemas de cultivo agroecológico e convencional nas condições de semiárido (Quadro 2). Os referidos parâmetros foram adaptados de Gliessman (2009).

A avaliação foi simples, prática e envolve comportamento usual de parâmetros relacionados com a qualidade do solo em sistemas de cultivo. Foi analisado se determinado parâmetro é normalmente encontrado em sistemas de cultivo agroecológico ou convencional no Semiárido, e se segue ou não para o caminho da sua sustentabilidade. Para o destino da sustentabilidade foi usado as seguintes faixas: baixa; média; e alta. Quando for baixa, significa que está longe da sustentabilidade, média no meio da trajetória e alta se encontra na sustentabilidade. Nas Figuras 12 e 13 é possível observar a dinâmica de cultivo nas áreas agrícolas em estudo, evidenciada nas paisagens em função do histórico de uso e manejo ao longo do tempo.



Figura 12. Imagens da área agroecológica (área A).



Figura 13. Imagens da área convencional (área C).

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1. Classe textural dos solos

Os solos nas áreas de experimentação são originados do embasamento sedimentar calcário e classificados como Cambissolos (EMBRAPA, 2006). De acordo com as frações granulométricas apresentadas na Tabela 7, as áreas A e C foram enquadradas na classe textural franco-arenosa nas camadas estudadas (0-20 cm e 20-40 cm), bem como a área V. Isso é importante, haja vista que práticas de uso e manejo em solos de textura diferentes resultam em comportamentos diferentes aos indicadores de qualidade do solo (CORRÊA *et al.*, 2009).

Tabela 7. Composição média das frações granulométricas nas áreas A, C e V.

Indicador	Profundidade (cm)	Tratamento					
		Área A		Área C		Área V	
		Média	CV (%)	Média	CV (%)	Média	CV (%)
Areia Grossa (%)	0 - 20	54,74	15,31	30,27	28,27	25,33	24,78
	20 - 40	52,74	22,37	30,03	38,39	22,34	23,22
Areia Fina (%)	0 - 20	26,34	15,67	39,43	14,97	28,29	28,46
	20 - 40	26,21	15,05	39,69	25,38	29,23	27,45
Silte (%)	0 - 20	6,58	64,12	19,22	29,45	29,23	29,89
	20 - 40	4,31	89,05	17,73	33,52	25,92	26,45
Argila (%)	0 - 20	12,34	37,59	11,07	26,91	17,15	18,74
	20 - 40	16,74	51,54	12,55	35,81	22,51	25,32

7.2. Indicadores físicos

Os sistemas de cultivo foram significativamente diferentes quanto à densidade do solo (Ds) ($p \leq 0,01$). A área A apresentou valores menores de Ds ($1,32 \text{ g cm}^{-3}$; $1,49 \text{ g cm}^{-3}$) em relação à área C ($1,60 \text{ g cm}^{-3}$; $1,62 \text{ g cm}^{-3}$) nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm, respectivamente (Tabelas 8 e 9). Os valores de Ds seguiram a tendência de aumentar em profundidade para ambos os sistemas de cultivo, associados à diminuição do carbono orgânico total (COT) (Tabelas 8 e 9). Na área A houve maior incremento em profundidade da Ds (12,88%), enquanto na área C a elevação foi discreta (1,25%). A Ds na área A variou de 1,12 a $1,57 \text{ g cm}^{-3}$ (0-20 cm) e 1,19 a $1,64 \text{ g cm}^{-3}$ (20-40 cm); enquanto na área C de 1,47 a $1,66 \text{ g cm}^{-3}$ (0-20 cm) e 1,47 a $1,80 \text{ g cm}^{-3}$ (20-40 cm) (Tabelas 8 e 9).

Foi observada correlação significativa ($p \leq 0,01$) e negativa entre a Ds e o COT ($r = -0,701$) na profundidade de 0-20 cm na área A (Tabela 10 e Figura 14), comprovando que o manejo agroecológico aporta maiores resíduos orgânicos e menor passagem de máquinas e implementos agrícolas são práticas benéficas para o solo. A redução da Ds contribui para melhorar a estrutura, aeração,

infiltração de água nas camadas superficiais e enraizamento radicular e, por outro lado, reduzir o adensamento das partículas do solo (compactação), fundamentais para o crescimento e desenvolvimento das culturas.

Este resultado corrobora com Cunha *et al.* (2011) que verificaram a diminuição da Ds com o aumento do COT em tratamentos com produção orgânica, utilizando adubação verde com cobertura do solo. Matias *et al.* (2012) encontraram correlação negativa entre a Ds e COT em áreas de maior incremento de MOS. Esse mesmo comportamento foi verificado por Obade & Lal (2014), onde encontraram significância ($p \leq 0,05$) e correlação negativa entre Ds e COT em sistemas conservacionistas com milho ($r = -0,52$), soja ($r = -0,65$) e combinação de milho com soja ($r = -0,55$).

Tabela 8. Estatística descritiva e comparação de médias de indicadores físicos e químicos sob diferentes sistemas de cultivo na camada de 0-20 cm (n total = 40) entre 2009 a 2012.

Sistema de Cultivo	Variável	pH	Ca	Mg	K	Na	Al+H	SB	V	COT	Est C	CTC	PST	CE	P	Ds	PT	ADA	GF	AD	AD/PT	Uvcc/PT
			(cmol _c /Kg)					(%)		(g/Kg)	(Mg/ha)	(cmol _c /Kg)	(%)	(dS/m)	(mg/Kg)	(g/cm ³)	(%)					
Área A (n= 20)	Mínimo	7,14	1,90	0,70	0,00	0,00	1,79	4,37	68,59	6,50	17,27	6,37	0,00	0,00	0,83	1,12	35,16	1,02	0,08	2,14	0,04	0,13
	Média	7,79	8,67	3,69	0,57	0,73	1,93	13,66	85,62	14,14	36,35	15,59	4,64	1,99	111,23	1,32	50,02	5,58	54,73	5,16	0,11	0,23
	Mediana	7,70	6,90	3,05	0,42	0,34	1,90	12,99	86,85	14,73	36,29	15,04	2,18	2,22	115,50	1,34	50,00	4,92	60,84	4,55	0,09	0,21
	Máximo	8,45	17,60	9,40	1,87	3,09	2,10	27,97	93,64	23,83	57,66	29,87	15,40	3,60	279,05	1,57	57,25	11,76	88,90	11,27	0,32	0,57
	Desvio Padrão	0,35	4,14	2,14	0,51	0,90	0,11	5,59	6,28	5,06	10,85	5,55	5,23	1,08	87,38	0,13	5,20	3,41	23,15	2,18	0,06	0,10
	Coefficiente de Variação (%)	4,54	47,82	58,13	88,72	123,15	5,59	40,91	7,33	35,81	29,86	35,61	112,65	54,05	78,56	9,61	10,40	61,19	42,30	42,18	56,58	42,32
	Assimetria	0,28	0,56	1,08	1,15	1,71	0,25	0,60	-1,42	0,41	0,14	0,60	1,49	-0,31	0,33	-0,15	-0,89	0,65	-0,65	1,06	2,28	2,52
Área C (n=20)	Mínimo	6,22	4,30	0,60	0,10	0,10	1,85	7,20	75,78	2,32	7,61	9,20	0,70	0,60	0,00	1,47	30,94	4,13	0,00	2,80	0,07	0,20
	Média	7,09	7,74	3,31	1,10	0,70	2,21	12,85	84,00	7,08	22,51	15,06	4,73	1,79	160,55	1,60	37,95	7,99	25,99	8,20	0,22	0,44
	Mediana	7,01	6,50	2,60	0,30	0,55	2,24	10,80	83,45	5,80	19,03	13,05	3,51	1,55	105,00	1,63	37,95	7,26	25,05	6,68	0,17	0,37
	Máximo	8,05	15,75	7,50	3,96	3,04	3,10	26,55	92,96	13,00	38,41	28,56	21,16	4,70	796,75	1,66	44,36	12,42	56,98	22,60	0,73	1,01
	Desvio Padrão	0,54	3,46	1,69	1,17	0,63	0,27	5,12	4,36	2,80	8,54	5,15	5,23	1,07	187,06	0,06	3,26	2,40	20,09	4,78	0,15	0,19
	Coefficiente de Variação (%)	7,60	44,66	51,19	106,08	90,74	12,28	39,83	5,18	39,50	37,95	34,16	112,65	59,56	116,51	3,70	8,59	30,01	77,31	58,30	69,13	43,31
	Assimetria	0,25	1,35	0,84	0,96	2,61	1,68	1,42	0,22	0,64	0,53	1,40	2,89	1,19	2,23	-0,92	0,05	0,43	-0,08	1,80	2,23	1,63
Nível de Significância	p	0,000159**	0,30381	0,54258	0,51508	0,255109	0,000109**	0,481847	0,09893	0,000019**	0,000234**	0,551775	0,144096	0,47638	0,828675	0,0000001**	0,0000009**	0,006519**	0,0002825**	0,0148838*	0,0002107**	0,000015**

* P ≤ 0,05; ** P ≤ 0,01, nível de significância (dois asteriscos) maior pelo Teste de Kruskal-Wallis. pH: potencial hidrogeniônico; Ca: cálcio; Mg: magnésio; K: potássio; Na: sódio; Al+H: alumínio e hidrogênio; COT: carbono orgânico total; Est C: estoque de carbono; CTC: capacidade de troca catiônica; PST: percentagem de sódio trocável; CE: condutividade elétrica; P: fósforo; PT: porosidade total; ADA: argila dispersa em água; GF: grau de flocculação; AD/PT: relação entre água disponível e porosidade total; Uvcc/PT: relação entre a umidade na capacidade de campo e a porosidade total.

Tabela 9. Estatística descritiva e comparação de médias de indicadores físicos e químicos em sistemas de cultivo na camada de 20-40 cm (n total = 40) entre 2009 a 2012.

Sistema de Cultivo	Variável	pH	Ca	Mg	K	Na	Al+H	SB	V	COT	Est C	CTC	PST	CE	P	Ds	PT	ADA	GF	AD	AD/PT	Uvcc/PT
			(cmol _e /Kg)					(%)		(g/Kg)	(Mg/ha)	(cmol _e /Kg)	(%)	(dS/m)	(mg/Kg)	(g/cm ³)	(%)					
Área A (n=20)	Mínimo	7,49	1,50	0,50	0,00	0,00	1,60	3,56	66,40	1,65	4,78	5,36	0,00	0,36	0,57	1,19	34,38	1,01	0,00	2,40	0,05	0,12
	Média	7,92	5,06	2,39	0,47	0,16	1,83	8,08	79,60	6,55	19,34	9,92	1,54	1,88	79,80	1,49	43,52	8,44	41,61	6,03	0,14	0,26
	Mediana	7,90	4,70	2,00	0,43	0,12	1,80	7,55	81,18	6,09	19,34	9,30	1,35	1,54	54,63	1,49	43,60	7,76	37,68	5,24	0,10	0,22
	Máximo	8,58	12,60	6,40	1,28	0,41	2,10	19,81	91,25	14,63	42,42	21,71	3,35	6,90	473,00	1,64	54,49	17,76	88,90	13,38	0,39	0,54
	Desvio Padrão (%)	0,29	2,36	1,52	0,40	0,12	0,12	3,44	6,45	2,88	8,14	3,43	0,86	1,49	101,35	0,11	4,63	4,51	33,23	3,35	0,09	0,13
	Coefficiente de Variação (%)	3,65	46,65	63,43	85,00	75,27	6,37	42,57	8,10	44,03	42,08	34,59	56,17	78,93	126,99	7,54	10,65	53,42	79,85	55,65	63,28	50,37
	Assimetria	0,71	1,62	0,94	0,58	0,90	0,29	1,89	-0,60	0,92	0,84	1,95	0,36	2,27	3,11	-0,85	0,33	0,20	0,14	0,96	1,33	1,17
Área C (n=20)	Mínimo	6,56	3,70	0,60	0,00	0,10	1,90	6,40	75,29	0,84	2,69	8,50	0,89	0,20	2,97	1,47	27,69	4,04	0,00	3,40	0,08	0,24
	Média	7,27	7,82	3,43	1,34	2,36	2,26	14,94	85,37	5,01	16,20	17,20	11,06	1,25	218,75	1,62	37,83	10,15	17,93	7,33	0,20	0,43
	Mediana	7,31	7,00	2,80	0,80	0,65	2,10	14,44	85,55	5,22	17,22	16,89	3,47	1,10	104,77	1,65	37,35	9,66	18,31	7,22	0,18	0,36
	Máximo	8,07	14,25	8,70	6,29	15,83	2,93	25,89	91,85	8,64	27,48	28,19	56,16	3,60	1982,33	1,80	45,99	18,76	56,88	18,08	0,65	1,00
	Desvio Padrão (%)	0,40	3,14	2,10	1,56	3,60	0,29	5,67	4,97	1,98	6,31	5,73	13,94	0,72	427,44	0,09	4,60	3,78	17,64	3,38	0,12	0,20
	Coefficiente de Variação (%)	5,47	40,18	61,33	116,69	152,79	12,97	37,92	5,82	39,58	38,97	33,32	126,05	58,08	195,40	5,42	12,15	37,20	98,36	46,05	60,89	45,43
	Assimetria	0,09	0,72	0,85	1,70	2,87	0,98	0,18	-0,59	-0,26	-0,24	0,15	2,10	1,73	3,81	-0,32	0,02	0,70	0,59	1,86	2,54	1,44
Nível de Significância	p	0,000007**	0,003471*	0,11646	0,135857	0,000013**	0,000006**	0,000179**	0,004318*	0,12283	0,223399	0,000088**	0,000031**	0,088098	0,08835	0,000208**	0,000959**	0,167544	0,020206*	0,07868	0,032601*	0,001702**

* P ≤ 0,05; ** P ≤ 0,01, nível de significância (dois asteriscos) maior pelo Teste de Kruskal-Wallis. pH: potencial hidrogeniônico; Ca: cálcio; Mg: magnésio; K: potássio; Na: sódio; Al+H: alumínio e hidrogênio; COT: carbono orgânico total; Est C: estoque de carbono; CTC: capacidade de troca catiônica; PST: percentagem de sódio trocável; CE: condutividade elétrica; P: fósforo; PT: porosidade total; ADA: argila dispersa em água; GF: grau de flocculação; AD/PT: relação entre água disponível e porosidade total; Uvcc/PT: relação entre a umidade na capacidade de campo e a porosidade total.

De acordo com Kiehl (1979), a D_s deve permanecer no intervalo entre 1,1 a 1,6 g cm^{-3} em solos minerais, assumindo valores a 1,6 g cm^{-3} em solos de textura arenosa. Camargo & Alleoni (1997) assinalaram como crítico, em solos variando de franco-argilosos a argilosos, o valor de densidade na ordem de 1,55 g cm^{-3} já que apresenta problemas de enraizamento para as culturas, indicando a necessidade de adoção de práticas agrícolas para redução da D_s . Foi observado na área C, nas duas camadas estudadas, que os valores de D_s apresentaram indícios de compactação, que se pode associar à passagem de máquinas agrícolas de forma mais intensa, menor aporte de resíduos orgânicos, aplicação continuada de fertilizantes químicos que estimulam a atividade microbiana do solo na redução do COT e maior quantidade de teores de silte (0-20 cm e 20-40 cm).

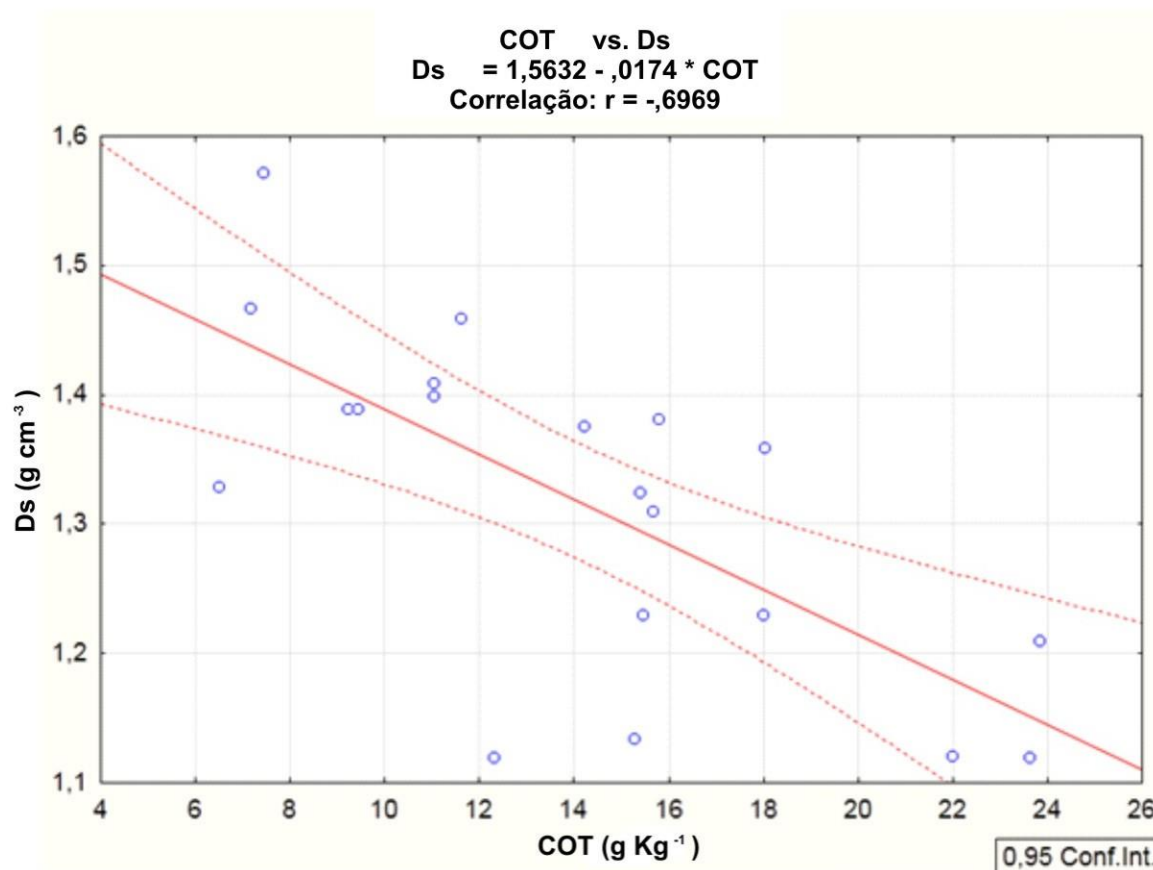


Figura 14 . Relação entre o carbono orgânico total (COT) e a densidade do solo (D_s) na área A (0-20 cm).

É possível observar na área A, mediante as frequências acumuladas (Figura 15), que os valores da D_s apresentaram redução ao longo do tempo (2009

a 2012), mostrando uma curva suavemente em diagonal ao eixo x e sensível com as práticas de uso e manejo do solo. Nenhuma das amostras de solo na área A apresentou valores de D_s acima de $1,60 \text{ g cm}^{-3}$. Por outro lado, na área C a curva de frequência acumulada apresentou uma tendência vertical na profundidade de 0-20 cm e levemente diagonal de 20-40 cm em relação ao eixo x, onde 62% e 67% das amostras de solo apresentaram valores de $D_s \geq 1,60 \text{ g cm}^{-3}$ nas camadas de 0-20 cm e 20-40 cm, respectivamente.

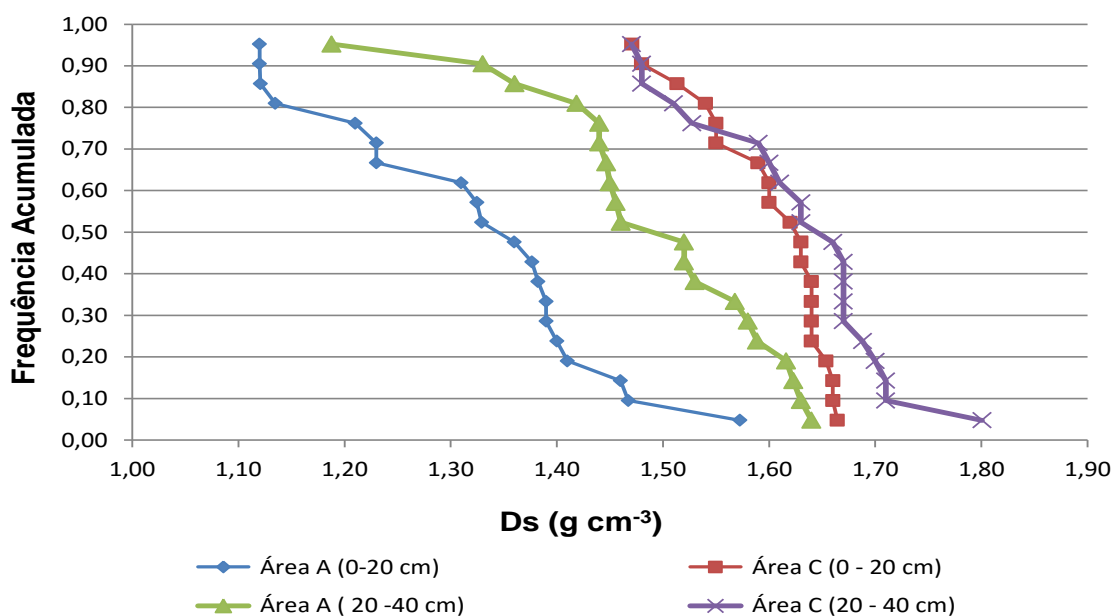


Figura 15. Distribuição de frequência acumulada da densidade do solo (D_s) nas áreas A e C entre 2009 a 2012.

Os valores de porosidade total (PT) do solo foram significativamente diferentes ($p \leq 0,01$) entre os sistemas de cultivo. A área A apresentou valores maiores de PT (50,02%; 37,95%) que a área C (43,52%; 37,83%) nas profundidades estudadas 0-20 cm e 20-40 cm, respectivamente (Tabelas 8 e 9). A camada de 0-20 cm na área A apresentou valor de PT no limite mínimo estabelecido por Kiehl (1979) e Azevedo & Dalmolin (2006), que é de 50%. Observa-se que com aumento da PT há redução de D_s para todas as camadas estudadas e entre sistemas de cultivo, devido à correlação significativa ($p \leq 0,01$) e negativa verificadas (Tabelas 8, 9, 10, 11, 12 e 13). A D_s é um indicador físico que apresenta relação com outros relacionados que restringem o crescimento das raízes como a umidade do solo, RP e a PT.

Na área A, profundidade 0-20 cm, a PT apresentou correlação significativa ($p \leq 0,01$) com o COT e positiva ($r = 0,70$), ou seja, na medida que aumenta o COT há elevação da PT (Tabela 10 e Figura 16), demonstrando que o aumento de COT através de práticas agrícolas que incrementem resíduos orgânicos contribuem diretamente para elevação da PT. Este resultado é de relevância quando se trata de solos susceptíveis à compactação como os do semiárido, melhorando assim as condições físicas. A PT na área A variou de 35,16 a 57,25% (0-20 cm) e 34,38 a 54,49% (20-40 cm), enquanto na área C, foi de 30,94 a 44,36% (0-20 cm) e 27,49 a 45,99% (20-40 cm).

Foi verificado ainda que a redução da PT em profundidade acompanha a diminuição do COT tanto para área A quanto para área C. Os resultados obtidos seguiram o mesmo comportamento verificado por Vasconcelos *et al.* (2014), onde houve aumento da PT em tratamentos submetidos a práticas de cobertura do solo com resíduos orgânicos devido a elevação do COT. Obade & Lal (2014) verificaram mesma tendência entre a PT e o COT em tratamentos submetidos a práticas de maior incremento de resíduos orgânicos, apresentando correlação significativa e positiva.

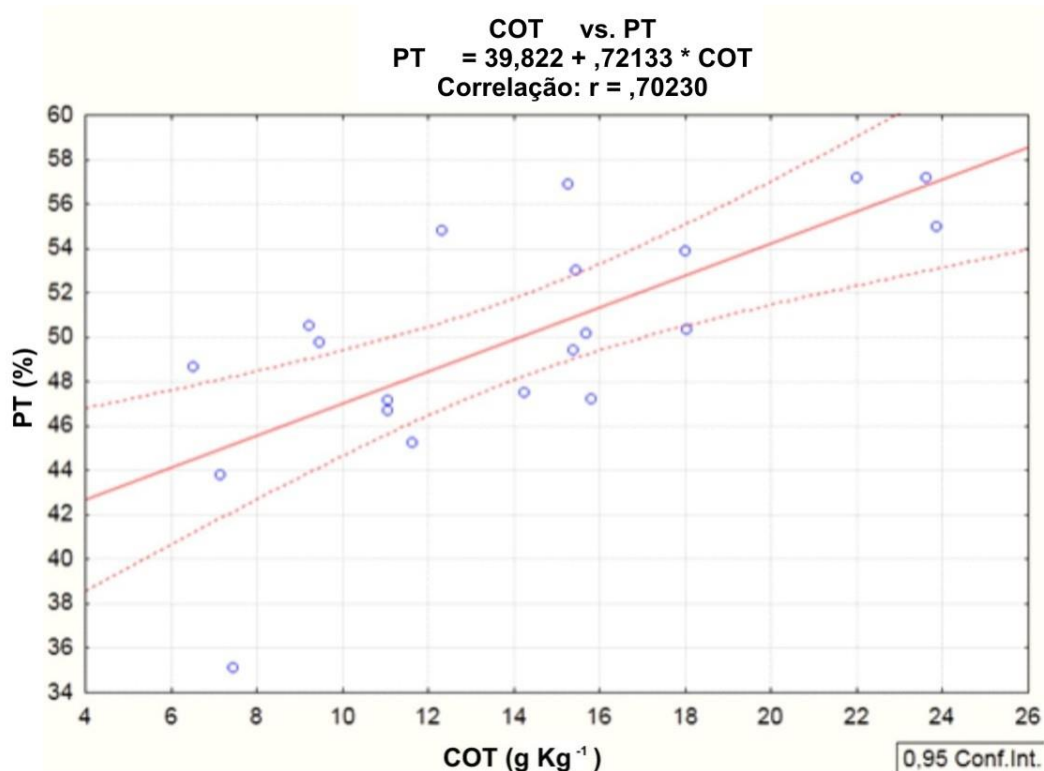


Figura 16 Relação entre o carbono orgânico total (COT) e a porosidade do solo (PT) na área A (0 – 20 cm).

Tabela 10. Matriz de correlação de Pearson de indicadores físicos e químicos do solo na área A entre 2009 a 2012 (0-20 cm).

	Anos	pH	Ca	Mg	K	Na	Al + H	SB	V	CTC	COT	Est C	PST	P	PT	Ds	AG	AF	Argila	ADA	GF	AD
Anos	1	0.64**	0.77**	ns	ns	ns	-0.62**	0.68**	0.63**	0.67**	ns	ns	ns	ns	Ns	Ns	0.74**	-0.60**	-0.90**	-0.45*	ns	ns
pH	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.47*	Ns	Ns	0.49*	ns	-0.68**	ns	ns	ns
Ca	ns	ns	1	ns	ns	ns	-0.54*	0.88**	0.82**	0.87**	0.48*	0.55*	ns	ns	Ns	Ns	ns	ns	-0.57**	-0.45*	ns	ns
Mg	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	0.82**	0.61**	0.83**	0.60**	0.57**	ns	ns	Ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
K	ns	ns	ns	ns	1	0.87**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.85**	-0.54*	Ns	Ns	ns	ns	ns	0.78**	-0.51*	ns
Na	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	0.54*	0.50*	0.97**	-0.53*	Ns	Ns	ns	ns	ns	0.81**	-0.54*	ns
Al + H	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	Ns	ns	ns	ns	0.45*	ns	ns
SB	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.89**	1.00**	0.71**	0.74**	ns	ns	0.44*	Ns	ns	-0.50*	ns	ns	ns	ns
V	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.88**	0.66**	0.70**	ns	ns	0.45*	Ns	ns	-0.50*	ns	ns	ns	ns
CTC	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.71**	0.74**	ns	ns	Ns	Ns	ns	-0.49*	ns	ns	ns	ns
COT	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.97**	ns	ns	0.70**	-0.70**	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Est C	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	0.56*	-0.52*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PST	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	-0.55*	Ns	Ns	ns	ns	ns	0.85**	-0.55*	-0.49*
P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	Ns	Ns	-0.51*	ns	ns	-0.56**	0.76**	ns
PT	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	-0.94**	ns	ns	ns	-0.49*	ns	ns
Ds	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
AG	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	-0.73**	-0.75**	ns	ns
AF	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.46*	ns	ns	ns
Argila	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.60**	ns	ns
ADA	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	-0.73**	ns
GF	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns
AD	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1

pH: potencial hidrogeniônico; Al + H: acidez potencial; Ca: cálcio; Mg: magnésio; K: potássio; Na: sódio; Al + H: acidez potencial; SB: soma de bases; V: saturação de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; COT: carbono orgânico total; Est C: estoque de carbono; PST: percentagem de sódio trocável; P: fósforo assimilável; PT: porosidade total; AG: areia grossa; AF: areia fina; ADA: argila dispersa em água; GF: grau de flocculação; AD: água disponível.

* significância a 5%

** significância a 1%

ns = não significativo

Tabela 11. Matriz de correlação de Pearson de indicadores físicos e químicos do solo na área A entre 2009 a 2012 (20-40 cm).

	Anos	pH	Ca	Mg	K	Na	Al + H	SB	V	CTC	COT	Est C	PST	P	PT	Ds	AG	AF	Argila	ADA	GF	AD
Anos	1	0.65**	0.62**	0.71**	ns	0.70**	ns	0.75**	0.78**	0.75**	ns	ns	0.45*	ns	ns	ns	0.70**	ns	-0.88**	ns	-0.51*	-0.82**
pH	ns	1	ns	0.61**	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.52*	ns	-0.60**	ns	ns	-0.58**
Ca	ns	ns	1	0.51*	ns	0.52*	ns	0.92**	0.78**	0.93**	0.72**	0.76**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.53*	ns	ns	ns
Mg	ns	ns	ns	1	ns	0.59**	ns	0.79**	0.70**	0.78**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.54*	ns	ns	-0.53*
K	ns	ns	ns	ns	1	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.45*	ns	ns	ns	ns	ns	0.72**	-0.51*	ns
Na	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	0.67**	0.63**	0.66**	ns	ns	0.89**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Al + H	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
SB	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	1	0.87**	1.00**	0.70**	0.72**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.59**	ns	ns	-0.52*
V	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	1	0.86**	0.61**	0.62**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.60**	ns	ns	-0.55*
CTC	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.71**	0.72**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.60**	ns	ns	-0.52*
COT	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.98**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Est C	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PST	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PT	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	-0.85**	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Ds	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
AG	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	0.88**	ns	-0.61**	-0.76**
AF	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns
Argila	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns
ADA	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	-0.75**	ns
GF	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.47*
AD	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1

pH: potencial hidrogeniônico; Al + H: acidez potencial; Ca: cálcio; Mg: magnésio; K: potássio; Na: sódio; Al + H: acidez potencial; SB: soma de bases; V: saturação de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; COT: carbono orgânico total; Est C: estoque de carbono; PST: percentagem de sódio trocável; P: fósforo assimilável; PT: porosidade total; AG: areia grossa; AF: areia fina; ADA: argila dispersa em água; GF: grau de flocculação; AD: água disponível.

* significância a 5%

** significância a 1%

ns = não significativo

Tabela 12. Matriz de correlação de Pearson de indicadores físicos e químicos do solo na área C entre 2009 e 2012 (0-20 cm).

	Anos	pH	Ca	Mg	K	Na	Al + H	SB	V	CTC	COT	Est C	PST	P	PT	Ds	AG	AF	Argila	ADA	GF	AD
Anos	1	ns	0.77**	0.64**	ns	Ns	ns	0.74**	0.58**	0.75**	ns	ns	ns	0.56*	0.49**	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
pH	ns	1	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Ca	ns	ns	1	0.77**	ns	Ns	ns	0.91**	0.73**	0.91**	ns	ns	ns	0.74**	0.71**	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Mg	ns	ns	ns	1	ns	Ns	ns	0.91**	0.80**	0.92**	ns	ns	ns	0.55*	0.61**	-0.61**	ns	ns	ns	ns	ns	ns
K	ns	ns	ns	ns	1	Ns	ns	ns	ns	ns	0.88**	0.88**	ns	ns	Ns	Ns	ns	ns	0.47*	ns	0.70**	0.57**
Na	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.96**	ns	Ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.53*
Al + H	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
SB	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	1	0.90**	1.00**	ns	ns	ns	0.67**	0.57**	-0.47*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
V	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	1	0.88**	0.49*	0.47*	ns	0.58**	0.45*	-0.49*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CTC	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	0.67**	0.59**	-0.47*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
COT	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	1	0.99**	ns	ns	Ns	Ns	ns	ns	0.52*	ns	0.62**	0.65**
Est C	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	Ns	Ns	ns	ns	0.54*	ns	0.62**	0.70**
PST	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.56*
P	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.50*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PT	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	-0.60**	ns	ns	ns	ns	ns	-0.50*
Ds	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
AG	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	-0.57**	-0.52*	-0.61**	ns	ns
AF	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns
Argila	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.45*	ns	0.60*
ADA	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Ns3	ns	ns	ns	ns	1	-0.71**	ns
GF	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns
AD	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1

pH: potencial hidrogeniônico; Al + H: acidez potencial; Ca: cálcio; Mg: magnésio; K: potássio; Na: sódio; Al + H: acidez potencial; SB: soma de bases; V: saturação de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; COT: carbono orgânico total; Est C: estoque de carbono; PST: percentagem de sódio trocável; P: fósforo assimilável; PT: porosidade total; AG: areia grossa; AF: areia fina; ADA: argila dispersa em água; GF: grau de flocculação; AD: água disponível.

* significância a 5%

** significância a 1%

ns = não significativo

Tabela 13. Matriz de correlação de Pearson de indicadores físicos e químicos do solo na área C entre 2009 a 2012 (20-40 cm).

	Anos	pH	Ca	Mg	K	Na	Al + H	SB	V	CTC	COT	Est C	PST	P	PT	Ds	AG	AF	Argila	ADA	GF	AD
Anos	1	ns	0.61**	0.55*	ns	ns	ns	0.52*	0.45*	0.52*	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
pH	ns	1	ns	ns	ns	ns	-0.68**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Ca	ns	ns	1	0.61**	ns	ns	ns	0.59**	0.51*	0.60**	ns	ns	ns	0.54*	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Mg	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	0.53*	0.57**	0.53*	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
K	ns	ns	ns	ns	1	0.48*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.55*	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.75**	ns
Na	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	0.62**	0.51*	0.62**	ns	ns	0.97**	ns	Ns	ns	ns	ns	0.69**	ns	ns	ns
Al + H	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
SB	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.92**	1.00**	ns	ns	0.57*	ns	Ns	ns	ns	-0.50*	ns	ns	ns	ns
V	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.91*	ns	ns	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CTC	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	0.57**	ns	Ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
COT	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.99**	ns	ns	Ns	ns	ns	ns	0.46*	ns	ns	ns
Est C	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.48*	ns	ns	ns
PST	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	0.67**	ns	0.52*	ns
P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.46*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PT	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	-0.85**	ns	ns	ns	ns	ns	-0.54*
Ds	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
AG	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	-0.66**	-0.55*	-0.61*	ns	ns
AF	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns	ns	ns
Argila	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.81**	ns	0.44*
ADA	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	ns	ns
GF	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1	0.69**
AD	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	1

pH: potencial hidrogeniônico; Al + H: acidez potencial; Ca: cálcio; Mg: magnésio; K: potássio; Na: sódio; Al + H: acidez potencial; SB: soma de bases; V: saturação de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; COT: carbono orgânico total; Est C: estoque de carbono; PST: percentagem de sódio trocável; P: fósforo assimilável; PT: porosidade total; AG: areia grossa; AF: areia fina; ADA: argila dispersa em água; GF: grau de flocculação; AD: água disponível.

* significância a 5%

** significância a 1%

ns = não significativo

Entre os sistemas de cultivo houve diferença significativa ($p \leq 0,01$) dos valores de resistência à penetração (RP) nas camadas 0-5 cm e 5-10 cm, em que na área A os valores anotados de RP foram menores à área C (Tabela 14). Pode-se inferir que as práticas continuadas de cobertura do solo, menor revolvimento e aporte continuado de resíduos orgânico favoreceram a melhor estruturação do solo na área A em relação à área C. Na área A, profundidades 10-15 cm e 15-20 cm, os valores médios de RP foram inferiores à área C, embora não apresentaram diferença significativa.

Foi possível observar que os valores menores de RP na área A foram associados com os menores resultados verificados de argila dispersa em água (ADA) em relação à área C nas camadas estudadas, que por sua vez apresentaram diferença significativa ($p \leq 0,01$). Por outro lado, na área A os valores de grau de flocculação (GF) foram maiores que a área C e apresentaram diferença significativa ($p \leq 0,01$) nas duas profundidades analisadas (Tabelas 8 e 9). De acordo com Mota *et al.* (2013), a presença de ADA pode contribuir para o aumento da RP. Além disso, o baixo GF contribui para pior estruturação do solo e conseqüentemente aumento da RP.

A RP se mostrou sensível ao longo do tempo nas áreas A e C (Figura 17). Esse indicador físico juntamente com a Ds e PT são fundamentais para avaliar se o solo está em processo de compactação, pois variam bastante com as práticas de uso e manejo do solo. Embora varie com o solo e com a espécie cultivada, a resistência à penetração é ocasionada por atividades antrópicas, de forma continuada e mal planejada (STEFANOSKI *et al.*, 2013).

O intenso revolvimento do sistema de plantio convencional favorece a decomposição da MOS e ocasiona efeitos consideráveis negativos nos atributos físicos no solo. Portanto, a relação entre os atributos físicos do solo e manutenção da matéria orgânica do solo em camadas superficiais justifica o uso da taxa de estratificação do carbono como índice de avaliação da qualidade do solo (MATIAS *et al.*, 2012).

Um importante resultado foi verificado na área A (0-20 cm) (Tabela 10). A argila dispersa em água (ADA) apresentou correlação significativa ($p \leq 0,01$) e negativa ($r = -0,45$) com anos, ou seja, na medida em que os anos passam diminui os valores de ADA. Isso pode ser associado às práticas de manejo na

área A em maior aplicação de resíduos orgânicos e proteção do solo. A dispersão das argilas pode promover a redução da infiltração de água no perfil do solo e concentração de sais na superfície. Valores críticos de resistência à penetração podem variar de 1,5 a 4 MPa (ROSOLEM *et al.*, 1999); no entanto, valores próximos a 2 MPa são, de maneira geral, aceitos como impeditivos ao crescimento radicular (BLAINSKI *et al.*, 2008).

Neste sentido, na área A as camadas estudadas apresentaram valores médios menores que 2 MPa, com exceção para camada 15-20 cm que apresentou valor de RP (2,17 MPa) levemente superior ao referencial adotado (Tabela 14). Já na área C, foi possível notar que os valores de RP passaram do limite de 2 MPa, com destaque para a camada de 10-15 cm (2,98 MPa). Portanto, sugere-se adotar práticas de proteção de solo e aporte de resíduos orgânicos na área C para reverter o processo de elevação da RP e contribuir para melhoria da estrutura do solo.

Tabela 14. Estatística descritiva e comparação de médias de resistência à penetração (RP) entre as áreas A e C entre 2009 a 2011.

Variável	Área A (n=75)				Área C (n = 75)			
	Profundidade							
RP (MPa) (n = 150)	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 15 cm	15 - 20 cm	0- 5 cm	5 - 10 cm	10 - 15 cm	15 - 20 cm
Mínimo	0,45	0,45	0,45	0,45	0,74	0,74	1,04	0,74
Média	0,78	1,05	1,82	2,17	2,24	2,59	2,98	2,63
Máximo	1,93	2,82	3,70	8,44	17,91	20,58	19,10	17,91
Mediana	0,74	0,74	1,63	1,63	1,34	1,93	1,93	1,93
Desvio padrão	0,37	0,55	1,08	1,57	2,56	2,73	3,83	3,13
Assimetria	1,07	1,26	0,14	1,38	4,06	4,47	3,44	3,88
Coefficiente de variação (%)	46,67	52,37	58,67	72,33	114,28	105,31	128,48	119,12
Nível de significância (p)	0,00**	0,00**	0,06	0,64	0,00**	0,00**	0,06	0,64

** p ≤ 0,01, maior nível de significância pelo teste de Kruskal Wallis.

Na Figura 17, foi possível verificar a sensibilidade dos valores de RP medidos tanto área A quanto na área C nas camadas 0-5 cm e 5-10 cm. Na área A, as frequências acumuladas dos valores de RP demonstram uma curva com tendência a perpendicularidade com eixo x. Neste sentido, infere-se que o uso e manejo na área A não promoveu elevada variabilidade absoluta na série de testes de RP no campo. Por outro lado, a área C não apresentou o mesmo comportamento da área A, com valores bem superiores de RP. Além disso, na área C os valores de RP, nas camadas 0-5 cm e 5-10 cm, com frequências acumuladas abaixo de 0,40 (40%) começaram a modificar a tendência da curva, mostrando que as práticas de uso e manejo contribuíram para elevados valores de RP.

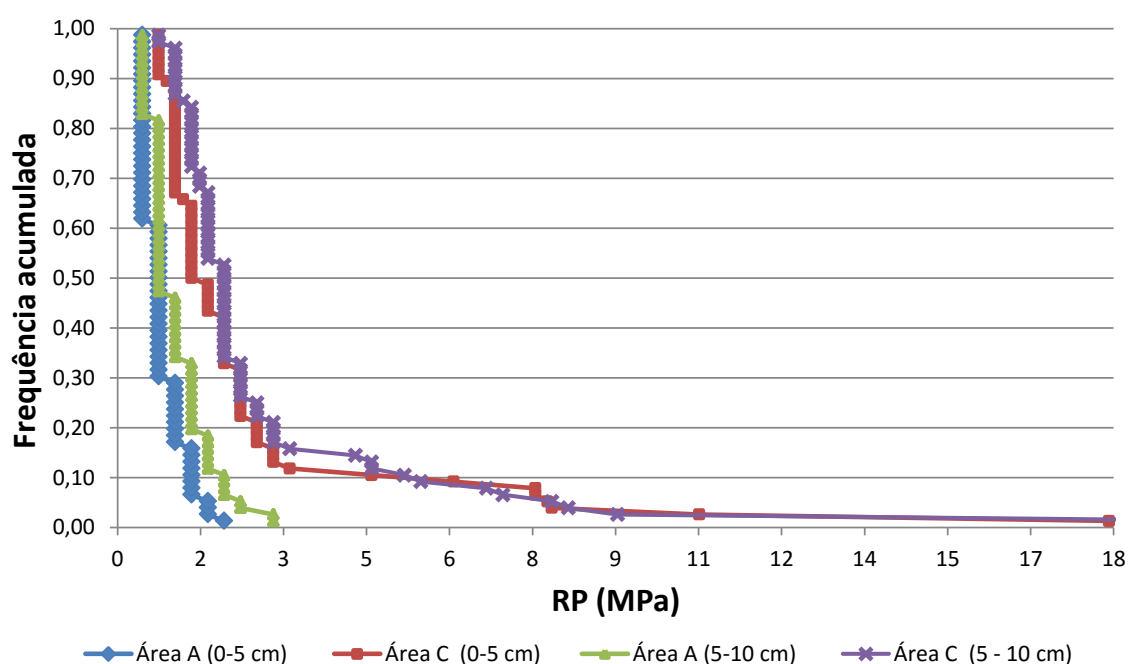


Figura 17. Distribuição de frequência da resistência à penetração (RP) nas áreas A e C nas profundidades de 0–5 cm e 5-10 cm entre 2009 e 2011.

Os valores de água disponível (AD) apresentaram diferença significativa ($p \leq 0,01$) entre os sistemas de cultivo apenas na camada 0-20 cm, sendo que a área C (8,20%) apresentou maior valor em relação à área A (5,16%) (Tabela 8). Nesta camada, a área C apresentou valores de AD com correlação significativa ($p \leq 0,05$) e negativa ($r = -0,50$) com a PT, ou seja, na medida que diminui a PT há tendência de aumentar a AD (Tabela 12); ainda, apresentou valores de correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva com COT, Est C, argila e GF ($r = 0,65$, $r = 0,70$,

$r = 0,45$, $r = 0,60$, respectivamente), evidenciando a proporcionalidade direta destes indicadores na elevação da AD. Infere-se que menor PT e maior Ds influenciaram na distribuição de poros do solo, fazendo aumentar a microporosidade (retenção de água) e diminuir a macroporosidade (percolação de água). Esse fenômeno pode proporcionar o aumento da AD, pois há elevação de poros menores que contribuem para maior retenção de água e, conseqüentemente, maior armazenamento de água no solo.

Reeve *et al.* (1973) verificaram um aumento na AD com aumento da Ds, em solos de texturas similares, onde a amplitude da Ds não excedia $1,60 \text{ g cm}^{-3}$. Cavalieri *et al.* (2006), em estudo sobre as propriedades físicas a partir das práticas de manejo de solo, observaram a variação da AD em função da Ds. Os autores observaram o aumento da umidade do solo na capacidade de campo (cc) na medida que a Ds aumenta. No entanto, a partir de $Ds = 1,65 \text{ g cm}^{-3}$, o valor da θ_{cc} decresce discretamente, indicando a redução no volume de poros que retêm água no potencial de 100 hPa. Para a umidade do solo no ponto de murcha permanente (PMP), constatou-se que os seus valores aumentaram com a Ds, com a tendência de estabilização ao extremo superior da variação da Ds.

Niero *et al.* (2010) observaram que um nível de compactação intermediária do solo eleva a AD. Cunha *et al.* (2011), em estudo com sistema de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica, observaram que a Ds apresentou correlação positiva com a microporosidade ($r = 0,935$) e negativa com a macroporosidade ($r = -0,989$) e a PT ($r = -0,989$). Na Figura 18 é possível notar o efeito diagonal das curvas de frequência acumulada tanto da área A quanto da área C para AD. Neste sentido, tem-se que esse indicador físico-hídrico é fortemente influenciado com as práticas de manejo, como os valores de COT, PT, Ds, GF e também com a fração granulométrica dos teores e tipo de argila do solo.

Infere-se que os incrementos de AD ao longo do tempo na área A estão associados aos aumentos dos valores de COT, principalmente pelo fato do manejo agroecológico proporcionar continuado aporte de resíduos orgânicos (adubação orgânica, adubação verde, cobertura morta, entre outras) (Figura 18). Na área C, infere-se que os maiores valores de AD em relação à área A foram associados aos maiores teores de argila, aumento do COT e elevação da Ds, que por sua vez fazem diminuir os macroporos e aumentar os mesoporos e

microporos, considerados de maior eficiência na retenção de água no solo. Pode-se associar a elevação dos valores de D_s , na área C, com a passagem continuada de máquinas agrícolas anualmente, ausência de cobertura morta e menor aporte de resíduos orgânicos no solo (Tabelas 8 e 9).

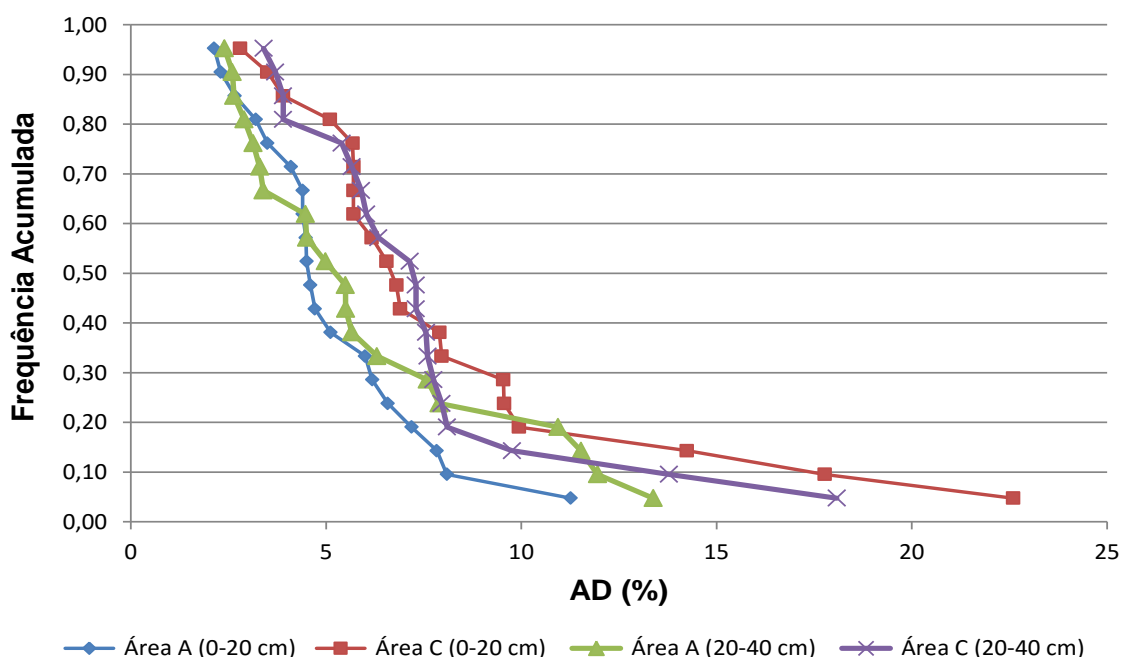


Figura 18. Distribuição de frequência acumulada de água disponível (AD) nas áreas A e C nas profundidades 0-20 cm e 20-40 cm entre 2009 e 2012.

O conteúdo de AD no solo é característica específica de cada solo e é resultado da ação conjunta e complexa de vários fatores. Este depende do teor e mineralogia da fração argila, do teor de matéria orgânica (REICHARDT *et al.*, 1987), das diferenças da microestrutura e da compactação (SILVA *et al.*, 1986).

Maior retenção de água, em todas as tensões, foi verificada em solos de textura mais fina por Kiehl (1979), Silva *et al.* (1986), Brady (1989), Carvalho *et al.* (1999) e Dias Junior & Estanislau (1999); em sistemas com maior teor de matéria orgânica, por Vieira (1981), Sidiras *et al.* (1984) e Carvalho *et al.* (1999); em solos sob floresta com maior teor de matéria orgânica, em comparação com solos cultivados, por Silva *et al.* (1986) e Brady (1989); e em solos mais compactados, por Sidiras *et al.* (1983), Centurion & Demattê (1985); Corsini *et al.* (1986), Silva *et al.* (1986), Brady (1989) e Eltz *et al.* (1989).

A relação entre a umidade volumétrica percentual na capacidade de campo (U_{vcc}) e a PT(%), ou seja, U_{vcc}/PT , é um indicador que relaciona a U_{vcc} em relação ao volume total de poros.

A relação U_{vcc}/PT foi significativamente ($p \leq 0,01$) maior na área C em relação à área A nas camadas estudadas (Tabelas 8 e 9). No entanto, apresentaram resultados menores ao limite proposto de 0,55 por Souza (2005). Na área A, camada de 0-20 cm, apresentou menor valor de U_{vcc}/PT (0,23) em relação à área C (0,44), indicando que apenas 23% da porosidade total é constituída de U_{vcc} e associada ao teor de umidade com baixa tensão da matriz do solo (-33 kPa). Ao mesmo tempo, verifica-se que na área A (0-20cm) o teor de areia total foi 81,08%, PT de 50,02% e D_s igual $1,32 \text{ g cm}^{-3}$ (Tabelas 7 e 8), que provavelmente predominaram macroporos do solo.

Ainda na área A, camada 20-40 cm, foi observado que a relação U_{vcc}/PT aumentou 13,04%, evoluindo para 0,26; reforçando a hipótese que o aumento discreto da D_s em profundidade contribuiu para aumentar a retenção de água na U_{vcc} , pela predominância de poros menores do solo capazes de reter mais água e, ainda, o aumento do teor de argila nesta camada (Tabela 7 e 11). Na área C, camada 0-20 cm, o valor observado da U_{vcc}/PT foi de 0,44, ainda abaixo do crítico (0,55), mesmo assim apresentou melhores condições de U_{vcc} que a área A (Tabela 8). Além disso apresentou maior valor de D_s ($1,60 \text{ g cm}^{-3}$) e menor PT (37,02%). Este comportamento corrobora com os encontrados por Melo Filho *et al.* (2009) e Monteiro (2012) que encontraram D_s próximo a $1,60 \text{ g cm}^{-3}$ com maior relação de U_{vcc}/PT .

Outro indicador associado ao armazenamento de água é AD/PT , ou seja, relaciona a proporção percentual da AD em função da PT(%). A AD/PT apresentou diferença significativa ($p \leq 0,01$) entre os sistemas de cultivos e nas profundidades analisadas, em que a área C apresentou valores maiores (Tabelas 8 e 9).

Os valores encontrados na área A foram inferiores aos da Área C e significativamente diferente apenas na camada de 0-20 cm (Tabelas 8 e 9). O limite base (crítico) de AD/PT proposto é de 0,125 (SOUZA, 2005). Na área A, camada 0-20 cm, foi observado o valor 0,11 de AD/PT , ou seja, 11% da AD compõe a PT, onde o mínimo recomendado seria de 12,5%. Na área C, na

camada 0-20 cm, este valor foi de 0,22, representando 76% a mais do valor crítico. De forma geral, a área C apresentou melhores valores de U_{vcc}/PT e AD/PT em relação área A. Neste sentido, indicadores com PT e Ds não devem ser avaliados de forma separada e sim em função com outros indicadores inter-relacionados como a retenção e capacidade de armazenamento de água no solo (Tabelas 8 e 9).

7.3. Indicadores químicos

De maneira geral o manejo da irrigação não afetou os solos quanto à concentração excessiva de sais nas áreas A e C (0-20 cm e 20-40 cm). Os valores encontrados nas áreas A e C revelaram condutividade elétrica (CE) em concentração mediana de sais solúveis, a percentagem de sódio trocável (PST) abaixo dos 15%, pH inferior a 8,5, caracterizando-as como isentas de riscos de salinização nas camadas estudadas (Tabelas 8 e 9). Embora na área C, o PST, na camada 20-40 cm, apresentou valor de 11,06% e se aproximou do limite crítico de 15% (Tabela 9). Este fato pode se relacionar, provavelmente, a insuficientes lâminas de lixiviação no manejo da irrigação e elevadas taxas de evapotranspiração que caracterizam a região. Conforme Richards (1954), os solos podem ser considerados salinos quando a CE é igual ou maior que 4 dSm^{-1} , a PST menor que 15% e pH menor que 8,5.

Os altos coeficientes de variação (CV) da CE registrados nas áreas A e C e PST indicam que os manejos adotados promoveram elevada variabilidade ao longo do tempo quanto a indicadores relacionados à salinidade (Tabelas 8 e 9). Essa dinâmica pode ser atribuída à qualidade da água da irrigação (C_3S_1), acentuados déficits hídricos que caracterizam a região em estudo e aplicação de fertilizantes químicos de alta solubilidade (característica apenas na área C). Maia (2013) em estudo sobre qualidade ambiental em solo na mesorregião Oeste Potiguar e microrregião Chapada do Apodi/RN em diferentes ciclos de cultivo de mamoeiro irrigado, observou que a água de irrigação nesta região tem elevados teores de bicarbonato, cálcio e sódio. Outros exemplos são relatados por Dantas *et al.* (2012) e Lira *et al.* (2012).

O valores de pH apresentaram diferença significativa entre os sistemas de cultivo, em que a área A apresentou valores maiores em relação à área C. Os resultados de pH nas áreas A (7,79 e 7,92) e C (7,09 e 7,27) nas camadas de 0-20 cm e 20-40 cm foram classificados como moderadamente alcalino e praticamente neutro, respectivamente (EMBRAPA, 2006) (Tabelas 8 e 9).

As áreas A e C estão inseridas em ambiente de formação sedimentar calcária (BRASIL, 1981) no Semiárido do RN, onde há predominância de bases alcalinas no perfil do solo em detrimento de processos de lixiviação, água de irrigação rica em cátions básicos e sódio e acentuado déficit hídrico. Notadamente, os valores de pH encontrados nos tratamentos (A e C) estão em consonância com altos teores de cátions básicos (Ca^{+2} e Mg^{+2}) e baixos teores de acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$) (Tabelas 8 e 9). Na área A, esse comportamento foi verificado pelo fato do pH ter apresentado correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva com anos nas camadas de 0-20 cm ($r = 0,64$) e 20-40 cm ($r = 0,65$) (Tabelas 10 e 11), ou seja, na medida que os anos passam o pH tende a subir. Ao mesmo tempo, a área A na camada 0-20 cm houve correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva entre anos e Ca ($r = 0,77$), soma de bases (SB) ($r = 0,68$), saturação em bases (V) ($r = 0,63$) e capacidade de troca de cátions (CTC) ($r = 0,67$) e, por outro lado, negativa com $\text{H} + \text{Al}$ ($r = -0,62$) (Tabela 10).

Assim, a dinâmica do pH na área A é associada com a água de irrigação e maiores aportes de resíduos orgânicos que contribuíram para elevar o pH ao longo do tempo. Iwata *et al.* (2012) verificaram a elevação do pH sob sistema agroflorestal no cerrado piauiense com aumento do COT. Obade & Lal (2014) obtiveram correlações significativas ($p \leq 0,01$) e positiva entre pH e COT em áreas conservacionistas com milho ($r = 0,23$), soja ($r = 0,45$) e milho e soja ($r = 0,27$), evidenciando assim a elevação do pH com o aumento do COT.

Os teores de Ca e Mg foram considerados altos tanto na área A como na área C (EMBRAPA, 2006). Entretanto, a diferença significativa ($p \leq 0,01$) foi verificada apenas na camada 20-40 cm para o Ca, onde a área C apresentou maior valor (Tabela 9). Na área A, além das condições inerentes da formação do solo, a manutenção dos elevados teores de Ca e Mg foi relacionada com as práticas agroecológicas de incorporação continuada de resíduos orgânicos ao longo do tempo e a qualidade da água de irrigação. Brady & Weil (2013)

relacionaram o aumento de teores de Ca e Mg com aplicação de esterco de gado e resíduos orgânicos provenientes de solos com altos de teores de cálcio de magnésio.

Na área A, profundidade de 0-20 cm, os teores de Ca e Mg apresentaram correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva com COT (Ca: $r = 0,48$ e Mg: $r = 0,60$), demonstrando que com o aumento do COT há tendência de elevar os teores de Ca e Mg (Tabela 10). É possível atribuir que a dinâmica destes macronutrientes, essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas, foi associada às práticas agroecológicas que favorecem a aplicação de adubos verdes, cobertura do solo, rotação de culturas e menor revolvimento do solo; e também a água dura de irrigação utilizada durante o período de experimentação. Lira *et al.* (2012) em estudo com manejo de caatinga na Chapada do Apodi observaram que o teores de cálcio e magnésio evoluíram anualmente positivamente e foram correlacionados com o COT.

Os baixos teores de acidez potencial (Al + H) foram verificados nas áreas A e C, apesar das diferenças significativas nas camadas avaliadas (Tabelas 8 e 9). Dantas *et al.* (2012) verificaram que a adição de restos vegetais ao solo promoveu neutralização da acidez potencial, aumentando as cargas negativas do solo disponíveis para a adsorção de cátions básicos.

A MOS possui a função de complexar os cátions H^+ e Al^{+3} livres com compostos orgânicos aniônicos dos resíduos e adicionar bases (Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^+) que reduzem a acidez do solo e aumentam o pH (PAVINATO, 2008; BRADY & WEIL, 2013). Lira *et al.* (2012) verificaram baixos teores de acidez potencial em solos da chapada do Apodi/RN e relacionaram que a presença de ácidos orgânicos complexam o H^+ e Al^{+3} livres e contribuem para elevar a CTC através Ca, Mg e K via resíduos orgânicos. Na área A, essa constatação pode ser verificada na camada 0-20 cm onde a acidez potencial (Al + H) apresentou correlação significativa ($p \leq 0,01$) e negativa ($r = -0,62$) com anos, ou seja, com a evolução dos anos há tendência de diminuir a acidez potencial (Al + H) (Tabela 10).

Os teores de K nas áreas A e C não mostraram diferenças significativas nas duas profundidades estudadas. Os valores de K encontrados nas áreas em estudo foram altos (EMBRAPA, 2006). Na área A, sugere-se que o incremento

dos valores de K está relacionado com aplicação de composto orgânico, esterco e adubação verde e, enquanto, na área C esse mesmo comportamento foi devido à incorporação de adubo químico (cloreto de potássio) e esterco. Além de ambas terem contribuição do material de origem dos solos através do mineral primário mica. Na área C, camada 0-20 cm, foi verificada a correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva ($r = 0,88$) com COT, evidenciando, que em parte, o aumento do K é associado com o aumento do COT (Tabela 10). Estes resultados se assemelham com os estudos realizados por Oliveira & Salcedo (2008), quando verificaram altos valores de K em solos cultivados no Semiárido da Paraíba com uso contínuo de esterco. Esse mesmo comportamento também foi verificado por Araujo-Junior *et al.* (2011).

Os valores de soma de bases (SB) foram elevados nas áreas A e C (0-20 cm e 20-40 cm) (Tabelas 8 e 9), conforme Embrapa (2006), e foi observada diferença significativa na camada 20-40 cm na área C ($14,44 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) que por sua vez apresentou maior valor em relação à área A ($8,08 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) (Tabela 9). A formação sedimentar calcária e as práticas de manejo provavelmente contribuíram para a elevação da SB, através da aplicação continuada de adubação orgânica e verde na área A, e a combinação de esterco e fertilizantes químicos na área C. Nas áreas em estudo e nas camadas estudadas foi verificada a correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva entre SB e anos, ou seja, a SB é aumentada ano após ano (Tabelas 10, 11, 12 e 13). Pode inferir que o efeito de manejo na área A, camadas de 0-20 cm e 20-40 cm, é associado à SB ter apresentado correlação significante ($p \leq 0,01$) e positiva com a V, COT e CTC; enquanto na área C para ambas as camadas com V e CTC. (Tabelas 10 e 11).

Os solos nas áreas A e C apresentaram valores altos de saturação de bases (V) nas profundidades analisadas, considerados eutróficos, ou seja, V maior que 50%, e apresentaram diferença significativa apenas na camada de 20-40 cm (Tabela 9). Nesta camada, a área C apresentou maior V (85,37%) em relação à área A (79,60%). Estes resultados foram similares aos encontrados por Araújo & Oliveira (2008) e Lira *et al.* (2012) em estudos da avaliação da qualidade química de solos na Chapada do Apodi-RN. Tem-se que a V é um excelente indicador de avaliação da fertilidade do solo, por reunir em termos estequiométricos macronutrientes (Ca, Mg e K) essenciais para o crescimento e

desenvolvimento vegetal. Houve correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva da V com a CTC e COT tanto na área A (Figura 19) quanto na área C para as camadas estudadas (Tabelas 10,11,12 e 13), com exceção na camada de 20-40 cm na área C que apresentou comportamento semelhante apenas com a CTC (Tabela13).

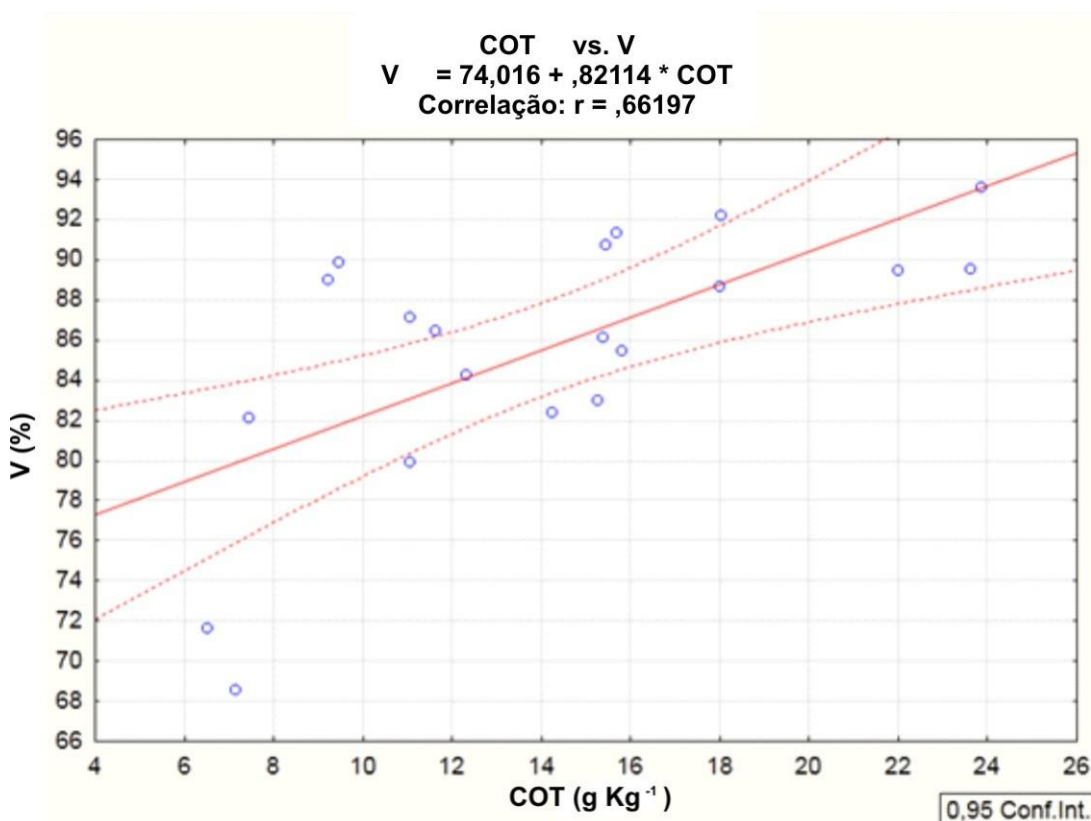


Figura 19. Relação entre o carbono orgânico total (COT) e a saturação de bases (V) na área A (0-20 cm).

Não houve diferença significativa entre os sistemas de cultivo nas camadas analisadas para o P assimilável. Por outro lado, os valores foram considerados altos (EMBRAPA, 2006) (Tabelas 8 e 9). Na área A, foram registrados valores de $111,23 \text{ mg kg}^{-1}$ e $79,80 \text{ mg kg}^{-1}$, e na área C 160 mg kg^{-1} e $218,75 \text{ mg kg}^{-1}$, nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm, respectivamente. Estes valores de P foram bem superiores aos encontrados por Lira *et al.* (2012) em áreas com manejo da caatinga na Chapada do Apodi/RN ($13,76 \text{ mg kg}^{-1}$) sem atividade agrícola.

Provavelmente a elevação dos teores de fósforo na área A está relacionada com a aplicação continuada de resíduos orgânicos e na área C com

esterco de gado e fertilizantes químicos. Segundo Brady e Weil (2013), a dinâmica de P no solo tem ligação direta com a MOS na regulação deste nutriente fundamental para a fertilidade do solo e das plantas. Lourente *et al.* (2011) observaram correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva ($r = 0,41$) do P com o COT em tratamentos com sistemas conservacionistas, evidenciando que há comportamento similar de elevação tanto para o P quanto para o COT. Outra hipótese é da superestimação de P pelo método adotado, resultado de uma extração indevida de P não-lábil ligado a Ca (P-Ca), comum em solos jovens com pH elevados e altos níveis de Ca trocáveis (NOVAIS & SMYTH, 1999). A deficiência de P é apontada como uma das principais limitações encontradas nos solos do semiárido para o crescimento vegetal (ARAÚJO FILHO, 2013).

A heterogeneidade dos valores de P anotados na área A foi atribuída à distribuição irregular de composto orgânico e esterco, tendo em vista que são as principais fontes de P (Tabelas 8 e 9). Essa mesma dinâmica foi observada na área C, onde a aplicação de adubo químico e esterco foram desuniformes. Oliveira & Salcedo (2008) verificaram variação muito grande nas amostras de solo nos valores de P disponível, oscilando de 73 a 270 mg kg⁻¹ na mesma área e relacionou esse comportamento com o manejo da adubação. Brady & Weil (2013) consideram que valores altos de P no solo podem ser mantidos pela aplicação anual de esterco e resíduos orgânicos.

O COT foi significativamente diferente entre as áreas A e C apenas na camada 0-20 cm (Tabela 8). Na área A, foi encontrado maior valor (14,14 g kg⁻¹) em relação à área C (7,08 g kg⁻¹). Sugere-se que o manejo agroecológico através da aplicação de composto orgânico, rotação e diversidade, proteção do solo e pousio de canteiros foi suficiente para torná-la estatisticamente diferente à área C ao longo do tempo para o COT.

O valor de COT na área A, camada 0-20 cm, foi superior ao encontrado por Guimarães, Gonzaga & Melo Neto (2014) em estudo no Estado de Sergipe em área de caatinga conservada (12,30 g kg⁻¹), e ao mesmo tempo em comparação à área C o COT (7,08 g kg⁻¹) foi próximo à área de citrus em manejo convencional (7,57 g kg⁻¹). Fraga & Salcedo (2004) estudaram áreas de caatinga conservada no semiárido paraibano com raleamento do estrato arbóreo e encontraram teores médios de 13,2 g kg⁻¹, enquanto em áreas degradadas apresentaram teores em

torno de 8 g kg^{-1} na profundidade de 0-15 cm. Giongo *et al.* (2011) encontraram em áreas de roçado com manejo agroecológico valores médios de COT de $10,62 \text{ g Kg}^{-1}$.

A CTC apresentou valores altos tanto na área A ($15,59 \text{ cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$) quanto na área C ($15,06 \text{ cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$) na camada 0-20 cm (EMBRAPA, 2006) (Tabela 8). Na área A, camada de 20-40 cm, apresentou valor considerado médio da CTC ($9,92 \text{ cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$), enquanto na área C foi alto ($17,20 \text{ cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$). Houve diferença significativa ($p \leq 0,01$) entre as áreas A e C apenas na camada 20-40 cm (Tabela 9), influenciado principalmente pelos altos valores de Ca e Mg. Na área A, camadas 0-20 cm e 20-40 cm, houve correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva entre COT e CTC ($r = 0,71$, $r = 0,71$, respectivamente), ou seja, na medida em que o COT se eleva a CTC segue esse mesmo comportamento (Figura 20).

Com o aumento do COT, há tendência de elevar as cargas negativas do solo e, por consequência, a capacidade de adsorção de cátions, elevando assim a CTC. Esse fenômeno pode ser explicado pelo fato da MOS apresentar carga variável negativa e tem a sua origem na dissociação das hidroxilas. Os grupos carboxílicos são os mais importantes como fontes de cargas negativas, sendo os alcoólicos de menor importância pela baixa capacidade de ionização (Brady & Weil, 2013).

Neste sentido, o aumento da MOS eleva a CTC e, ao mesmo tempo, os teores de Ca e Mg, fazendo com que a SB se eleve também. Portanto, haverá maior disponibilidade desses macronutrientes essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas e manutenção da fertilidade do solo.

Segundo Raij (1969), a contribuição média da matéria orgânica para a CTC de horizontes superficiais de solos tropicais é superior a 70%. Santos *et al.* (2009) verificaram alta correlação entre carbono orgânico e CTC em solos do Estado de Alagoas, indicando que as propriedades de trocas estão relacionadas principalmente ao carbono orgânico e ao conteúdo de argila do solo. Os resultados encontrados se assemelham com os de Niero *et al.* (2010), que verificaram valores mais altos de CTC em sistemas de cultivo que aumentaram a MOS.

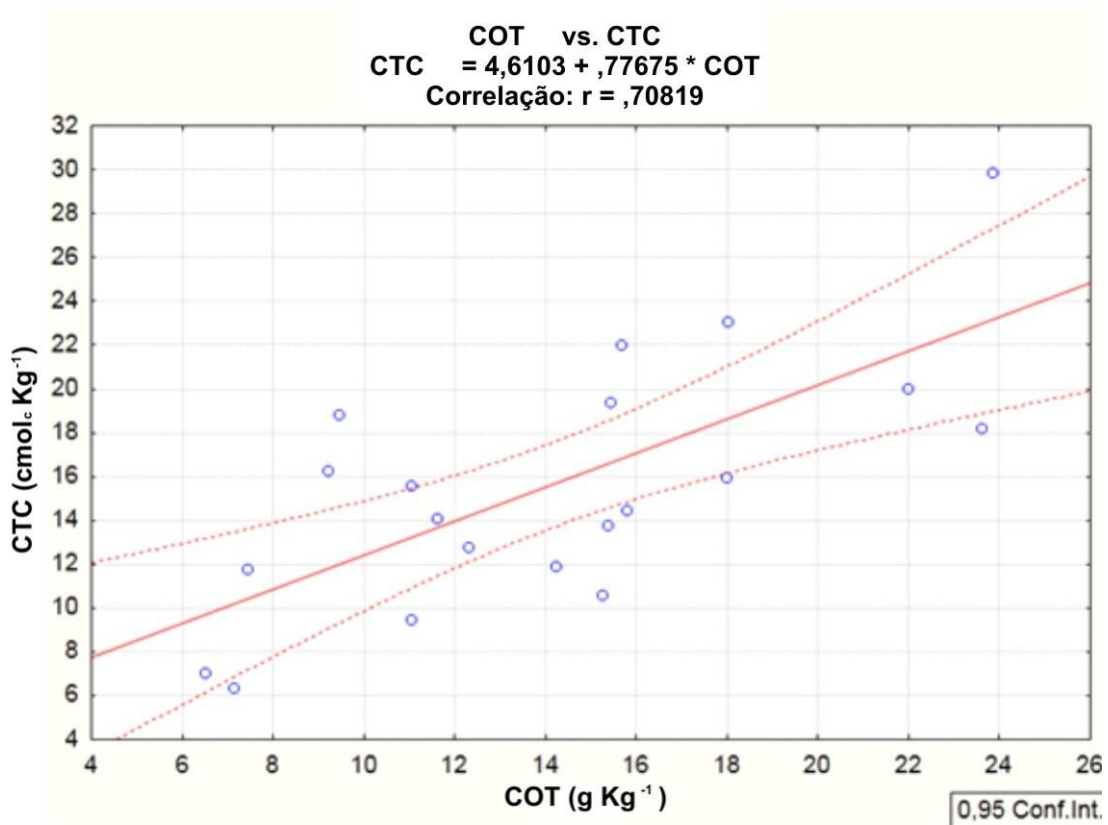


Figura 20. Relação entre o carbono orgânico total (COT) e a capacidade de troca de cátions (CTC) na área A (0-20 cm).

Em solos, principalmente, com textura franco-arenosa a adição de resíduos orgânicos pode promover ao longo do tempo a elevação da CTC. Na Figura 21, através das frequências acumuladas nas áreas A e C, foi possível observar a sensibilidade da CTC a partir das práticas de uso e manejo. As curvas das respectivas áreas apresentam uma tendência diagonal em relação ao eixo x, revelando a sensibilidade ao longo do tempo, sendo mais sensível na área A em relação à área C na camada de 0-20 cm.

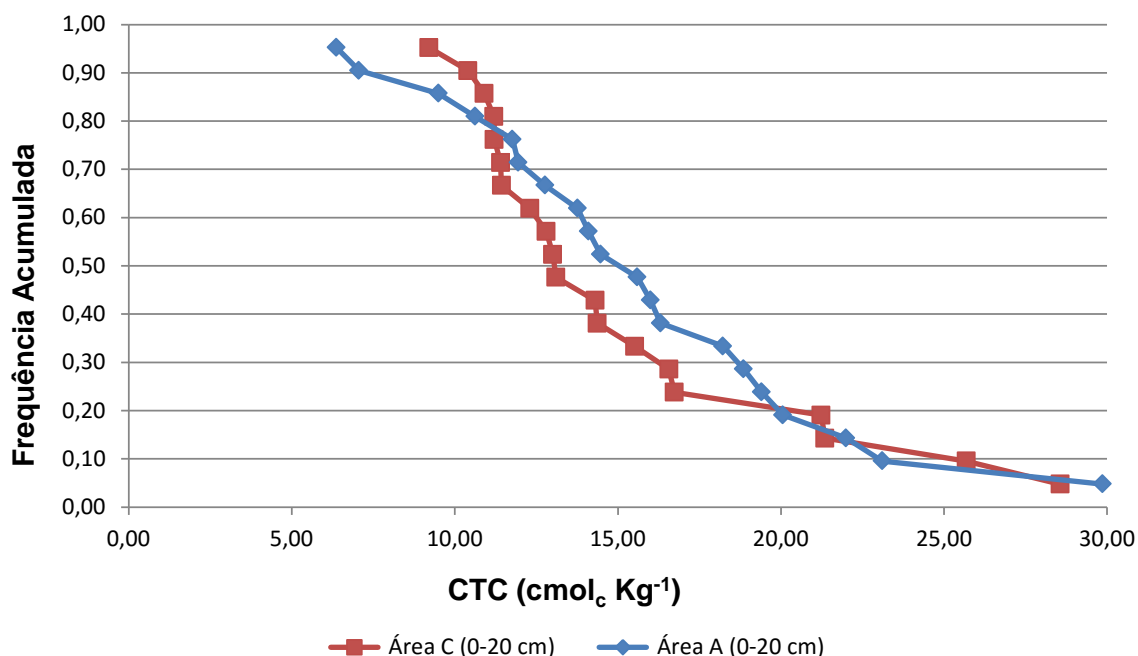


Figura 21. Distribuição de frequência acumulada da capacidade de troca de cátions (CTC) nas áreas A e C na camada de 0-20 cm.

Houve diferença significativa ($p \leq 0,01$) do estoque de carbono (Est C) nas áreas A ($36,35 \text{ Mg ha}^{-1}$) e C ($22,51 \text{ Mg ha}^{-1}$) apenas na camada de 0-20 cm (Tabela 8). O manejo na área A através de práticas agroecológicas (composto orgânico, adubação verde, rotação de culturas, agrobiodiversidade, cobertura do solo e pousio) foi determinante para torná-la diferente em relação à área C. No entanto, na área C, camada de 0-20 cm, a aplicação continuada de esterco de gado contribuiu para elevar os valores de Est C ao longo do tempo. No geral, estes valores de Est C são maiores aos encontrados por Tiessen *et al.* (1998) de 20 Mg ha^{-1} em solos conservados no Semiárido do Nordeste do Brasil. Martins *et al.* (2010) encontraram valores de Estc de C em ambiente conservado no Sertão de Pernambuco na estação seca ($21,68 \text{ Mg ha}^{-1}$) e chuvosa ($23,16 \text{ Mg ha}^{-1}$), inferiores aos encontrados na área A, bem como em área moderadamente degradada com valores de $17,97 \text{ Mg ha}^{-1}$ (estação seca) e $15,64 \text{ Mg ha}^{-1}$ (estação chuvosa). Silva *et al.* (2013c) encontraram médias de Est C em área de manejo agroecológico com caatinga, camadas 0-20 cm e 20-40 cm, superiores em 15% quando comparadas à área do roçado convencional no Sertão do Piauí.

Na Figura 22 é possível observar que 52% das amostras de solo na área C, camada 0-20 cm, apresentaram Est C menor que 20 Mg ha^{-1} e 90% com

valores de COT abaixo de $12,30 \text{ g kg}^{-1}$. Este valores são referências para o Estc C e COT, respectivamente, para a região semiárida nordestina (TIESSSEN *et al.*, 1998; GUIMARÃES, GONZAGA & MELO NETO, 2014), enquanto, na área A, camada 0-20 cm, 90% foram superiores a 20 Mg ha^{-1} de Est C e 57% e a $12,30 \text{ g kg}^{-1}$ de COT.

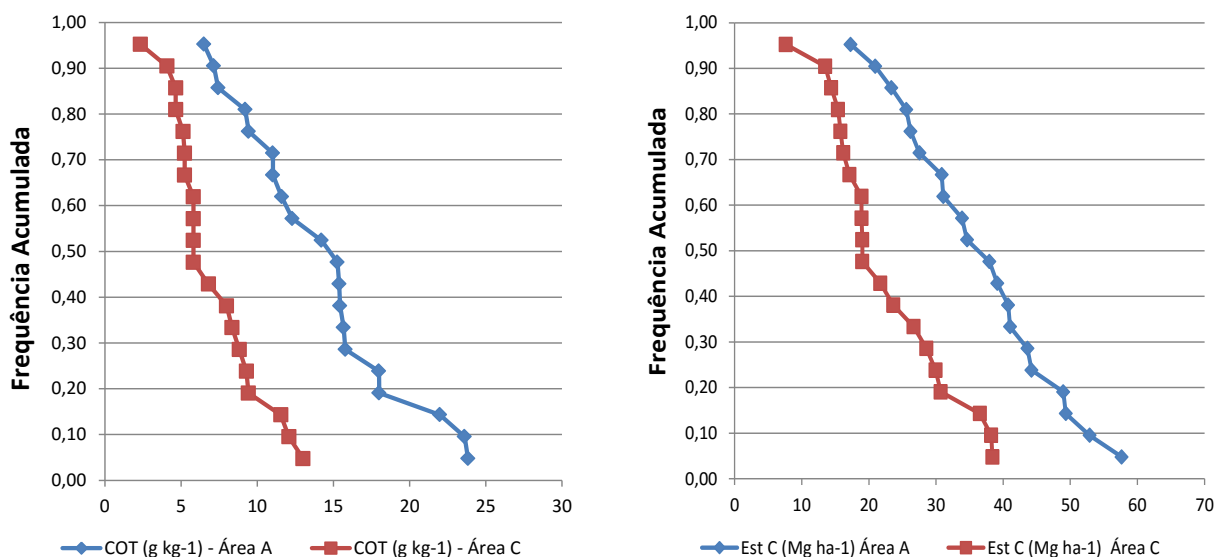


Figura 22. Frequências acumuladas de carbono orgânico total (COT) e estoque de carbono (Est C) nas áreas A e C (0-20 cm).

7.4. Análise de componentes principais nos sistemas de cultivo

Na área A, camada 0-20 cm, a análise multivariada forneceu 17 componentes (17 Fatores) dos quais se extraíram os 4 primeiros que de forma acumulada explicaram 86,40% da variação total dos dados. Na tabela 15 encontram-se os valores dos coeficientes de correlação entre as variáveis de maior peso correlacionadas aos quatros primeiros componentes principais, bem como os autovalores de cada fator.

O Fator 1, na área A, camada 0-20 cm, foi o principal componente que por sua vez explicou 34,20% da variância total de dados. É possível verificar neste índice (Fator 1) que as variáveis químicas do solo apresentaram correlação positiva e significativa simultaneamente com o sistema de cultivo agroecológico foram o Mg (0,716946), SB (0,849990), V (0,821112), CTC (0,848423), COT

(0,859802), Est C (0,825854) e, ao mesmo tempo, a PT (0,776193) como variável física do solo (Tabela 15). Portanto, as práticas agrícolas na área A foram suficientes para afetar positivamente estas variáveis importantes na manutenção e/ou elevação da capacidade produtiva do solo.

O diagrama de vetores na área A (Figura 23), camada 0-20 cm, mostra a sensibilidade dos indicadores físicos e químicos numa correlação bidimensional entre os Fatores 1 e 2. Foi possível destacar que a ADA se aproxima do círculo de índice -1, ou seja, as práticas agroecológicas afetaram negativamente a ADA. Neste sentido, a ADA tende a diminuir na área A e, por outro lado, variáveis como Mg e Ca, Est C, CTC e COT se aproximaram do índice +1, evidenciando a sensibilidade positiva destes indicadores ao longo do tempo através do uso e manejo agroecológico do solo. Quanto mais próximo de +1, maior será o impacto positivo do uso e manejo do sistema no indicador, e, enquanto, mais próximo de -1, pior será o resultado do indicador. O resultado da correlação negativa da ADA com sistema de cultivo é de extrema importância, pois quanto menor for a ADA maior será o GF e conseqüentemente melhor a estrutura, estabilidade de agregados e a infiltração de água no solo.

Na área A, Fator 2, camada 0-20 cm, a variância explicada foi de 25,72% e a acumulada dos Fatores 1 e 2 explicaram 59,92% dos dados. Neste índice (Fator 2), as variáveis K, Na, PST, argila e ADA apresentaram correlações negativas com o sistema de cultivo da área A, com destaque para ADA (-0,939711). No Fator 3, área A, camada 0-20 cm, a variância correspondeu a 13,97% e correspondendo uma acumulada de 73,89%. As maiores contribuições foram AD, AD/PT e U_{vcc}/PT . O maior destaque foi AD (0,790674), demonstrando uma correlação significativa e positiva da AD com práticas agroecológicas realizadas na área A, onde a aplicação de resíduos orgânicos de forma continuada favorece o aumento da AD (Tabela 15).

Tabela 15. Correlação dos indicadores de qualidade do solo dos componentes principais (fatores) por sistema de cultivo entre 2009 a 2012 (0-20 cm).

Variável	Sistema de Cultivo									
	Área A				Área C					
	F1 ⁽¹⁾	F2 ⁽¹⁾	F3 ⁽¹⁾	F4 ⁽¹⁾	F1 ⁽¹⁾	F2 ⁽¹⁾	F3 ⁽¹⁾	F4 ⁽¹⁾	F5 ⁽¹⁾	
pH	0,036304	0,443823	-0,075604	0,769427	-0,124550	-0,076887	-0,135575	0,900938	0,102330	
Ca	0,621667	0,621135	0,401564	0,101654	0,655846	-0,646360	0,107211	0,155108	-0,119205	
Mg	0,716946	0,033084	0,371692	0,076657	0,433216	-0,811306	-0,139475	0,009441	-0,114149	
K	0,378616	-0,836892	-0,137324	0,054974	-0,628286	-0,594707	-0,250146	0,086968	0,154048	
Na	0,492800	-0,811472	-0,089409	0,055267	-0,424585	-0,359542	0,695378	0,131736	-0,339320	
Al + H	-0,353356	-0,630943	0,198570	-0,036500	0,465614	0,148456	0,038057	-0,359048	-0,611503	
SB	0,849990	0,266619	0,413606	0,118702	0,390483	-0,885439	0,055486	0,144137	-0,125237	
V	0,821112	0,259924	0,265753	-0,016803	0,144978	-0,933019	0,028232	0,193960	0,044630	
CTC	0,848423	0,255999	0,420059	0,118734	0,412912	-0,872665	0,057188	0,124362	-0,156852	
COT	0,859802	-0,182456	0,223647	-0,312141	-0,593032	-0,659522	-0,352233	-0,050687	-0,102889	
Est C	0,825854	-0,120122	0,323065	-0,219877	-0,644817	-0,630584	-0,309141	-0,020543	-0,105775	
PST	0,351877	-0,862822	-0,135739	0,088741	-0,566095	-0,114881	0,689606	0,121706	-0,308912	
P	-0,229681	0,451682	0,026333	-0,831801	0,535023	-0,543116	0,250429	-0,244478	0,220944	
PT	0,776193	-0,024140	-0,363756	-0,319335	0,790451	-0,352596	-0,132973	-0,158435	-0,137468	
Ds	-0,673408	0,171814	0,275824	0,506225	-0,239920	0,552159	0,458127	0,256720	0,135649	
Argila	-0,255624	-0,716577	0,186196	-0,518281	-0,614136	0,001379	-0,601254	-0,002903	-0,166395	
ADA	0,150364	-0,939711	0,079950	0,154668	0,066595	0,546139	-0,470135	0,257543	-0,523860	
GF	-0,299593	0,524306	0,063895	-0,640221	-0,497710	-0,610065	0,026862	-0,285538	0,421783	
AD	-0,389116	-0,282738	0,790674	0,074564	-0,852582	-0,332468	0,123103	-0,135807	-0,117606	
AD/PT	-0,534915	-0,251113	0,773735	0,095600	-0,888624	-0,248873	0,121420	-0,091610	-0,089307	
U _{vcc} /PT	-0,618936	-0,128153	0,701614	-0,249121	-0,919009	-0,007576	0,004694	-0,145124	-0,181620	
Autovalor	7,18	5,40	2,93	2,63	6,82	6,42	2,20	1,43	1,33	
Varição total (%)	34,20	25,72	13,97	12,51	32,46	30,55	10,49	6,80	6,34	
Varição acumulada (%)	34,20	59,92	73,89	86,40	32,46	63,01	73,50	80,30	86,64	

⁽¹⁾ Fatores $\geq |0,70|$ são significativos (MANLY, 2008). pH: potencial hidrogênico; Mg: magnésio; K: potássio; Na: sódio; PST: percentagem de saturação de sódio; PT: porosidade total; ADA: argila dispersa em água; AD: água disponível; U_{vcc}/PT: relação da umidade volumétrica na capacidade de campo pela porosidade total; AD/PT: relação da água disponível pela porosidade total.

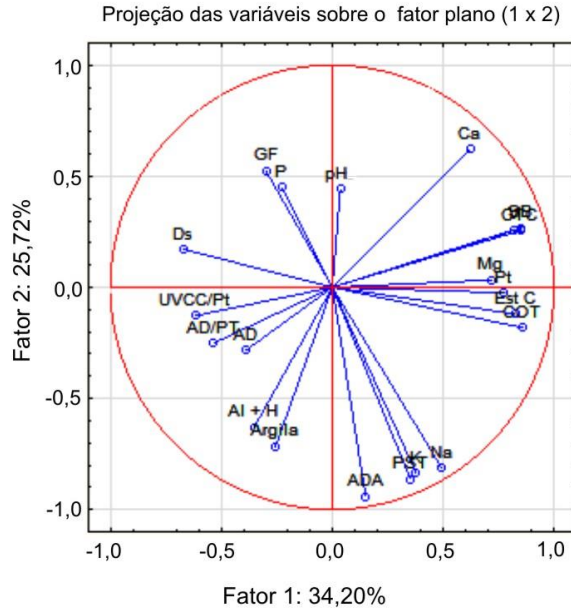


Figura 23. Diagrama de ordenação de variáveis dos Fatores 1 e 2 na área A (0-20 cm) entre 2009 e 2012.

Na Figura 24 é possível observar a dispersão das variáveis na combinação dos Fatores 1 e 3 na área A (0-20 cm), com destaque para a evolução positiva de indicadores relacionados com armazenamento de água do solo como ADA, AD/PT e U_{VCC}/PT que se aproximam do círculo de variação +1.

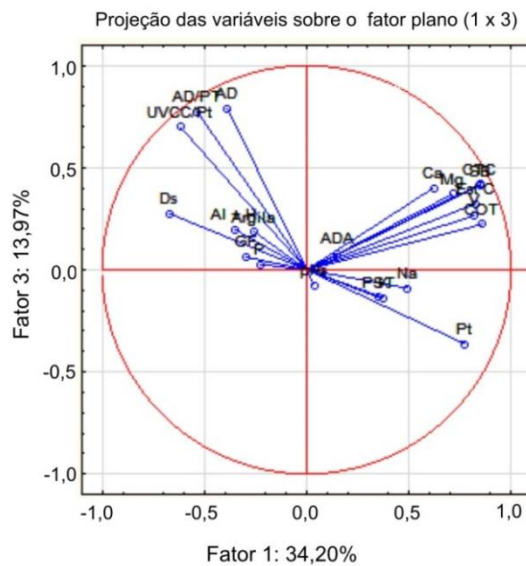


Figura 24. Diagrama de ordenação de variáveis de Fatores 1 e 3 na área A entre 2009 e 2012 (0-20 cm).

Ainda na área A (0-20 cm), o Fator 4 resultou numa variância de 12,51%. A variância acumulada atingiu 86,40% da variabilidade total dos dados (Tabela 15). Neste índice o pH (0,769427) se mostrou com correlação significativa ($p \leq 0,01$) e positiva com uso e manejo na área A, ou seja, há tendência de aumentar através dos anos a partir do manejo agroecológico do solo. Esse mesmo comportamento foi verificado na correlação de Pearson.

Na área C, camada 0-20 cm, o Fator 1 explicou 32,46% da variabilidade total de dados e apresentou maiores correlações significativas ($p \leq 0,01$) e negativas com variáveis físicas como a AD (-0,852582), AD/PT (-0,888624), U_{vcc}/PT (-0,919009) (Tabela 15). Portanto, há impacto ao longo do tempo nas variáveis associadas com o armazenamento de água no solo a partir do manejo convencional do solo. Isso foi verificado pelo fato da D_s ter apresentado valor discretamente superior ao limite crítico recomendado. (Tabela 8).

O Fator 2 na área C, camada 0-20 cm, a variação do componente principal representou 30,55% e variação acumulada de 63,01%. Houve correlação negativa com SB (-0,885439), V (-0,933019), CTC (-0,872665) e Mg (-0,811306), ou seja, o uso e manejo convencional afetou os principais indicadores de fertilidade do solo (Tabela 15). O destaque maior foi para V. Isso pode se verificar no aumento dos cátions básicos na camada de 20-40 cm, que considera a existência de processo de lixiviação e redução de bases do solo na camada superficial. Portanto, a adoção de práticas de maior aporte de resíduos orgânicos pode mitigar tais efeitos. Foi observado na Figura 25 o diagrama de ordenação dos indicadores que se correlacionaram negativamente entre os Fatores 1 e 2, como AD, AD/PT, U_{vcc}/PT e SB, V, CTC e Mg, respectivamente, que se aproximaram do índice -1 do círculo.

Foi considerado na área C para verificação da variabilidade dos indicadores de qualidade os dados do Fator 3 na camada de 0-20 cm por apresentar autovalor ≥ 1 . Contudo, esse Fator não apresentou coeficiente de correlação significativo. Nesta mesma área, o Fator 4 resultou na variação de 6,80% e acumulado de 80,03% da variação total dos dados. O destaque da correlação significativa e positiva com o manejo convencional foi o pH (0,900938). A explicação é que neste manejo foi adotado além do uso de fertilizantes químicos o esterco de gado, que usado de forma continuada há tendência de

e elevar pH do solo. Na Figura 26 observada a ordenação de dispersão das variáveis entre os Fatores 1 e 4 na área C, camada 0-20 cm, evidenciando a aproximação do pH ao círculo +1.

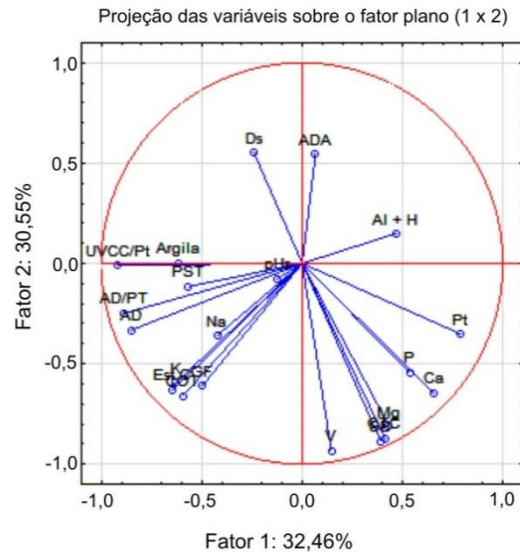


Figura 25. Diagrama de ordenação de variáveis de Fatores 1 e 2 na área C entre 2009 e 2012 (0-20 cm).

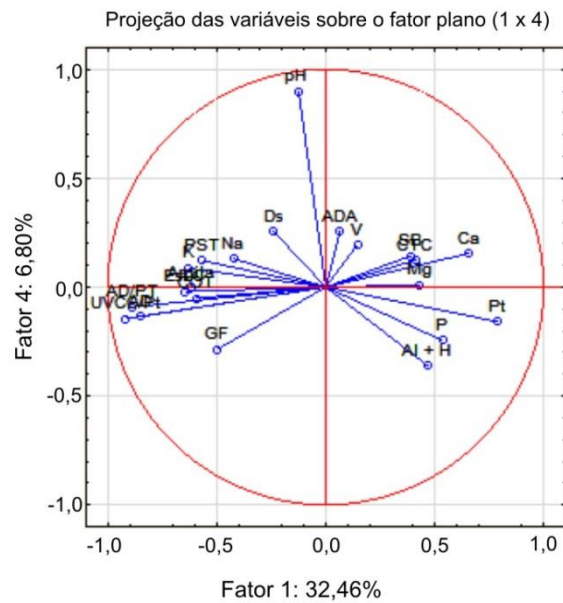


Figura 26. Diagrama de ordenação de variáveis de Fatores 1 e 4 na área C entre 2009 a 2012 (0-20 cm).

7.5. Índices de qualidade do solo

7.5.1. Índice de qualidade do solo (IQS)

A área A submetida ao manejo agroecológico apresentou IQS de 0,80 e 0,57 nas camadas de 0-20 cm e 20-40 cm (Tabelas 18 e 20), classificada como ótima e média, respectivamente, mediante o enquadramento proposto por Freitas *et al.* (2012). O IQS gerado na primeira profundidade se aproxima aos valores obtidos por Freitas *et al.* (2012) em áreas de manejo com eucalipto em bases conservacionistas que oscilaram de 0,72 a 0,74. Monteiro (2012) encontrou valor de IQS de 0,62 quando no cultivo de mandioca em consórcio com feijão de porco (*Canavalia ensiformis*) no Recôncavo da Bahia.

Na área A, camada de 0-20 cm, a função que mais r com o índice de qualidade do solo foi a de suprir e ciclar nutrientes (SCN) com 35,58%, seguida por crescimento radicular (CR) (33,12%), resistência à penetração (RD) (21,55%) e condução e armazenamento de água (CAA) (9,75%). Na SCN, a CTC foi a que mais elevou o índice com 31,30% seguida da MOS (29,51%). Na CAA, os indicadores U_{vcc}/PT e AD/PT apresentaram contribuição percentual de 0,07% e 3,61% (Tabela 16). Estes baixos valores estão associados aos teores de argila presentes na área A, camada 0-20 cm, que se aproximam do limite da classe textural franco-arenosa com areia franca (Tabela 7). Portanto, a continuidade do uso e manejo do solo com aportes de resíduos orgânicos podem favorecer para elevar os valores dos indicadores físicos (U_{vcc}/PT e AD/PT) ao longo do tempo.

Na camada 20-40 cm da área A as funções que apresentaram maiores contribuições para o IQS foram SCN (39,79%), CR (31,45%), RD (10,45%) e CAA (18,31%). O destaque desta camada foi a CAA que evoluiu para 18,51%, onde os indicadores U_{vcc}/PT e AD/PT foram provavelmente afetados pela discreta elevação da D_s ($1,49 \text{ g cm}^{-3}$) e, conseqüentemente, resultou na maior retenção de água no solo (Tabela 18).

Na área C, camada de 0-20 cm, as funções como SCN (50,30%), CR (22,63), CAA (20,89%) e RD (6,18%) apresentaram as suas contribuições para o IQS de 0,45 (Tabela 17). A maior deterioração do solo ficou por conta da RD, onde o GF foi responsável por apenas 0,74% (Tabela 17). Neste contexto, é

fundamental o uso e manejo de práticas agrícolas em elevar a MOS, aumentar a proteção do solo e diminuir o revolvimento do solo que podem de forma associada reverter o processo de diminuição do GF e aumentar a RD.

Já na profundidade de 20-40 cm da área C, a RD apresentou ainda mais deterioração do solo para o IQS, cuja contribuição ficou em apenas 1,93% e os valores absolutos de GF e MOS muito próximos de zero (Tabela 19). A SCN foi a que mais contribuiu (50,49%) para o IQS de 0,42, com destaque para CTC (42,36%), seguida por CR (27,45%) e CAA (20,13%). O valor de IQS nesta camada foi próximo ao encontrado por Freitas *et al.* (2012) de 0,44 em sistema de cultivo convencional com eucalipto e ao encontrado por Monteiro (2012) de 0,46 para cultivo de mandioca em sistema de cultivo convencional.

Tabela 16. Índice de qualidade do solo (IQS) na área A entre 2009 a 2012 (0–20 cm).

Função Principal	Ponderador (A)	IQ ⁽¹⁾	Ponderador (B)	VM ⁽²⁾	Escores ⁽³⁾ (C)	(B) x (C)		Soma (B) x (C) = (D)	(A) x (D)		Índice de Qualidade do Solo ⁽⁴⁾
						absoluto	(%)		absoluto	(%)	
(CR)	0,30	Ds	0,20	1,32	0,93626	0,18725	21,14	0,88596	0,27	33,12	
		Rp	0,30	1,41	0,72976	0,21893	24,71				
		PT	0,20	50,02	0,99452	0,1989	22,45				
		MOS	0,30	2,44	0,93626	0,28088	31,70				
CAA	0,20	Ds	0,20	1,32	0,94717	0,18943	48,44	0,39108	0,08	9,747	
		MOS	0,20	2,44	0,93626	0,18725	47,88				
		Uvcc/PT	0,30	0,22	0,00086	0,00026	0,07				
		AD/PT	0,30	0,11	0,04711	0,01413	3,61				
SCN	0,30	pH	0,10	7,79	0,78089	0,07809	8,20	0,95175	0,29	35,58	
		CTC	0,30	15,59	0,99300	0,29790	31,30				
		V	0,20	85,62	0,97460	0,19492	20,48				
		P	0,10	111,23	0,99960	0,09996	10,50				
		MOS	0,30	2,44	0,93626	0,28088	29,51				
RD	0,20	GF	0,40	54,73	0,75694	0,30278	35,02	0,86453	0,17	21,55	
		MOS	0,60	2,44	0,93626	0,56176	64,98				

⁽¹⁾ Indicador de qualidade. ⁽²⁾ Valor médio observado. ⁽³⁾ Escores padronizados (normalizados). ⁽⁴⁾ Índice de qualidade do solo. CR: Crescimento radicular. CAA: Condução e armazenamento de água. SCN: Suprir e ciclar nutrientes. RD: Resistir à degradação.

Tabela 17. Índice de qualidade do solo (IQS) na área C entre 2009 a 2012 (0-20 cm).

Função Principal	Ponderador (A)	IQ ⁽¹⁾	Ponderador (B)	VM ⁽²⁾	Escores ⁽³⁾ (C)	(B) x (C)		Soma	(A) x (D)		Índice de Qualidade do Solo ⁽⁴⁾
						absoluto	(%)	(B) x (C) = (D)	absoluto	(%)	
CR	0,30	Ds	0,20	1,60	0,47385	0,094771	27,91	0,33959	0,10	22,63	0,45
		Rp	0,30	2,21	0,41331	0,123992	36,51				
		PT	0,20	37,95	0,25911	0,051821	15,26				
		MOS	0,30	1,22	0,23003	0,069009	20,32				
CAA	0,20	Ds	0,20	1,60	0,47385	0,094771	20,15	0,47028	0,09	20,89	
		MOS	0,20	1,22	0,23003	0,046006	9,78				
		Uvcc/PT	0,30	0,44	0,09874	0,029621	6,30				
		AD/PT	0,30	0,22	0,99960	0,29988	63,77				
SCN	0,30	pH	0,10	7,09	0,94830	0,09483	12,56	0,75494	0,23	50,30	
		CTC	0,30	15,06	0,99048	0,29714	39,36				
		V	0,20	84,00	0,96999	0,193999	25,70				
		P	0,10	160,55	0,99960	0,09996	13,24				
RD	0,20	MOS	0,30	1,22	0,23003	0,069009	9,14	0,13904	0,03	6,18	
		GF	0,40	25,99	0,00256	0,001023	0,74				
		MOS	0,60	1,22	0,23003	0,138017	99,26				

⁽¹⁾ Indicador de qualidade. ⁽²⁾ Valor médio observado. ⁽³⁾ Escores padronizados (normalizados). ⁽⁴⁾ Índice de qualidade do solo. CR: Crescimento radicular. CAA: Condução e armazenamento de água. SCN: Suprir e ciclar nutrientes. RD: Resistir à degradação.

Tabela 18. Índice de qualidade do solo (IQS) na área A entre 2009 a 2012 (20-40 cm).

Função Principal	Ponderador (A)	IQ ⁽¹⁾	Ponderador (B)	VM ⁽²⁾	Escores ⁽³⁾ (C)	(B) x (C)		Soma	(A) x (D)		Índice de Qualidade do Solo ⁽⁴⁾
						absoluto	(%)	(B) x (C) = (D)	absoluto	(%)	
(CR)	0,30	Ds	0,20	1,49	0,74096	0,14819	25,00	0,59270	0,18	31,45	0,57
		Rp	0,30	2,24	0,40120	0,12036	20,31				
		PT	0,20	43,52	0,99983	0,19997	33,74				
		MOS	0,30	1,49	0,41393	0,12418	20,95				
CAA	0,20	Ds	0,20	1,49	0,74096	0,14819	28,63	0,51752	0,10	18,31	
		MOS	0,20	1,49	0,41393	0,08279	16,00				
		Uvcc/PT	0,30	0,26	0,00229	0,00069	0,13				
		AD/PT	0,30	0,14	0,95285	0,28586	55,24				
SCN	0,30	pH	0,10	7,79	0,78089	0,07809	10,41	0,74979	0,22	39,79	
		CTC	0,30	9,92	0,85567	0,25670	34,24				
		V	0,20	79,80	0,95409	0,19082	25,45				
		P	0,10	79,60	1,00000	0,10000	13,34				
RD	0,20	MOS	0,30	1,49	0,41393	0,12418	16,56	0,29524	0,06	10,45	
		GF	0,40	41,61	0,11720	0,04688	15,88				
		MOS	0,60	1,49	0,41393	0,24836	84,12				

⁽¹⁾ Indicador de qualidade. ⁽²⁾ Valor médio observado. ⁽³⁾ Escores padronizados (normalizados). ⁽⁴⁾ Índice de qualidade do solo. CR: Crescimento radicular. CAA: Condução e armazenamento de água. SCN: Suprir e ciclar nutrientes. RD: Resistir à degradação.

Tabela 19. Índice de qualidade do solo (IQS) na área C entre 2009 a 2012 (20-40 cm).

Função Principal	Ponderador (A)	IQ ⁽¹⁾	Ponderador (B)	VM ⁽²⁾	Escores ⁽³⁾ (C)	(B) x (C)		Soma	(A) x (D)		Índice de Qualidade do Solo ⁽⁴⁾
						absoluto	(%)	(B) x (C) = (D)	absoluto	(%)	
CR	0,30	Ds	0,20	1,62	0,42209	0,084418	21,99	0,38396	0,12	27,45	
		Rp	0,30	2,61	0,26449	0,079348	20,67				
		PT	0,20	37,83	0,99999	0,199999	52,09				
		MOS	0,30	0,80	0,06733	0,0202	5,26				
CAA	0,20	Ds	0,20	1,62	0,42209	0,084418	19,98	0,42251	0,08	20,13	
		MOS	0,20	0,80	0,06733	0,013466	3,19				
		U _{vcc} /PT	0,30	0,43	0,08207	0,024622	5,83				
		AD/PT	0,30	0,20	1,00000	0,30000	71,00				
SCN	0,30	pH	0,10	7,27	0,92200	0,0922	13,05	0,70638	0,21	50,49	
		CTC	0,30	17,20	0,99730	0,29919	42,36				
		V	0,20	85,37	0,97394	0,194788	27,58				
		P	0,10	218,75	1,00000	0,10000	14,16				
		MOS	0,30	0,80	0,06733	0,0202	2,86				
RD	0,20	GF	0,40	17,64	0,00021	8,5E-05	0,21	0,04048	0,01	1,93	
		MOS	0,60	0,80	0,06733	0,040399	99,79				

⁽¹⁾ Indicador de qualidade. ⁽²⁾ Valor médio observado. ⁽³⁾ Escores padronizados (normalizados). ⁽⁴⁾ Índice de qualidade do solo. CR: Crescimento radicular. CAA: Condução e armazenamento de água. SCN: Suprir e ciclar nutrientes. RD: Resistir à degradação.

7.5.2. Índice de qualidade Integrada (IQI)

Os IQI's nas áreas A e C, profundidade de 0-20 cm, foram de 0,7121 e 0,6511 (Tabelas 20 e 21), respectivamente, classificados como ótimo e médio, mediante a proposta de Freitas *et al.* (2012). O valor maior da comunalidade média determinada no cálculo do IQI foi U_{vcc}/PT (0,9030), seguido da PT (0,9502), Ds (0,9349) e MOS (0,8802), evidenciando que os referidos coeficientes representaram as maiores variações dos dados ligados aos fatores na comunalidade de cada indicador nas áreas A e C. Os valores da comunalidade média do pH e MOS foram 0,7684 e 0,8802, camada 0-20 cm, nas áreas A e C, respectivamente (Tabela 20). Estes valores foram próximos aos encontrados por Rahmanipour *et al.* (2014) de pH (0,777) e MOS (0,831) em estudo realizado para composição do IQI em terras da Província de Qazvin, Irã. O peso geral calculado com base na comunalidade da MOS e pH nas áreas A e C, camada de 0-20 cm foram de 0,0941 e pH 0,0821, respectivamente. Chen *et al.* (2013) em estudo de

IQI em terras no Nordeste da China, usou a comunalidade e obtiveram valores para MOS e pH de 0,063 e 0,035, respectivamente.

Na área A, camada 0-20 cm, a PT (0,1010) gerou maior contribuição parcial do IQI, seguida da Ds (0,0993) e da MOS (0,0881). Por outro lado, as contribuições parciais de IQI de U_{vcc}/PT (0,0045) e AD/PT (0,0044) apresentaram os valores mais baixos (Tabela 20). Portanto, a continuidade de aporte de resíduos orgânicos no solo é de fundamental importância a longo prazo para elevar estes indicadores de armazenamento e condução de água no solo.

Na área C, profundidade 0-20 cm, a contribuição do GF foi praticamente nula (Tabela 21). Essa condição é preocupante devido à susceptibilidade dos solos na região semiárida a processos de perda de estrutura e riscos à erosão. Sendo assim, recomenda-se a incorporação de resíduos sólidos, proteção e menor revolvimento do solo para iniciar a recuperação deste indicador importante à resistência à degradação.

Nas áreas A e C, camada 20-40 cm, os IQI'S foram 0,6608 e 0,6196, respectivamente, (Tabelas 24 e 25), enquadrados como médios de acordo Freitas *et al.* (2012). O destaque para redução do IQI na área A nesta camada foi a U_{vcc}/PT , que obteve valor praticamente próximo de zero (Tabela 22). Na área C, o GF apresentou escore nulo (Tabela 23).

Tabela 20. Índice de qualidade integrado (IQI) na área A entre 2009 a 2012 (0-20 cm).

Variável	Fator1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5	Fator 6	Fator 7	Fator 8	Fator 9	Fator 10	Fator 11	Comunalidade média	Peso do Indicador (1)	Valor médio normalizado (2)	IQI (1) x (2)
pH	0,2959	0,4477	0,4790	0,6041	0,6637	0,9694	0,9964	0,9969	0,9997	1,0000	1,0000	0,7684	0,0821	0,7809	0,0641
MOS	0,6215	0,6281	0,8593	0,8609	0,8609	0,9417	0,9427	0,9687	0,9986	0,9999	1,0000	0,8802	0,0941	0,9363	0,0881
RP	0,0583	0,4214	0,4430	0,4664	0,9381	0,9915	0,9995	0,9997	1,0000	1,0000	1,0000	0,7562	0,0808	0,2645	0,0214
V	0,3135	0,8060	0,8454	0,9067	0,9161	0,9232	0,9517	0,9939	0,9999	1,0000	1,0000	0,8779	0,0938	0,9746	0,0914
CTC	0,2573	0,8033	0,8067	0,8848	0,9218	0,9489	0,9490	0,9765	0,9979	1,0000	1,0000	0,8678	0,0927	0,9930	0,0921
P	0,0044	0,3856	0,5211	0,8872	0,9106	0,9521	0,9922	0,9924	0,9999	1,0000	1,0000	0,7860	0,0840	0,9996	0,0839
PT	0,8929	0,9131	0,9148	0,9208	0,9214	0,9587	0,9710	0,9791	0,9898	0,9901	1,0000	0,9502	0,1015	0,9945	0,1010
Ds	0,8226	0,8619	0,8839	0,9043	0,9064	0,9652	0,9772	0,9842	0,9874	0,9905	1,0000	0,9349	0,0999	0,9945	0,0993
GF	0,1866	0,1867	0,3697	0,7992	0,9134	0,9629	0,9957	0,9969	0,9998	1,0000	1,0000	0,7646	0,0817	0,7569	0,0618
AD/PT	0,3957	0,4226	0,9500	0,9503	0,9558	0,9571	0,9736	0,9754	0,9824	0,9997	1,0000	0,8693	0,0929	0,0471	0,0044
U_{vcc}/PT	0,5862	0,6011	0,9486	0,9526	0,9605	0,9652	0,9717	0,9736	0,9746	0,9987	1,0000	0,9030	0,0965	0,0471	0,0045
											Somatório	9,3584	1,0000	-	0,7121

(1) O peso do indicador foi calculado pela relação entre a comunalidade média do indicador pelo somatório geral da comunalidade.

Tabela 21. Índice de qualidade integrado (IQI) na área C entre 2009 a 2012 (0-20 cm).

Variável	Fator1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5	Fator 6	Fator 7	Fator 8	Fator 9	Fator 10	Fator 11	Comunalidade média	Peso do Indicador (1)	Valor médio normalizado (2)	IQI (1) x (2)
pH	0,2959	0,4477	0,4790	0,6041	0,6637	0,9694	0,9964	0,9969	0,9997	1,0000	1,0000	0,7684	0,0821	0,9483	0,0779
MOS	0,6215	0,6281	0,8593	0,8609	0,8609	0,9417	0,9427	0,9687	0,9986	0,9999	1,0000	0,8802	0,0941	0,2300	0,0216
RP	0,0583	0,4214	0,4430	0,4664	0,9381	0,9915	0,9995	0,9997	1,0000	1,0000	1,0000	0,7562	0,0808	0,4133	0,0334
V	0,3135	0,8060	0,8454	0,9067	0,9161	0,9232	0,9517	0,9939	0,9999	1,0000	1,0000	0,8779	0,0938	0,9700	0,0910
CTC	0,2573	0,8033	0,8067	0,8848	0,9218	0,9489	0,9490	0,9765	0,9979	1,0000	1,0000	0,8678	0,0927	0,9905	0,0919
P	0,0044	0,3856	0,5211	0,8872	0,9106	0,9521	0,9922	0,9924	0,9999	1,0000	1,0000	0,7860	0,0840	0,9996	0,0839
PT	0,8929	0,9131	0,9148	0,9208	0,9214	0,9587	0,9710	0,9791	0,9898	0,9901	1,0000	0,9502	0,1015	0,9996	0,1015
Ds	0,8226	0,8619	0,8839	0,9043	0,9064	0,9652	0,9772	0,9842	0,9874	0,9905	1,0000	0,9349	0,0999	0,4739	0,0473
GF	0,1866	0,1867	0,3697	0,7992	0,9134	0,9629	0,9957	0,9969	0,9998	1,0000	1,0000	0,7646	0,0817	0,0026	0,0002
AD/PT	0,3957	0,4226	0,9500	0,9503	0,9558	0,9571	0,9736	0,9754	0,9824	0,9997	1,0000	0,8693	0,0929	1,0000	0,0929
U _{VCC} /PT	0,5862	0,6011	0,9486	0,9526	0,9605	0,9652	0,9717	0,9736	0,9746	0,9987	1,0000	0,9030	0,0965	0,0987	0,0095
											Somatório	9,3584	1,0000	-	0,6511

(1) O peso do indicador foi calculado pela relação entre a comunalidade média do indicador pelo somatório geral da comunalidade.

Tabela 22. . Índice de qualidade integrado (IQI) na área área A entre 2009 a 2012 (20-40 cm).

Variável	Fator1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5	Fator 6	Fator 7	Fator 8	Fator 9	Fator 10	Fator 11	Comunalidade média	Peso do Indicador (1)	Valor médio normalizado (2)	IQI (1) x (2)
pH	0,3405	0,3518	0,4061	0,7333	0,7447	0,9735	0,9790	0,9986	0,9999	1,0000	1,0000	0,7752	0,0858	0,7809	0,0670
MOS	0,1100	0,1167	0,8227	0,8441	0,8495	0,8513	0,9089	0,9997	1,0000	1,0000	1,0000	0,7730	0,0856	0,4139	0,0354
RP	0,1310	0,4249	0,4252	0,7713	0,7747	0,9697	0,9851	0,9955	0,9958	0,9998	1,0000	0,7703	0,0853	0,4012	0,0342
V	0,0338	0,7657	0,8889	0,8893	0,9033	0,9116	0,9436	0,9494	0,9983	0,9995	1,0000	0,8440	0,0934	0,9541	0,0892
CTC	0,1294	0,7840	0,8376	0,8508	0,9045	0,9087	0,9442	0,9480	0,9994	0,9994	1,0000	0,8460	0,0937	0,8557	0,0802
P	0,0130	0,2973	0,5473	0,5475	0,8323	0,8597	0,9740	0,9994	0,9997	0,9997	1,0000	0,7336	0,0812	1,0000	0,0812
PT	0,8226	0,8229	0,8238	0,8984	0,9515	0,9551	0,9551	0,9740	0,9760	0,9768	1,0000	0,9233	0,1022	0,0000	0,0000
Ds	0,5878	0,6626	0,7041	0,8129	0,9290	0,9323	0,9325	0,9830	0,9837	0,9838	1,0000	0,8647	0,0957	0,7410	0,0709
GF	0,0002	0,3183	0,3396	0,5231	0,8688	0,8740	0,9608	0,9997	0,9998	1,0000	1,0000	0,7168	0,0794	0,1172	0,0093
AD/PT	0,5982	0,7089	0,7699	0,7905	0,8564	0,8675	0,9373	0,9772	0,9772	0,9987	1,0000	0,8620	0,0954	0,9529	0,0909
U _{VCC} /PT	0,7900	0,8418	0,8978	0,9037	0,9245	0,9301	0,9454	0,9590	0,9601	1,0000	1,0000	0,9230	0,1022	0,0023	0,0002
											Somatório	9,0318	1,0000	-	0,5586

(1) O peso do indicador foi calculado pela relação entre a comunalidade média do indicador pelo somatório geral da comunalidade.

Tabela 23. Índice de qualidade integrado (IQI) na área C entre 2009 a 2012 (20-40 cm).

Variável	Fator1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5	Fator 6	Fator 7	Fator 8	Fator 9	Fator 10	Fator 11	Comunalidade média	Peso do Indicador (1)	Valor médio normalizado (2)	IQI (1) x (2)
pH	0,3405	0,3518	0,4061	0,7333	0,7447	0,9735	0,9790	0,9986	0,9999	0,999962	1,000000	0,7752	0,0858	0,9220	0,0791
MOS	0,1100	0,1167	0,8227	0,8441	0,8495	0,8513	0,9089	0,9997	1,0000	0,999991	1,000000	0,7730	0,0856	0,0673	0,0058
RP	0,1310	0,4249	0,4252	0,7713	0,7747	0,9697	0,9851	0,9955	0,9958	0,999833	1,000000	0,7703	0,0853	0,2645	0,0226
V	0,0338	0,7657	0,8889	0,8893	0,9033	0,9116	0,9436	0,9494	0,9983	0,999538	1,000000	0,8440	0,0934	0,9739	0,0910
CTC	0,1294	0,7840	0,8376	0,8508	0,9045	0,9087	0,9442	0,9480	0,9994	0,999410	1,000000	0,8460	0,0937	0,9973	0,0934
P	0,0130	0,2973	0,5473	0,5475	0,8323	0,8597	0,9740	0,9994	0,9997	0,999727	1,000000	0,7336	0,0812	1,0000	0,0812
PT	0,8226	0,8229	0,8238	0,8984	0,9515	0,9551	0,9551	0,9740	0,9760	0,976815	1,000000	0,9233	0,1022	0,0000	0,0000
Ds	0,5878	0,6626	0,7041	0,8129	0,9290	0,9323	0,9325	0,9830	0,9837	0,983757	1,000000	0,8647	0,0957	0,4221	0,0404
GF	0,0002	0,3183	0,3396	0,5231	0,8688	0,8740	0,9608	0,9997	0,9998	0,999952	1,000000	0,7168	0,0794	0,0002	0,0000
AD/PT	0,5982	0,7089	0,7699	0,7905	0,8564	0,8675	0,9373	0,9772	0,9772	0,998742	1,000000	0,8620	0,0954	1,0000	0,0954
U _{VCC} /PT	0,7900	0,8418	0,8978	0,9037	0,9245	0,9301	0,9454	0,9590	0,9601	0,999950	1,000000	0,9230	0,1022	0,0821	0,0084
											Somatório	9,0318	1,0000	-	0,5174

(1) O peso do indicador foi calculado pela relação entre a comunalidade média do indicador pelo somatório geral da comunalidade.

7.5.3. Índice de qualidade pela deterioração do solo (IQS_d)

O IQS_d foi calculado de acordo com a metodologia proposta por Islam & Weil (2000), que por sua vez tem como referência uma unidade do agroecossistema em estado de vegetação nativa próximo aos sistemas de cultivo, ou seja, denominada de área V. Para tanto, foram calculados os desvios médios dos indicadores químico e físico do conjunto de dados em relação à área V. É possível verificar na Tabela 24 a caracterização dos indicadores químicos e físicos na área V utilizados na determinação do IQS_d.

Tabela 24. Médias de indicadores químicos e físicos na área V em 2012.

Profundidade (0-20 cm)										
Indicadores químicos					Indicadores físicos					
pH	P (mg kg ⁻¹)	CTC (cmolc Kg ⁻¹)	V (%)	MOS(%)	PT (%)	RP (MPa)	AD/PT	Uvcc/PT	GF (%)	Ds (g cm ⁻³)
6,86	35	32,34	94,95	2,8	52,69	1,5	0,23	0,45	58,4	1,23
Profundidade (20-40 cm)										
6,62	33	24,57	95,76	1,18	53,85	1,9	0,22	0,34	57,5	1,31

As áreas A e C apresentaram de forma geral deterioração no conjunto de atributos químicos e físicos em relação à área V (Tabela 25). A área A apresentou maior qualidade do solo através do IQS_d (0,908) em relação à área C (0,635) na camada de 0-20 cm, evidenciando uma superioridade de 42,99%. Esse resultado se aproxima ao encontrado por Lima (2013), quando encontrou IQS_d de 0,992 em área de cultivo de milho com cobertura do solo com palhada na sub-bacia Posses, Extrema, MG. E também ao IQS_d de 0,92 encontrado por Freitas *et al.* (2012) em cultivo conservacionista com eucalipto, MG.

O uso e manejo na área A (0-20 cm) resultou numa deterioração menor quando comparada à área V de 9,2%, enquanto na área C foi de 20,4%. Esse mesmo comportamento de superioridade da qualidade do solo foi observado na camada de 20-40 cm na área A (0,796) em relação à área C (0,603), onde o percentual foi de 32% (Tabela 25).

Na área C (0-20 cm), o desvio do conjunto dos atributos físicos (Qaf) em relação à área V apresentou menor contribuição na deterioração da qualidade do solo (0,249) em relação os atributos químicos (Qaq) (0,434) (Tabela 25). Essa

tendência foi verificada na camada de 20-40 cm, onde o Qaf foi de (0,048) e Qaq (0,746). Portanto, é fundamental a adoção de práticas agrícolas como a aplicação continuada de resíduos orgânicos e proteção do solo para reverter à perda da qualidade química do solo.

Tabela 25. Deterioração dos atributos físicos e químicos e índice de qualidade do solo (IQS_d) nas áreas A e C entre 2009 a 2012.

Variável	Profundidade					
	0-20 cm			20-40 cm		
	Qaq	Qaf	IQS _d	Qaq	Qaf	IQS _d
Vegetação Nativa	-	-	1	-	-	1
Mínimo	-0,479	-0,370	0,456	-0,404	-0,324	-0,244
Média	0,314	-0,130	0,908	0,162	0,246	0,796
Máximo	1,239	0,120	1,332	2,462	1,434	1,341
Mediana	0,369	-0,132	0,893	-0,005	0,212	0,851
Desvio Padrão	0,509	-0,132	0,273	0,623	0,452	0,375
Coeficiente de Variação (%)	162,195	127,721	30,035	384,84	184,08	47,117
Assimetria	0,291	-0,053	-0,053	2,886	1,176	-1,353
Mínimo	-0,506	-0,291	-1,026	-0,225	-0,347	-2,175
Média	0,434	0,249	0,635	0,746	0,048	0,603
Máximo	4,157	1,637	1,105	6,517	1,091	1,104
Mediana	0,105	0,115	0,865	0,291	-0,061	0,838
Desvio Padrão	1,119	0,491	0,537	0,291	0,366	0,767
Coeficiente de Variação (%)	257,643	197,188	84,635	213,742	770,646	127,198
Assimetria	2,211	1,720	-1,848	3,009	1,741	-2,977
Nível de significância p	-	-	0,1298 ^(ns)	-	-	0,4819 ^(ns)

ns: não significativo testado pelo método não paramétrico de Kruskal Wallis; Qaq: média dos desvios dos indicadores químicos; Qaf: média dos desvios dos indicadores físicos.

Na área A (0-20 cm), o Qaf (-0,130) contribuiu com menor desvio em relação ao Qaq (0,314) na deterioração da qualidade do solo, ou seja, o manejo agroecológico contribuiu ao longo do tempo para melhorar a qualidade física do solo. Na camada de 20-40 cm, a maior contribuição da deterioração do solo foi do Qaf (0,246), evidenciando 51,85% em relação ao Qaq (0,162) (Tabela 25).

Duas maneiras foram consideradas para avaliar os resultados obtidos IQS_d nas áreas A e C. A primeira considera o enquadramento em intervalos para classificação de acordo com a proposta de Freitas *et al.* (2012): IQS < 0,50 (ruim); IQS entre 0,50 a 0,70 (médio); IQS ≥ 0,71 (ótimo). Neste sentido, os IQS_d na área A nas duas camadas foram considerados ótimos. Já para a área C tanto na camada de 0-20 cm quanto de 20-40 cm os IQS_d se enquadraram como médios. Esse tipo de classificação é extremamente importante pelo fato de revelar a necessidade de práticas agrícolas que possam mitigar o processo de deterioração do solo, através da diferença de classes. A segunda se verificou na hipótese de diferença das médias do IQS_d através do teste de significância. Portanto, mesmo tendo existido diferença numérica dos IQS_d para as áreas A e C (0-20 cm e 20-40 cm) não houve diferença significativa (Tabela 25). É recomendado o critério de enquadramento em classes pelos motivos ora mencionados.

7.6. Indicadores biológicos

A Figura 27 evidencia os grupos funcionais (ordens) da macrofauna encontradas nas áreas A e C e número de organismos de cada ordem. O número total de organismos na área A (818) foi menor que na área C (1.429). Entretanto, pode-se observar que os organismos da área A apresentaram melhor distribuição que na área C, onde há uma população excessiva de coleópteros. O equilíbrio da população da macrofauna edáfica entre predadores e pragas é fundamental para a sustentabilidade produtiva dos agroecossistemas.

Na área A (Figura 27) a ordem *Hymenoptera* apresentou maior número de indivíduos. De acordo com Silva *et al.* (2013b), de modo geral os insetos desta ordem perturbam pouco a produção agrícola, com exceção das saúvas que são prejudiciais. Já a ordem *Coleoptera* que compreende os besouros, é importante na identificação das espécies, pois algumas são consideradas como pragas. Mas, na sua maioria as espécies de besouros são fundamentais na cadeia alimentar e decomposição da MOS. Muitas espécies da macrofauna exercem um papel nos ecossistemas como “engenheiros do solo”, especialmente em ambientes tropicais, influenciando significativamente as propriedades físicas e químicas do solo onde habitam, especialmente pela criação de macroporos e pela transformação e

redistribuição da matéria orgânica. Outros são fragmentadores, triturando a matéria orgânica, e vários grupos são macropredadores. Devido ao seu importante papel nos processos do ecossistema e sua sensibilidade às condições ambientais, grupos de macrofauna são usados como indicadores de qualidade do solo, sendo indicativos da biodiversidade geral do solo e dos efeitos das mudanças do uso do solo e práticas de manejo. Além disso, devido a sua biomassa relativamente alta, eles formam um elemento importante da cadeia alimentar do solo (BIGNELL *et al.*, 2010).

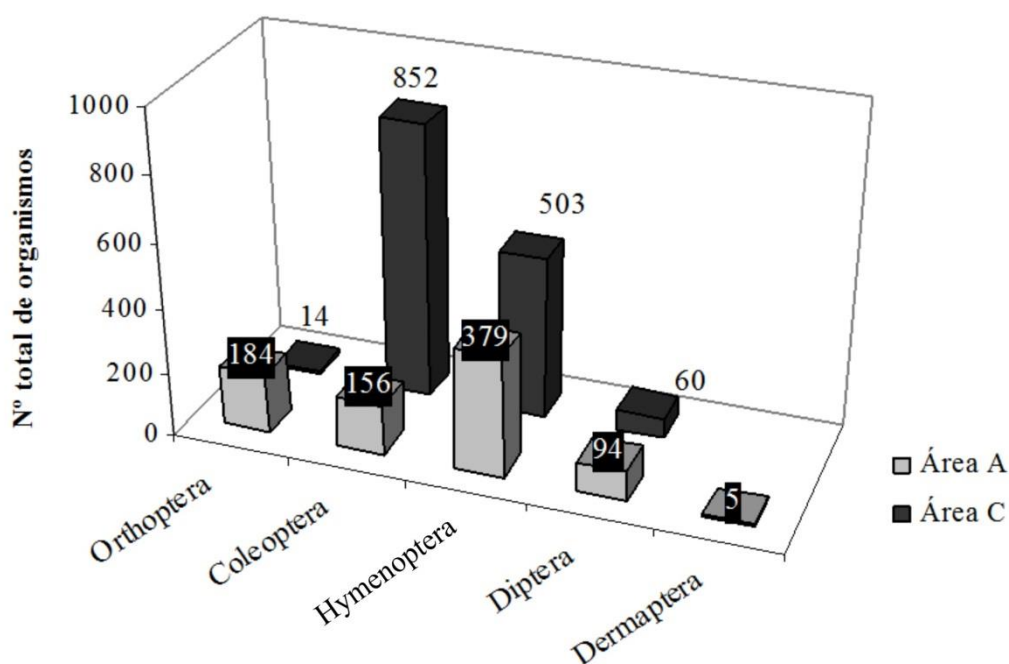


Figura 27. Distribuição de organismos em cada ordem nas áreas agroecológica (área A) e convencional (área C).

A Tabela 26 apresenta os índices encontrados nas áreas A e C. A riqueza e a diversidade na área A foram maiores que na área C, apesar daquela possuir menor número de organismos. Silva *et al.* (2013b) não observaram relação entre abundância e diversidade de organismos; e em área de plantio convencional de eucalipto evidenciou maior número de indivíduos, que não acompanhou a maior diversidade de espécies.

Cordeiro *et al.* (2004) encontrou em área de produção orgânica de hortaliça com adubação verde, Índice de Shannon e Pielou de 1,02 e 0,324,

respectivamente. Estes valores são menores aos encontrados na área A, ou seja, 1,37 e 0,56, respectivamente (Tabela 26). Silva *et al.* (2013b) observaram que o índice de Shannon aumentou em 63% a diversidade de organismos em plantio de eucalipto com cobertura com serapilheira e consorciado e , também, apresentou maior Índice de Pielou onde a uniformidade entre os organismos da fauna foi mais equilibrada. Assim, plantios consorciados podem promover maior diversidade desses organismos no solo, tendo em vista a maior variedade de espécies vegetais cultivadas, o que proporciona maior variedade de recursos alimentares (MOS), com qualidade nutricional variada, formando diferentes nichos, que facilita a coexistência de diferentes grupos taxonômicos (Vanbergen *et al.*, 2007).

O índice de riqueza relaciona o número de grupos funcionais (taxonômicos) da macrofauna do solo em função da sua abundância. Na área A, este índice foi superior ao encontrado na área C em 44,21%. Esse parâmetro é de extrema importância, devido a riqueza de espécies da macrofauna proporcionar maior estabilidade na cadeia alimentar do solo. A diversidade de Shannon relaciona também a diversidade dos grupos funcionais da macrofauna em relação a sua abundância. A área A apresentou valor de 51,35% maior que área C. Os melhores índices encontrados na área A foi atribuído aos maiores teores de COT em relação à área C na camada de 0-20 cm (Tabela 8).

Tabela 26. Índices de riqueza (Margalef), diversidade (Shannon) e equitabilidade (Pielou) nas áreas A e C.

Índice	Área A	Área C
Riqueza	1,37	0,95
Shannon	0,56	0,37
Pielou	0,112	0,093

A densidade média ou abundância total apresentou padrão diferenciado entre as áreas A e C nas ordens taxonômicas *Orthoptera* e *Coleoptera* (Tabela 27), ou seja, diferença significativa ($p \leq 0,01$). De maneira geral esse parâmetro foi maior na área A em relação à área C entre as ordens edáficas do solo, com exceção da ordem *Coleoptera* que foi maior na área C. A maior abundância da

fauna edáfica em plantios consorciados em relação a plantio menos diversificado pode estar relacionada à MOS com composição química diversificada (TRIPATHI *et al.*, 2010).

Tabela 27. Densidade média (abundância) e relativa nas áreas A e C.

	Sistema de Cultivo	<i>Orthoptera</i>	<i>Coleoptera</i>	<i>Hymenoptera</i>	<i>Diptera</i>	<i>Dermaptera</i>
Densidade média (organismos/m ²)	Área A	603 ± 12,61	511 ± 10,94	1.647 ± 30,91	308 ± 23,13	98 ± 0,71
	Área C	46 ± 1,53	2.792 ± 62,95	1.242 ± 61,86	197 ± 5,59	-
Nível de significância (p)	-	0,0003**	0,0085**	0,4020	0,1645	-
Densidade relativa (%)	Área A	22,49	19,07	46,33	11,49	1
	Área C	0,98	59,62	35,20	4,20	-

** p ≤ 0,01 os sistemas são significativos pelo teste não paramétrico de Kruskal Wallis.

7.7. Avaliação da sustentabilidade de sistemas de cultivo agroecológico e convencional no semiárido nordestino.

O Quadro 2 relaciona os diferentes parâmetros de sustentabilidade e aplicação quanto à direção de sistemas sustentáveis nas condições do Semiárido, relacionados aos agroecológico e convencional. A Tabela 28 apresenta os valores absolutos e relativos das faixas classificadas no sentido da sustentabilidade. O sistema convencional apresentou 27,27% e 72,73%, como média e baixa, respectivamente, no sentido da sustentabilidade. Enquanto, o sistema agroecológico apresentou 40,91% e 59,09% como média e alta, respectivamente, no sentido da sustentabilidade.

Tabela 28. Resumo da Avaliação da sustentabilidade de sistemas de cultivo agroecológico e convencional no Semiárido.

Sentido da Sustentabilidade	Sistema Convencional		Sistema Agroecológico	
	Número absoluto	Número relativo (%)	Número absoluto	Número relativo (%)
Baixa	32	72,73	0	0,00
Média	12	27,27	18	40,91
Alta	0	0,00	26	59,09
Total	44	100	44	100

Portanto, considerando 44 parâmetros, foi possível observar que os sistemas agroecológicos no Semiárido estão mais próximos da sustentabilidade que os convencionais.

Quadro 2. Avaliação de sistemas de cultivo irrigado agroecológico e convencional através de parâmetros de sustentabilidade nas condições do semiárido.

PARÂMETROS*	SISTEMA CONVENCIONAL			SISTEMA AGROECOLÓGICO		
	SENTIDO DA SUSTENTABILIDADE			SENTIDO DA SUSTENTABILIDADE		
	BAIXA	MÉDIA	ALTA	BAIXA	MÉDIA	ALTA
A. Características do recurso solo						
A. longo prazo						
a. profundidade do solo, especialmente a profundidade de camada superior		X			X	
b. percentual e qualidade da matéria orgânica na camada superior do solo	X					X
c. densidade do solo e outras medidas de compactação do solo	X				X	
d. taxas de infiltração e percolação da água	X				X	
e. níveis de salinidade e sodicidade	X				X	
f. capacidade de troca de cátions		X			X	
g. relações de níveis de nutrientes, particularmente C:N	X					X
A. Curto prazo						
h. taxas anuais de erosão	X				X	
i. eficiência de absorção de nutrientes		X			X	
j. disponibilidade e fontes de nutrientes essenciais	X				X	
B. Qualidade do sistema agrícola em nível de ecossistema						
a. resiliência e capacidade de se recuperar de perturbações	X					X
b. flexibilidade	X				X	
c. diversidade: estrutural, funcional, vertical, horizontal e temporal	X				X	
d. estabilidade e resistência à mudança	X				X	
e. intensidade do uso e origem dos insumos externos	X					X
f. fontes energéticas e eficiência no uso da energia	X					X
f. autonomia	X					X
C. Quantificação do sistema agrícola						
a. índice de produtividade (IP) ao longo do tempo		X				X
b. índice de eficiência da terra		X				X
D. Fatores hidrogeológicos						
Eficiência do uso de água						
a. taxas de infiltração proveniente de irrigação ou precipitação	X				X	
b. capacidade de retenção da umidade do solo		X				X
c. distribuição da umidade do solo em relação às necessidades das plantas		X				X
Fluxos de água na superfície						
d. sedimentação de cursos d'água		X				X
e. níveis e transporte de agrotóxicos	X					X
f. efetividade dos sistemas de conservação na redução de fontes de poluição difusa	X					X
Qualidade da água subterrânea						
g. movimento de água para baixo, no perfil do solo		X				X
h. lixiviação de nutrientes, especialmente nitratos	X					X
i. lixiviação de agrotóxicos e outros contaminantes	X					X
E. Fatores bióticos						
a. biomassa microbiana	X					X
b. equilíbrio entre microorganismos benéficos e patogênicos	X					X
c. taxas de ciclagem de nutrientes em relação à atividade microbiana	X					X
d. diversidade e abundância de inimigos naturais e benéficos	X					X
e. diversidade e abundância de plantas e animais nativos	X					X
F. Economia ecológica (lucratividade da unidade de produção agrícola)						
a. custos e retorno por unidade de produção		X				X
b. montante de débito e taxas de juros		X				X
c. variância de retornos econômicos no tempo		X				X
d. retorno líquido relativo obtido por práticas e investimentos	X				X	
e. externalidades e custos resultantes das práticas agrícolas utilizadas	X					X
f. estabilidade de renda e diversidade das práticas agrícolas	X				X	
G. O ambiente social e cultural						
a. equidade de retorno ao produtor, trabalhador agrícola e consumidor	X				X	
b. autonomia e nível de dependência em relação a forças externas	X					X
c. auto-suficiência e uso de recursos externos	X				X	
d. justiça social, especialmente entre culturas diferentes e entre gerações	X				X	
e. equidade de envolvimento no processo de produção	X				X	

*parâmetros selecionados de Gliessman (2009) e aplicados para realidade de sistemas de cultivo irrigado agroecológico e convencional no Semiárido.

8. CONCLUSÕES

O uso e manejo nas áreas A e C afetaram os indicadores físicos (Ds, PT, ADA e GF) e químicos (COT, Est C e Al + H) do solo. Na área A, diferiram e apresentaram resultados melhores de qualidade de solo em relação à área C (0-20 cm). Na área C, indicadores físicos como AD/PT e U_{vcc}/PT apresentaram valores melhores e diferentes em relação à área A quanto à disponibilidade e armazenamento de água para as plantas. Os indicadores químicos como Ca, Mg, K, CTC, P e SB não foram diferentes em função aos históricos entre as áreas A e C. Os valores altos verificados mantiveram a fertilidade do solo. Na área A, a elevação da CTC e PT e diminuição da Ds foram associadas com elevação do COT. Os indicadores físicos e químicos selecionados foram facilmente analisados e podem servir de referência para verificação da qualidade do solo, haja vista que são sensíveis ao uso e manejo do solo.

O manejo agroecológico (área A) apresentou indicadores físicos e químicos capazes de manter a capacidade produtiva do solo, sem a necessidade do uso de adubos químicos solúveis. Os índices de riqueza, diversidade e de equitabilidade da fauna edáfica do solo na área A apresentaram valores melhores que a área C. O manejo agroecológico favoreceu a melhoria de indicadores físicos e químicos e contribuiu para a diversidade e desenvolvimento de organismos do solo que possam proporcionar o equilíbrio do agroecossistema. A resistência à penetração (RP) na área A, camadas 0-5cm e 5-10 cm, apresentaram valores diferentes e melhores em relação à área C, evidenciando a sensibilidade deste atributo a partir diferentes práticas de uso e manejo do solo.

Os índices de qualidade do solo foram melhores classificados na área A que na área C nas diferentes metodologias e profundidades estudadas. Independente da metodologia adotada, os índices refletiram o desempenho integrado dos atributos físicos e químicos do solo. São ferramentas úteis que poderão ser utilizadas nas tomadas de decisão sobre a adoção do sistema de manejo e uso do solo.

9. REFERÊNCIAS

- ABBONA, E. A. & SARANDÓN, S. J. Manejo de nutrientes en los agroecosistemas. In: SARANDÓN, S. J. & FLORES, C. C. Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de Agroecosistemas sustentables. 1ª ed. – La Plata: Universidad Nacional de La Plata, 2014. E-book: ISBN 978-950-34-1107-0.
- AB'SÁBER, A. Os Domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagística. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- AB'SÁBER, A. Sertões e sertanejos: uma geografia humana sofrida. Revista Estudos Avançados, São Paulo, v.13, n.36, p. 7-59, mai-ago. 1999 (USP/IEA).
- AB'SÁBER, A. N. O domínio morfo-climático semi-árido das caatingas brasileiras. São Paulo: IGEOGU-USP, 1974. 34p. (Geomorfologia,43).
- ALBUQUERQUE, M. P.; MACHADO, A.M.B.; MACHADO, A.F.; VICTORIA, F.C. & MORSELLI, T.B.G.A. Fauna edáfica em sistema de plantio homogêneo, sistema agroflorestal e em mata nativa em dois municípios do Rio Grande do Sul, Brasil. Biociências, 17:59-66, 2009.
- ALTIERI, M. A. Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável. 3 ed. Ver. Ampl. São Paulo, Rio de Janeiro: Expressão Popular, AS-PTA 2012, 400p.
- ALTIERI, M.A., NICHOLLS, C.I.. Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación . Ecosistemas. 2007/1. Disponível em <http://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/7681/1/ECO_16%281%29_02.pdf>. Acesso em 24 nov 2014.
- ALTIERI, M. A. & TOLEDO, V. M. The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *The Journal of Peasant Studies*, v.38,n.3,p.587-612, 2011.
- ALTIERI, M. A. Agroecology: the Science of sustainable agriculture. 2.ed. Boulder, Colorado: Westview Press, 1995.
- ALVARENGA, C. C.; MELLO, C. R.; MELLO, J. M.; SILVA, A. M.; CURI, N. Índice de Qualidade do Solo associado à recarga de água subterrânea (IQS_{RA}) na Bacia

Hidrográfica do Alto Rio Grande, MG. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 36:1608 – 1619, 2012.

ANDRADE, A. G.; FREITAS, P. L. & LANDERS, J. Aspectos gerais do manejo e conservação do solo e da água e as mudanças ambientais. In: Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto das Mudanças ambientais/ organizado por Rachel Bardy Prado, Ana Paula Dias Turetta e Aluísio Ganato de Andrade – Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010.

ARAÚJO FILHO, J. A. de.; Manejo pastoril sustentável da caatinga. Recife, PE: Projeto Dom Helder Camara, 2013. 200p. : il.

ARAUJO-JUNIOR, C. F.; GUIMARÃES, P. T. G.; DIAS JUNIOR, M. S.; ALCÂNTARA, E. N. & MENDES, A. D. R. Alterações nos atributos químicos de um Latossolo pelo manejo de plantas invasoras em cafeeiros. R. Bras. Ci. Solo, 35:2207-2217, 2011.

ARMENISE, E.; REDMILE-GORDON, M. A.; STELLACCI, A. M.; Ciccarese A. & RUBINO, P. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. *Soil & Tillage Research* 130, 2013. p. 91–98.

AYOADE, J. O. Introdução à climatologia para os trópicos. Editora Bertrand Brasil, 1988.

AZEVEDO, A. C. & DALMOLIN, R. S. D. Solos e ambiente: Uma introdução. 2 ed. Santa Maria, Pallotti, 2006. 100 p.

BERNARDI, J. V. E.; LACERDA, L.D.; GOMES, J. P. O.; ALMEIDA, R.; MANZATTO, A. G.; BASTOS, W. R. Aplicação da análise das componentes principais na ordenação dos parâmetros físico-químicos no alto rio Madeira e afluentes, Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, 23(1) 079-090, 2009.

BHARDWAJ, A. K.; JASROTIA, P.; HAMILTONA, S. K. & ROBERTSON, G. P. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 140:419-429, 2011.

BIGNELL, D.; CONSTANTINO, R.; CSUZDI, C.; KARYANTO, A.; KONATÉ, S.; LOUZADA, J. N. C.; SUSILO, F. X.; TONDOH, J. E. & ZANETTI, R. Macrofauna. In: MOREIRA, F. M. S.; HUISING, E. J. & BIGNELL, D. E. (eds.) Manual de

biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade. Lavras: UFLA, 2010. 368 p.: il.

BLAINSKI, E.; TORMENA, C. A.; FIDALSKI, J.; GUIMARÃES, R. M. L. Quantificação da degradação física do solo por meio da curva de resistência do solo à penetração. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.975-983, 2008.

BLANCO-CANQUI, H. & LAL, R. Crop residue removal impacts on soil productivity and environmental quality. *Critical Reviews in Plant Science*, v. 28, p. 39-163, 2009.

BONFIM, M. R. Qualidade e potencial fertilizante de efluente de esgoto. . Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas; Cruz das Almas, BA, 2011. Dissertação de Mestrado.

BRADY, N. C. Natureza e propriedades dos solos. 7.ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 898p.

BRADY, N. C. & WEIL, R. R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. Tradução técnica: Igo Fernando Lepsch. Dados eletrônicos. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRAGA, J. M. & DEFELIPO, B. V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de solo e material vegetal. *R. Ceres*, 21:73-85, 1974.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. Segunda comunicação do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília, 2010.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Nova delimitação do Semi-árido brasileiro. Brasília: Ministério da Integração Nacional. Disponível em: <<http://www.mds.gov.br>>. Acesso em: 28 ago. 2005.

BRASIL. Ministério das Minas e Energias. Secretaria-Geral. Projeto RADAMBRASIL. Folhas SB. 24/25 Jaguaribe/Natal; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1981. 744p.

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

CÂNDIDO, B. M. Erosão hídrica e qualidade do solo em sistemas florestais no leste do Mato Grosso do Sul/ Bernardo Moreira Cândido. – Lavras: UFLA, 2014. 73 p. Dissertação de Mestrado.

CARDOSO, E. L. Qualidade do solo em sistemas de pastagens cultivada e nativa na sub-região da Nhecolândia, PantanalWA Sul Mato-Grossense. 2008. 154 f. Tese de Doutorado em Ciência do Solo – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

CARDOSO, E. L. *et al.* Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagens cultivada e nativa no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 44, n. 06, p. 631-637, 2009.

CARDOSO, E. L. *et al.* 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, n. 02, p. 613-622, 2011.

CARRILLO, Y.; BALL, B. A.; BRADFORD, M. A.; JORDAN, C. F. & MOLINA, M. Soil fauna alter the effects of litter composition on nitrogen mineral soil. *Soil Biol. Biochem.*, 43:1440-1449, 2011.

CARVALHO, E. J. M.; FIGUEIREDO, M. S. & COSTA, L. M. Comportamento físico hídrico de um Podzólico VermelhoAmarelo câmbico fase terraço sob diferentes sistemas de manejo. *Pesq. Agropec. Bras.*, 34:257-265, 1999.

CARVALHO, J. N. L.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELO, C. R. de.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência Solo*, v.34, n.2, p.277-290, 2010.

CAVALCANTE, A. Cactos do semiárido do Brasil: guia ilustrado/ Arnóbio Cavalcante, Marcelo Teles, Marlon Machado. – Campina Grande, INSA, 2013.

CAVALIERI, K. M. V.; TORMENA, C. A.; VIDIGAL, P. S.; GONÇALVES, A. C. A.; COSTA, A. C. S. Efeitos de sistemas de preparo nas propriedades físicas de um Latossolo Vermelho Distrófico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 30, p. 137-147, 2006.

CENTURION, J. F. & DEMATTÊ, J. L. I. Efeitos de sistemas de preparo nas propriedades físicas de um solo sob cerrado cultivado com soja. *R. Bras. Ci. Solo*, 9:263-266, 1985.

- CHAER, G.M. Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos. Viçosa- UFV, 2001, 89p.
- CHEN, Y. D.; WANG, H. Y.; ZHOU, J. M.; XING, L.; ZHU, B. S.; ZHAO, Y. C. & CHEN, X. Q. Minimum data set for assessing soil quality in farmland of Northeast China. *Pedosphere* 23(5): 564–576, 2013. ISSN 1002-0160/CN 32-1315/P. *Soil Science Society of China*. p. 564-576.
- CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, 2008.
- CONWAY, G. R. Agroecosystem analysis. *Agricultural Administration*, v.20, p.31-55, 1985.
- CORDEIRO, F. C.; DIAS, F. C.; MERLIM, A. O.; CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M.; BROWN, G. Diversidade da macrofauna invertebrada do solo como indicadora da qualidade do solo em sistema de manejo orgânico de produção. *Revista Universidade Rural Série Ciências da Vida, Seropédica, RJ, EDUR*, v.24, n.2, p.29-34, 2004.
- CORRÊA, R. M.; FREIRE, M. B. G. S.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; PESSOA, L. G. M.; MIRANDA, M. A.; MELO, D. V. M. Atributos químicos de solos sob diferentes usos em perímetro irrigado no semiárido de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. Viçosa, v. 33, n. 2, Mar./Apr. 2009.
- CORSINI, P.C.; MALHEIROS, E.B. & SACCHI, E. Sistemas de cultivo da cultura de cana-de-açúcar: efeitos na retenção de água e na porosidade do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 10:71- 74, 1986.
- COSTA, E. M.; SILVA, H. F. & RIBEIRO, P. R. A. Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. *Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer – Goiânia*, v.9, n.17; p. 1842, 2013.
- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Caraúbas, estado do Rio Grande do Norte / Organizado por João de Castro Mascarenhas, Breno Augusto Beltrão, Luiz Carlos de Souza Junior, Saulo de Tarso Monteiro Pires. Dunaldson Eliezer Guedes Alcoforado da Rocha, Valdecílio Galvão Duarte de Carvalho. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005

CUNHA, E.Q.; STONE, L.F.; MOREIRA, J.A.A.; FERREIRA, E.P.B.; DIDONET, A.D. & LEANDRO, W.M. Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. I – Atributos físicos do solo. R. Bras. Ci. Solo, 35:589-602, 2011.

CUNHA, J. A. S.; BARROS, R. F. M.; MHEL, H. U.; SILVA, P. R. R. Atributos agroecológicos de solo e caracterização de predadores generalistas no cultivo de melancia nos tabuleiros litorâneos do Piauí, Brasil. Rev. Bras. de Agroecologia. 9(1): 269-281, 2014.

CUNHA NETO, CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, G. H. A.; PEREIRA, M. G. & LELES, P. S. S. Fauna edáfica Como indicador da Qualidade do Solo los povoamentos Florestais, PASTAGEM e Floresta Secundária. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.36, n.5, Viçosa, out-nov, 2012.

DALCHIAVON, F. C.; CARVALHO, M. P.; MONTANARI, R.; ANDREOTTI, M. & DAL BEM, E. A. Inter-relações da produtividade de cana soca com a resistência à penetração, umidade e matéria orgânica do solo. Ver. Ceres, Viçosa, v.61, n.2, p.255-264, mar/abr, 2014.

DANTAS, J. D.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ASSIS, C. P. Qualidade de solo sob diferentes usos e manejos no Perímetro Irrigado Jaguaribe/Apodi, CE. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, v. 16, n. 1, p. 18-26, 2012.

DEMETRIO, J. G. A. *et al.* Aquíferos fissurais. In: CIRILO, J. A. *et al.* (Org.) O uso sustentável dos recursos hídricos em regiões semi-áridas. Recife: ABRH – Editora Universitária UFPE, 2007. p.508.

DIAS JUNIOR, M. S. & ESTANISLAU, W. T. Grau de compactação e retenção de água de Latossolos submetidos a diferentes sistemas de manejo. R. Bras. Ci. Solo, 23:45-51, 1999.

DICK, R. P. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, winsconsin: Soil Science Society of America, 1994. P.107-124. (*Soil Science Society of America Special Publication Number 35.*)

DINIZ NETO, M. A.; SILVA, I. F.; CAVALCANTE, L. F.; DINIZ, B. L. M. T.; SILVA, J. C. A. & SILVA, E. C. Mudanças de oiticica irrigadas com águas salinas no solo com biofertilizante bovino e potássio. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.1, p.10-18, 2014.

DORAN, J. W. Soil quality and sustainability. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. Anais. Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

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 a sustainable environment. *Soil Sci. Soc. Am.*, 35:3-21, 1994.

DORAN, J. W. & T. B. PARKIN. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, J. W. & A. J. Jones (eds). 1996. Methods for assessing soil quality. *Madison: Soil Science Society of America*, Madison.

DUPONT, S.T.; FERRIS, H. & van HORN, M. Effects of cover crop quality and quantity on nematode-based soil food webs and nutrient cycling. *Appl. Soil Ecol.*, 41:157-167, 2009.

ELTZ, F.L.F.; PEIXOTO, R.T.G. & JASTER, F. Efeitos de sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Bruno álico. *R. Bras. Ci. Solo*, 13:259-267, 1989.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2006. 306p.

EMBRAPA. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes - 2. ed. rev. ampl. - Brasília, DF : Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

FERNANDES, C. A. F. Avaliação da qualidade do solo em áreas de cacau cabruca, mata e policultivo no Sul da Bahia. Ilhéus, BA:UESC, 2008.

FERREIRA, A. M. Métodos estatísticos e Delineamento experimental: Testes Paramétricos. Escola Superior Agrária Castelo Branco; Castelo Branco, Portugal, 2009.

FIGUEIREDO FILHO, D. B. & SILVA JÚNIOR, J. A. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). *Revista Política Hoje*, Vol. 18, n. 1,

2009.

FRAGA, V.S. & SALCEDO, I.H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi arid soils under subsistence farming. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:215-224, 2004.

FREITAS, D. A. F.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; CURI, N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. *Revista Ciência Agronômica*, v. 43, n. 3, p. 417-428, Centro de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE. jul-set, 2012.

GATIBONI, L.C.; COIMBRA, J.L.M.; WILDNER, L.P. & DENARDIN, R.B.N. Modificações na fauna edáfica durante a decomposição da palhada de centeio e aveia preta, em sistema plantio direto. *Biotemas*, 22:45-53, 2009.

GIAMPIETRO, M.; BUKKENS, S. G. F.; PIMENTEL, D. Models of energy analysis to assess the performance of food systems. *Agricultural Systems*, v. 45, p.19-41, 1994.

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. S. M.; GAVA, C. A. T. Carbono no Sistema Solo-Planta no Semiárido Brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.6, p.1233-1253, 2011.

GLIESSMAN, S. R. Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2009. 658p.

GLIESSMAN, S. R. Agroecology: researching the ecological basis for sustainable agriculture. In: GLIESSMAN, S.R. (Ed.). *Ecological analysis and synthesis*.1990. p.3-10.

GLIESSMAN, S. R.; WERNER, M. R.; SWEEZY, CASWELL, S. E.; Cochran, ROSADO-MAY, J. Conversion to organic strawberry management changes ecological processes. *California Agriculture*, v.50, p.24-31, 1996.

GLOVER, J.D.; REGANOLD, J.P. & ANDREWS, P.K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 80:29-45, 2000.

GOEDERT, W. J. Qualidade do Solo em Sistemas de Produção Agrícola – XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2005.

GÓMEZ, J. A.; ÁLVAREZ, S.; SORIANO, M. A. Development of a soil degradation assessment tool for organic olive groves in Southern Spain. *Catena* 79, 9-17, 2009.

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S. & MELO NETO, J. O. Management of soil organic matter and carbon storage in tropical fruits crops. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.3, p.301-306, 2014.

HOFFMANN, U. "Assuring food security in developing countries under the challenges of climate change: Key trade and development issues of a profound transformation of agriculture", Paper de discussão nº 201, UNCTAD, novembro/2010, pág. 11.

HÖFIG, P. Mapeamento digital de solos e o mapa de solos como ferramenta para classificação de aptidão de uso das terras. Porto Alegre, RS- UFRGS, 2014. Dissertação de Mestrado.

HUSSAIN, I.; OLSON, K.R.; WANDER, M.M. & KARLEN, D.L. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil & Tillage Research*, 50:237-249, 1999.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Agropecuário. Rio de Janeiro, 2010 (Produção pecuária municipal).

IERMANÓ, M. J.; GARGOLOFF, N. A. & BONICATTO, M. M. La biodiversidad en los agroecosistemas. In: SARANDÓN, S. J. & FLORES, C. C. Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de Agroecosistemas sustentables. 1ª ed. – La Plata: Universidad Nacional de La Plata, 2014. p. 131- 158. E-book: ISBN 978-950-34-1107-0.

IPCC - INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2014: Summary for Policymakers, In: *Climate Change 2014, Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IRPAA – INSTITUTO REGIONAL DA PEQUENA AGROPECUÁRIA APROPRIADA. Cabras e ovelhas: criação do Sertão. Juazeiro/BA: Irpaa, 1996. (Cadernos de Formação).

ISAAKS, E. H. & SRIVASTAVA, R. M. An introduction to applied geostatistics. *New York: Oxford University*, 1989. 51 p.

ISLAM, K. R. & WEIL, R. R. Soil quality indicator properties in mid-atlantic soils as influenced by conservation management. *J. Soil Water Conser.*, 55:69-78, 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*, Campina Grande, PB, v. 16, n. 7, p. 730-738, 2012.

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; PESSOA, S. C. P.; BURGOS, N.; MELO FILHO, H. F. R.; LOPES, O. F. & MEDEIROS, L. A. R. Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado do Piauí. Rio de Janeiro, EMBRAPA/SNLCS/SUDENE, 1986. 782p. (EMBRAPA. SNLCS. Boletim de Pesquisa, 36).

JAGADAMMA, S. & LAL, R. Distribution of organic carbon in physical fractions of soils as affected by agricultural management. *Biol Fertil Soils*, 46:543-554, 2010.

JANSEN, D. M.; STOORVOGEL, J. J.; SCHIPPER, R. A. Using sustainability indicators in agricultural land use analysis: an example from Costa Rica. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, v.182, p.1212-1219, 1995.

KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F. & SCHUMAN, G.E. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61:4-10, 1997.

KARLEN, D. L.; GARDNER, J. C. & ROSEK, M. J. A soil quality framework for evaluating the impact of CRP. *J. Prod. Agric.*, 11:56-60, 1998.

KARLEN, D.L. & STOTT, D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, SSSA, p.53-72, 1994. (Special, 35)

KIEHL, E. J. Manual de edafologia: Relações solo-planta. São Paulo, Agronômica Ceres, 1979. 262 p.

KIRSCHENMANN, F. Alternative agriculture in an energy and resource-depleting future. *Renewable Agriculture and Food Systems*, Cambridge, v.25, n.2, p.85-89, 2010.

KLEE, G. World Systems of traditional resource management. *New York: Halstead*, 1980.

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

KUWANO, B. H.; KNOB, A.; FAGOTTI, D. S. L.; MELÉM JÚNIOR, N. J.; GODOY, L.; DIEHL, R. C.; KRAWULSKI, C. C.; ANDRADE FILHO, G.; ZANGARO FILHO, W.; TAVARES-FILHO, J. & NOGUEIRA, M. A. Soil quality indicators in a Rhodic Kandudult under diferente uses in Northern Parana, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38:50-59, 2014.

LAL, R. & PIERCE, F. J. The vanishing resource. In: LAL, R. & PIERCE, F. J., eds. Soil management for sustainability. Ankeny, *Soil Water Conservation Society*, 1991. p.1-5.

LARSON, W. E. & PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B. A. Defining soil quality for the sustainable environment. Madison, *Soil Science Society of America*, 1994. p.37-51. (Special Publication, 35).

LIEBIG, M.A. & DORAN, J.W. Impact of organic production practices on soil quality indicators. *J. Environ. Qual.*, 28:1601-1609, 1999.

LIMA, G. C. Variabilidade espacial dos atributos físicos e químicos e índice de qualidade dos solos da sub-bacia das Posses, Extrema (MG), sob diferentes agroecossistemas/ Gabriela Camargos Lima. – Lavras: UFLA, 2013. 141 p. Tese de Doutorado.

LIRA, R. B. de.; DIAS, N. S.; ALVES, S. M. C.; BRITO, R. F. de.; SOUSA NETO, O. N. de. Efeitos do sistemas de cultivo e manejo da caatinga através da análise

dos indicadores químicos de qualidade do solo na produção agrícola em Apodi, RN. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 25, n. 3, p. 18-24, Jul-Set., 2012.

LIU, X. B.; ZHAN, 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.

LIVERMAN, D. M.; HANSON, M. E.; BROWN, B. J.; MEREDITH, J. R. W. *Global sustainability: Towards measurement. Environmental Management*, v. 12, p.133-143, 1988.

LOURENTE, E. R. P.; MERCANTE, F. M.; ALOVISI, A. M. T.; GOMES, C. F.; GASPARINI, A. S. & NUNES, C. M. Atributos microbiológicos, químicos e físicos de solo sob diferentes sistemas de manejo e condições de Cerrado. *Pesq. Agropec. Trop.*, Goiânia, v. 41, n. 1, p. 20-28, jan./mar. 2011. e- ISSN 1983-4063 – www.agro.ufg.br/pat.

MCBRATNEY, A.; FIELD, D. J.; KOCH, A. The dimensions of soil security. *Geoderma* 213:203–213. doi:10.1016/j.geoderma.2013.08.013, 2013.

MAIA, C. E. Qualidade ambiental em solo com diferentes ciclos de cultivo do meloeiro irrigado. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 43, n. 4, p. 603-609, abr, 2013.

MANLY, B. F. J. *Métodos estatísticos multivariados: uma introdução*. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008.

MARTINI, A. M. Z. & PRADO, P. I. K. L. Índices de diversidade de espécies. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Ilhéus, BA, 2010.

MARZAIOLI, R.; D'ASCOLI, R.; DE PASCALE, R. A. & RUTIGLIANO, F. A. Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use type. *Appl. Soil Ecol.*, 44:205-212, 2010.

MARTINS, C. M.; GALINDO, I. C. L.; SOUZA, E. R. & POROCA, H. A. Atributos químicos e microbianos do solo de áreas em processo de desertificação no Semiárido de Pernambuco. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:1883-1890, 2010.

MATIAS, S. S. R.; CORREIA, M. A. R.; CAMARGO, L. A.; FARIAS, M. T.; CENTURION, J. F. & NÓBREGA, J. C. A. Influência de diferentes sistemas de

cultivo nos atributos físicos e no carbono orgânico do solo. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.7, n.3, p.414-420, jul-set, 2012.

MEAD, R.; WILLEY, R. W. The concept of a 'Land Equivalent Ratio' and advantages in yields from intercropping. *Experimental Agriculture*, v.16, n.3, p.217-228, 1980.

MEDEIROS, S. S.; CAVALCANTE, A. M. B.; PEREZ-MARIN, A. M.; TINÔCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H.; PINTO, T. F. Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido Brasileiro. Campina Grande: INSA, 2012. 103p.

MELLO, F. A. F. de; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S. SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C.; KIEHL, J. C. Fertilidade do solo. São Paulo: Nobel, 1989.

MELO FILHO, J. F.; CARVALHO, L. L.; SILVEIRA, D. C.; SACRAMENTO, J. A. A. S.; SILVEIRA, E. C. P. Índice de qualidade em um Latossolo Amarelo Coeso cultivado com citros. *Rev. Bras. Frutic.*, Jaboticabal – SP, v. 31, n. 4, p. 1168 – 1177, Dezembro, 2009.

MENDONÇA, E. S. & MATOS, E. S. Matéria orgânica do solo: Métodos de análises. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005, 107p.

MENEZES, C. E. G.; CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, M. G.; BATISTA, E. U.; RODRIGUES, K. M.; COUTO, W.; ANJOS, L. H. C. & OLIVEIRA, I.P. Macrofauna edáfica los estádios sucessionais de Floresta Estacional e PASTAGEM mista los Pinheiral (RJ). *R. Bras. Ci. Solo*, 33: 1647-1656, 2009.

MIRANDA, M. C. Capacidade produtiva e qualidade de sítios cultivados com eucalipto em argissolos de tabuleiro no Litoral Norte da Bahia/ Marcelo Carvalho de Miranda. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA, 2012. Dissertação de Mestrado.

MMA. Plano de ação para prevenção e controle ao desmatamento na Caatinga (versão preliminar). Departamento de Políticas para o Combate ao Desmatamento. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 2010.

MOÇO, M. K.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. & CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.555-564, 2005.

MONTANARO, G.; CELANO, G.; DICHIO, B. & XILOYANNIS, C. Effects of soil-protecting agricultural practices on soil organic carbon and productivity in fruit tree orchards. *Lando Degradation & Development*, v.21, p.132-138, 2010.

MONTEIRO, J. F. Avaliação da qualidade do solo em diferentes sistemas de uso e manejo agrícola em ambiente tropical. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas; Cruz das Almas, BA, 2012. Dissertação de Mestrado.

MOREIRA, F. M. S.; HUISING, E. J. & BIGNELL, D. E. Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade/ editado por Fatima M. S. Moreira, E. Jeroen Huising, David E. Bignell. – Lavras: UFLA, 2010.

MOREIRA, M. M. Estoque de carbono e nitrogênio em áreas de vegetação nativa e antropizada no município de Irecê-BA/ Márcia Moura Moreira – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA, 2013. Dissertação de Mestrado.

MOTA, J. C. A.; FREIRE, A. G.; ASSIS JÚNIOR, R. N. Qualidade física de um Cambissolo sob sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37:1196 – 1206, 2013.

NATARAJAN, M.; WILLEY, R. Sorghum-pigeon pea intercropping and the effects of plant population density. *J. Agri. Sci.*, n. 95, p. 59-65, 1981.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). Alternative agriculture. Washington, D.e.: *National Academy Press*, 1989. 448 p

NIERO, L. A. C.; DECHEN, S. C. F.; COELHO, R. M.; DE MARIA, I. C. Avaliações visuais como índice de qualidade do solo e sua validação por análises físicas e químicas em um Latossolo Vermelho Distroférrico com usos e manejos distintos. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:1271-1282, 2010.

NOVAIS, R. F. & SMYTH, T. J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.

NURIA, R.; JÉRÔME, M.; LÉONIDE, C.; CHRISTINE, R.; GÉRARD, H.; ETIENNE, I. & PATRICK, L. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil. Biol. Biochem.*, 43:2032-2045, 2011.

OBADÉ, V. P. & LAL, R. Soil quality evaluation under different land management practices. *Environ. Earth Sci.*, DOI 10.1007/s12665-014-3353-z, 2014.

ODUM, E. P. Properties of agroecosystems. In: LOWRANCE, R.; STINNER, B. R.; HOUSE, G. J. *Agricultural ecosystems: unifying concepts*. New York: John Wiley & Sons, 1984. P.5-12.

OLIVEIRA, A. P. P.; LIMA, E.; DOS ANJOS, L. H. C.; ZONTA, E. & PEREIRA, M. G. Sistemas de colheita da cana-de-açúcar: Conhecimento atual sobre modificações em atributos de solos de tabuleiros. Campina Grande, PB, UAEA/UFCG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.9, p.939-947, 2014.

OLIVEIRA, F. F. & SALCEDO, I. H. Diagnóstico de fertilidade do solo das áreas cultivadas com batatinha (*Solanum tuberosum*) no Município de Esperança, PB. In: FERTILIDADE DO SOLO E PRODUÇÃO DE BIOMASSA NO SEMI-ÁRIDO. [MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S.; SALCEDO, I. H.], Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2008.

ONU - Câmara Interministerial de Segurança Alimentar e Nutricional. Conselho de Direitos Humanos. Décima sexta sessão. Item 3 da agenda Promoção e proteção de todos os direitos humanos, direitos civis, políticos, econômicos, sociais e culturais, inclusive o direito ao desenvolvimento. Relatório apresentado pelo Relator Especial sobre direito à alimentação, Olivier de Schutter.-- Brasília, DF: MDS, 2012. p. ; cm.

PAVINATO, P. S. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.911-920, 2008.

PAUL, B.K.; VANLAUWE, B.; AYUKE, F.; GASSNER, A.; HOOGMOED, M.; HURISSO, T.T.; KOALA, S.; LELEI, D.; NDABAMENYE, T.; SIX, J.; PULLEMAN, M. M. Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.164, p.14-22, 2013.

PORTUGAL, A. F.; COSTAS, O. D. V. & COSTA, L. M. Propriedades físicas e químicas do solo em áreas com sistemas produtivos e mata na região da Zona da Mata Mineira. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:575-585, 2010.

PRIMAVESI, A. Pergunte ao solo e às raízes : uma análise do solo tropical e mais de 70 casos resolvidos pela agroecologia / Ana Primavesi. - 1. ed. - São Paulo : Nobel, 2014. 288 p. : il. ; 23 cm. ISBN 9788521318378.

QI, Y.; DARILEK, J. L.; HUANG, B.; ZHAO, Y.; SUN, W. & GU, Z. Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma*, 149:325-334, 2009.

RAHMANIPOUR, F.; MARZAIOLI, R.; BAHRAMI, H. A.; FERREIDOUNI, Z. & BANDARABADI, S. R. Assessment of soil quality índices in agricultural lands of Qazvin Province, *Iran. Ecol. Indic.*, 40:19-26, 2014.

RAIJ, B. van. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. *Bragantia*, 28:85-112, 1969.

REDDY, M.S. & WILLEY, R.W. Growth and resource use studies in an intercrop of pearl millet/groundnut. *Field Crops Res.*, 4:13-24, 1981.

REEVE, M. J.; SMITH, P. D.; THOMASSON, A. J. The effect of density on water retention properties of field soils. *J. Soil Sci.*, 24:355-367, 1973.

REICHARDT, K. A água em sistemas agrícolas. São Paulo, 1987.188p.

RIBAS, C. R.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C.; CAMPOS, R. B. F.; VALENTIM, C. L. & Schoereder, J. H. Formigas como indicadores do sucesso dos esforços de reabilitação em depósitos de rejeitos de mineração de ouro. *Restor. Ecol.*, 1-9, 2011 [links] (doi: 10.1111 / j.1526-100X.2011.00831.x)

RIBEIRO, A.C.; GONTIJO, P.T.G. & ALVAREZ V., V.H., eds. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5a aproximação. Viçosa, MG, Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359p.

RICHARDS, L. A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington, United States Department of Agriculture, 1954. 160p. (*Agriculture Handbook*, 60)

RISSER, P. G. Indicators of grassland sustainability: a first approximation. In: MUNASINGHE, M.; SHEARER, W. Defining and measuring sustainability: The Biophysical Foundations. Distrito de Colúmbia: World Bank, Washington. P.310-319.

RONG, Y. P.; ZHAO, M.; ZHU, L. L. & BAI, K. Y. The impact of grassland management practices on soil organic carbon: an analysis with three objective weighting methods. *Chin. J. Ecol.* 31:987-993, 2012.

ROSOLEM, C. A.; FERNANDEZ, E. M.; ANDREOTTI, M. & CRUSCIOL, C. A. C. Crescimento radicular de plântulas de milho afetado pela resistência do solo à penetração. *Pesq. Agropec. Bras.*, 34:821-828, 1999.

SÁ, J. M. Dinâmica de matéria orgânica do solo de eficiência energética de sistemas agropecuários de produção em Latossolo Vermelho de Cerrado/ Jerusa Maia e Sá – 2011. 152 p. Dissertação de Mestrado.

SAMUEL-ROSA, A.; DALMOLIN, R. S. D.; MIGUEL, P.; ZALAMENA, J. & DICK, D. P. O efeito das propriedades intrínsecas do solo em avaliações de qualidade do solo. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, v.37, n.5, Viçosa, MG, set/out. 2013.

SANTOS, T. E. M.; MONTENEGRO, A. A. A.; PEDROSA, M. E. R. Características hidráulicas e perdas de solo e água sob cultivo do feijoeiro no semi-árido. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, p.217–225, 2009.

SANTIAGO, F.S.; BLACKBURN, R.M.; DIAS, I. C. G. M.; JALFIM, F. T.; PINHEIRO, M. R. A. Índices de eficiência do uso da terra em consórcios agroecológicos no Semiárido Nordeste. VI CONGRESSO SOBRE USO E MANEJO DO SOLO, Recife (Pernambuco, Brasil), de 19 a 21 de março de 2014.

SARANDÓN, S. J. *El agroecosistema: Un ecosistema modificado*. In: SARANDÓN, S. J. & FLORES, C. C. *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de Agroecosistemas sustentables*. 1ª ed. – La Plata: Universidad Nacional de La Plata, 2014. E-book: ISBN 978-950-34-1107-0.

SARANDÓN, S. J. & FLORES, C. C. *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables/ Santiago Javier Sarandón ...[et.al.]; coordinado por Santiago Javier Sarandón y Claudia Cecilia Flores*. – 1ª ed. – La Plata: Universidad Nacional de La Plata, 2014. p. 100-130. E-book: ISBN 978-950-34-1107-0.

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. *Pesq. Agropec. Bras.*, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1332-1338, out. 2011.

SIDIRAS, N.; DERPCH, R. & MONDARDO, A. Influência de diferentes sistemas de preparo do solo na variação da umidade e rendimento da soja, em Latossolo Roxo Distrófico (Oxisol). *R. Bras. Ci. Solo*, 7:103-106, 1983.

SIDIRAS, N.; VIEIRA, S. R. & ROTH, C. H. Determinação de algumas características físicas de um Latossolo Roxo distrófico sob plantio direto e preparo convencional. *R. Bras. Ci. Solo*, 8:265-268, 1984.

SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. & CAMARGO, O. A. Influência da compactação nas propriedades físicas de dois Latossolos. *R. Bras. Ci. Solo*, 10:91-95, 1986.

SILVA, C. F.; MARTINS, M. A.; SILVA, E. M. R.; PEREIRA, M. G. & CORREIA, M. E. F. Influência do sistema de plantio sobre atributos dendrométricos e fauna edáfica, em área degradada pela extração de argila. *R. Bras. Ci. Solo*, 37:1742-1751, 2013b.

SILVA, C.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F. & SILVA, E. M. R. Fauna Edáfica los áreas de agricultura tradicional não entorno do Parque Estadual da Serra do Mar in Ubatuba (SP). *R. Ci. Agr*, 52: 107-116, 2009.

SILVA, F. B. R.; RICHE, G. R.; TONNEAU, J. P. *et al.* Zoneamento agroecológico do Nordeste: diagnóstico do quadro natural e agro-socioeconômico. Petrolina, PE: Embrapa, 1993. v.1. 387p.

SILVA, M. A. *et al.* Sistema de informações geográficas no planejamento de uso do solo. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, 2013a. No prelo.

SILVA, N.; SANTIAGO, F.; DIAS, I.; JALFIM, F.; BLACKBURN, R. Estoque de carbono orgânico no solo em área de manejo agroecológico da caatinga no Sertão do Piauí. *Cadernos de Agroecologia – ISSN 2236-7934 – Vol 8, No. 2, Nov 2013c.*

SILVA, R. M. A. da. Entre o Combate à Seca e a Convivência com o Semi-árido: transições paradigmáticas e sustentabilidade do desenvolvimento. Brasília, 2006. 298 p. Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília. Tese de Doutorado.

SIMANSKY, V.; BAJCAN, D.; DUCSAY, L. The effect of organic matter on aggregation under different soil management practices in a vine yard in an extremely humid year. *Catena*, Amsterdam, v.101, p.108-113, 2013.

SOUZA, A. L. V. Avaliação da qualidade de um Latossolo Amarelo Coeso argissólico dos Tabuleiros Costeiros, sob floresta natural / André Leonardo Vasconcelos Souza – Cruz das Almas, BA, 2005. Dissertação de Mestrado.

SOUZA, R. T. M. Gestão ambiental de agroecossistemas familiares mediante o método MESMIS de avaliação de sustentabilidade/ Raquel Toledo Modesto de Souza. Florianópolis, SC, 2013. Dissertação de Mestrado.

SOUZA, L. M.; MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G. & REIS JUNIOR, F. B. Qualidade de solos de Cerrado, sob plantio direto e preparo convencional, avaliada a partir de atributos químicos, físicos e biológicos, com auxílio de software SIMOQS. XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo - Florianópolis, SC, 2013.

STEFANOSKI, D. C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; PETTER, F. A. & PACHECO, L. P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.17, n.2, p.1301-1309, 2013.

USDA-NRCS. Soil Quality Institute, Ames, IA. Disponível em: <http://soils.usda.gov/sqi/> Acesso em: 15 de abr. 2009. STORK, N.E. & EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *Am. J. Altern. Agric.*, 7:38-47, 1992.

TIESSEN, H.; CUEVAS, E.; SALCEDO, I.H. Organic matter stability and nutrient availability under temperate and tropical conditions. *Advances in GeoEcology*, 31, p.415- 422, 1998.

TRIPATHI, G.; DEORA, R. & SINGH, J. Biological, chemical and biochemical dynamics during litter decomposition at different depths in arable soil. *J. Ecol. Nat. Environ.*, 2:038-051, 2010.

UNAMMA, R. P. A.; ENYINNIA, T.; EMEZIE, J. F. Critical period of weed interference in *cocoyam/mayze/sweet* potato intercrop. *Trop. Pest Manage.*; n. 31, p. 21-3, 1985.

VANBERGEN, A.J.; WATT, A.D.; MITCHEL, R.; TRUSCOTT, A.M.; PALMER, S.C.F.; IVITS, E.; EGGLETON, P.; JONES, T.H. & SOUSA, J.P. Scalespecific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient. *Oecologia*, 153:713-725, 2007.

VASCONCELOS, R. F. B.; SOUZA, E. R.; CANTALICE, J. R. B. & SILVA, L. Qualidade física de Latossolo Amarelo de tabuleiros costeiros em diferentes sistemas de manejo da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.4, p.381-386, 2014.

VEZZANI, F. M. & MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, n.4, p.743-755, 2009.

VEZZANI, F. M. & MIELNICZUK, J. O solo como sistema. Curitiba: Ed. Dos autores, 2011. 104 p.

VIEIRA, M. J. Propriedades físicas do solo. In: FUNDAÇÃO INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. *Plantio direto no Estado do Paraná*. Londrina, Instituto Agrônômico do Paraná, 1981. p.19-30 (Circular, 23)

WALKLEY, A. & BLACK, I. A. An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Sci*, 37: 29-37, 1934.

WIESENBERG, G. L. B. ; DORODNIKOV, M.; KUZYAKOV, Y. Source determination of lipids in bulk soil and soil density fractions after four years of wheat cropping. *Geoderma* 156: 267-277, 2010.

WENDLING, B.; JUCKSCH, E. U.; MENDONÇA, E. S.; ALVARENGA, R. C. Piscinas de matéria orgânica do solo sob pinheiros e culturas anuais. *Comunicações em Ciência do Solo e Análise de Plantas*, v.41, p.1707-1722, 2010.

WYMORE, A.W. *Model-based systems engineering: an introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the tricotyledon theory of system design*. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press, 1993.

WU, T.; AYRESB, E.; BARDGETTC, R.D.; WALL, D.H. & GAREYA, J.R. Molecular study of worldwide distribution and diversity of soil animals. *PNAS*, 108:17720-17725, 2011.

YAO, R. J.; YANG, J. G.; ZHANG, T. J.; GAO, P.; YU, S. P. & WANG, X. P. Short-term effect of cultivation and crop rotation systems on soil quality indicators in a coastal newly reclaimed farming area. *J. Soils Sediments*, DOI 10.1007/s11368-013-0739-6, 2013.

ZUOFA, K; TARIAH, N. M; ISIRIMAH, N. O. Effects of groundnut, cowpea, and melon on weed control and yields of intercropping cassava and maize. *Field Crops Res.* v.28, p. 309 – 314, 1992.

ANEXOS

ANEXO 1. Análise de indicadores químicos, salinidade e físicos na área A (0-20 cm).

	Profundidade 0-20					2009					2010					2011					2012				
	Descrição/ Amostras					1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
FERTILIDADE E MATÉRIA ORGÂNICA	PH em água	7,53	7,33	7,85	7,41	7,52	7,14	7,57	8,27	7,84	7,60	7,70	7,60	8,10	7,60	7,90	8,27	8,10	8,45	7,70	8,34				
	Cálcio (cmolc Kg⁻¹)	6,90	6,20	2,10	6,10	6,50	6,80	5,90	1,90	5,90	6,90	13,00	10,50	5,50	12,50	9,00	17,60	11,50	10,40	11,20	16,90				
	Magnésio (cmolc Kg⁻¹)	2,70	3,00	1,70	2,40	2,60	5,40	3,10	1,90	2,90	6,10	1,00	0,70	2,00	7,50	4,00	9,40	4,80	3,40	5,50	3,70				
	Potássio (cmolc Kg⁻¹)	0,92	0,41	0,43	0,08	0,31	1,56	1,15	0,92	1,02	1,87	0,00	0,50	0,10	0,00	0,10	0,63	0,26	0,42	0,40	0,32				
	Sódio (cmolc Kg⁻¹)	0,24	0,23	0,14	0,24	0,26	2,56	2,22	0,34	2,04	3,09	0,20	0,50	0,00	0,10	0,50	0,34	0,40	0,30	0,52	0,40				
	Soma de Bases (cmolc Kg⁻¹)	10,77	9,85	4,37	8,82	9,67	16,32	12,37	5,06	11,86	17,96	14,20	12,20	7,60	20,10	13,60	27,97	16,96	14,52	17,62	21,32				
	Alumínio (cmolc Kg⁻¹)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,10	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
	Al+H (cmolc Kg⁻¹)	2,00	2,10	2,00	1,80	2,10	1,90	2,10	2,00	1,90	2,10	1,80	1,90	1,90	1,90	2,00	1,90	1,90	1,79	1,79	1,79				
	CTC a pH 7,0 (cmolc Kg⁻¹)	12,77	11,95	6,37	10,62	11,77	18,22	14,47	7,06	13,76	20,06	16,00	14,10	9,50	22,00	15,60	29,87	18,86	16,31	19,41	23,11				
	Saturação de bases (%) (V)	84,34	82,42	68,59	83,06	82,15	89,57	85,49	71,68	86,20	89,53	88,75	86,52	80,00	91,36	87,18	93,64	89,93	89,03	90,78	92,25				
	Saturação por alumínio (%)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,61	1,30	1,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
	Saturação de sódio (%)	1,91	1,93	2,16	2,30	2,19	14,05	15,34	4,81	14,82	15,40	1,25	3,55	0,00	0,45	3,21	1,14	2,12	1,84	2,68	1,73				
	C.O. (%)	1,23	1,42	0,71	1,53	0,74	2,36	1,58	0,65	1,54	2,20	1,80	1,16	1,10	1,57	1,10	2,38	0,94	0,92	1,54	1,80				
	Estoque de C. (Mg ha⁻¹) ou (t ha⁻¹)	27,55	39,13	20,95	34,63	23,35	52,88	43,63	17,27	40,76	49,35	44,23	33,87	31,08	41,03	30,86	57,66	26,20	25,57	37,96	48,96				
	Matéria orgânica (g kg⁻¹)	21,20	24,50	12,31	26,30	12,80	40,70	27,21	11,20	26,52	37,96	31,00	20,00	19,00	27,00	19,00	41,08	16,25	15,86	26,60	31,03				
	Matéria orgânica (%)	2,12	2,45	1,23	2,63	1,28	4,07	2,72	1,12	2,65	3,80	3,10	2,00	1,90	2,70	1,90	4,11	1,63	1,59	2,66	3,10				
Fósforo assimilável (mg kg⁻¹)	245,69	167,36	110,00	279,05	147,67	29,46	11,93	0,83	17,96	29,33	215,00	156,00	142,00	231,00	121,00	85,25	21,24	17,05	174,85	21,85					
SALINIDADE	Condutividade elétrica (dS m⁻¹ a 25°C)	3,53	1,65	3,11	2,90	2,38	2,06	3,44	0,41	0,18	2,75	0,00		1,40		0,70	3,60	1,20	1,80	1,50	2,40				
	PST (%)	1,91	1,93	2,16	2,30	2,19	14,05	15,34	4,81	14,82	15,40	1,25	3,55	0,00	0,45	3,21	1,14	2,12	1,84	2,68	1,73				
	RAS	0,17	0,30	0,27	0,16	0,05	0,22	0,41	0,11	0,23	0,29	0,05	0,04	0,02	0,06	0,06	0,27	0,17	0,26	0,30	0,32				
	pH (H₂O) (Relação 1:25)	7,70	7,70	7,81	7,50	7,50	7,28	7,74	8,29	7,24	7,83	6,80	6,90	7,90	7,10	7,00	8,30	8,30	8,20	8,60	8,20				
	Cálcio (cmolc Kg⁻¹)	8,75	20,14	2,41	8,53	4,72	2,04	1,77	0,57	1,77	2,07	8,75	20,14	2,41	8,53	4,72	4,26	2,10	2,72	2,44	3,47				
	Magnésio (cmolc Kg⁻¹)	2,18	1,75	0,74	2,12	0,59	1,62	0,93	0,57	0,87	1,83	2,18	1,75	0,74	2,12	0,59	0,38	0,81	1,09	1,08	0,31				
	Sódio (cmolc Kg⁻¹)	0,39	0,33	0,34	0,36	0,08	0,30	0,48	0,08	0,26	0,40	0,11	0,12	0,03	0,13	0,10	0,41	0,20	0,36	0,39	0,44				
	Potássio (cmolc Kg⁻¹)											0,08	0,98	0,14	0,06	0,02	3,04	0,58	0,73	1,43	1,31				
	Cloreto (cmolc Kg⁻¹)											0,26	0,33	0,15	0,36	0,18	0,65	0,50	0,65	0,75	0,85				
	Sulfato (cmolc Kg⁻¹)											0,13	0,12	0,02	0,18	0,13	0,07	0,02	0,00	0,09	0,11				
FÍSICA	Densidade aparente (g cm⁻³)	1,12	1,38	1,47	1,13	1,57	1,12	1,38	1,33	1,32	1,12	1,23	1,46	1,41	1,31	1,40	1,21	1,39	1,39	1,23	1,36				
	Densidade real (g cm⁻³)	2,48	2,62	2,61	2,63	2,43	2,62	2,62	2,59	2,62	2,62	2,67	2,67	2,67	2,63	2,63	2,69	2,77	2,81	2,62	2,74				
	Porosidade (%)	54,86	47,54	43,86	56,93	35,16	57,25	47,24	48,68	49,44	57,23	53,93	45,32	47,19	50,19	46,77	55,02	49,82	50,53	53,05	50,36				
	Areia grossa (%)	36,20	51,80	47,80	38,40	39,20	56,80	59,60	58,00	52,00	59,60	55,61	55,82	68,58	53,80	57,07	60,14	56,58	62,00	64,90	60,87				
	Areia fina (%)	28,60	23,00	33,00	30,40	33,60	25,60	24,60	29,60	28,00	24,20	28,98	30,60	21,24	28,71	26,28	21,54	27,32	19,15	19,75	22,69				
	Silte (%)	16,00	8,00	4,00	12,00	8,00	0,84	0,04	0,64	4,24	0,44	7,75	4,44	4,15	8,34	6,18	9,12	10,04	12,77	7,23	7,34				
	Argila (%)	19,20	17,20	15,20	19,20	19,20	16,76	15,76	11,76	15,76	15,76	7,66	9,13	6,03	9,16	10,48	9,20	6,06	6,08	8,12	9,11				
	Argila natural (%)	3,76	5,76	5,76	5,76	7,76	11,76	9,76	7,76	11,76	11,76	2,04	1,02	1,51	3,05	2,10	4,09	6,06	4,05	2,03	4,05				
	Grau de flocculação (%)	80,42	66,51	62,11	70,00	59,58	29,83	38,07	34,01	25,38	25,38	73,30	88,90	75,00	66,70	80,00	55,56	0,08	33,32	74,99	55,52				
	Classe textural	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Areia Franca	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Areia Franca	Areia Franca	Areia	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Franco Arenoso	Areia Franca	Areia Franca			
	Umidade residual (%)						0,98	0,97	1,31	1,31	1,59	3,69	2,46	1,42	9,31	1,22	40,13	4,79	8,79	27,56	16,01				
	Umidade a 0,33 atm (%)	12,58	17,59	12,66	13,74	20,16	8,87	8,52	11,00	10,58	9,31	14,10	9,20	6,60	11,20	9,40	12,22	6,35	7,60	9,18	10,40				
	Umidade a 15 atm (%)	10,44	9,49	4,82	8,63	8,89	4,15	4,12	5,00	4,40	4,72	9,60	6,00	4,30	7,10	5,90	5,64	3,69	3,20	4,70	3,21				
	Água disponível (%)	2,14	8,09	7,84	5,12	11,27	4,72	4,40	6,00	6,18	4,60	4,50	3,20	2,30	4,10	3,50	6,58	2,66	4,40	4,48	7,19				

ANEXO 2. Análise de indicadores químicos, salinidade e físicos na área C (0-20 cm).

	Profundidade 0-20					2009					2010					2011					2012				
	Descrição/ Amostras					1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
FERTILIDADE E MATÉRIA ORGÂNICA	PH em água	7,00	6,80	7,00	6,70	6,40	7,53	7,24	7,02	7,26	7,18	6,80	6,60	7,70	8,00	7,30	7,95	6,22	6,22	8,05	6,81				
	Cálcio (cmolc Kg ⁻¹)	5,40	6,30	4,70	5,90	6,70	5,80	4,30	5,10	5,10	4,30	5,70	8,00	8,00	7,50	7,20	13,10	15,60	11,80	15,75	8,60				
	Magnésio (cmolc Kg ⁻¹)	1,60	2,40	2,10	2,00	2,70	4,60	2,10	4,10	1,90	2,30	2,80	2,50	2,10	0,60	4,60	4,75	6,30	4,70	7,50	4,45				
	Potássio (cmolc Kg ⁻¹)	1,20	0,20	0,20	0,20	0,20	3,96	2,31	2,77	2,48	2,23	0,10	0,10	0,20	0,30	0,10	0,10	0,30	1,67	2,50	0,90				
	Sódio (cmolc Kg ⁻¹)	0,70	0,40	0,20	0,30	0,40	0,20	0,60	1,35	3,04	0,30	1,10	0,10	0,60	0,50	0,10	1,00	0,90	0,90	0,80	0,50				
	Soma de Bases (cmolc Kg ⁻¹)	8,90	9,30	7,20	8,40	10,00	14,56	9,31	13,31	12,52	9,13	9,70	10,70	10,90	8,90	12,00	18,95	23,10	19,07	26,55	14,45				
	Alumínio (cmolc Kg ⁻¹)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,05	0,30	0,20	0,10	0,40	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
	Al+H (cmolc Kg ⁻¹)	2,00	2,10	2,00	2,00	2,30	2,00	1,90	2,20	1,85	2,30	3,10	2,40	2,10	2,30	2,30	2,28	2,58	2,28	2,01	2,28				
	CTC a pH 7,0 (cmolc Kg ⁻¹)	10,90	11,40	9,20	10,40	12,30	16,56	11,21	15,51	14,37	11,43	12,80	13,10	13,00	11,20	14,30	21,23	25,68	21,35	28,56	16,73				
	Saturação de bases (%) (V)	81,65	81,58	78,26	80,77	81,30	87,92	83,05	85,82	87,13	79,88	75,78	81,68	83,85	79,46	83,92	89,26	89,95	89,32	92,96	86,37				
	Saturação por alumínio (%)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,23	3,00	1,83	0,91	4,30	1,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
	Saturação de sódio (%)	6,42	3,51	2,17	2,88	3,25	1,21	5,35	9,30	22,25	2,62	8,59	0,76	4,62	4,46	0,70	4,71	3,50	4,22	2,80	2,99				
	C.O. (%)	0,41	0,58	0,23	0,52	0,52	1,30	1,15	1,21	0,93	0,94	0,46	0,58	0,58	0,58	0,46	0,51	0,80	0,83	0,88	0,68				
	Estoque de C. (Mg ha ⁻¹) ou (t ha ⁻¹)	13,48	18,91	7,61	17,12	16,18	38,23	38,41	36,53	30,71	29,94	15,41	18,91	19,03	19,03	14,39	15,78	23,63	26,67	28,57	21,72				
	Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	7,00	10,00	4,00	9,00	9,00	22,41	19,89	20,81	16,01	16,23	8,00	10,00	10,00	10,00	8,00	8,83	13,76	14,37	15,20	11,70				
Matéria orgânica (%)	0,70	1,00	0,40	0,90	0,90	2,24	1,99	2,08	1,60	1,62	0,80	1,00	1,00	1,00	0,80	0,88	1,38	1,44	1,52	1,17					
Fósforo assimilável (mg kg ⁻¹)	184,00	106,00	69,00	163,00	104,00	26,58	13,01	19,58	16,70	5,05	0,00	70,00	76,00	123,00	167,00	246,61	458,93	796,75	340,21	225,60					
SALINIDADE	Condutividade elétrica (dS m ⁻¹ a 25°C)		3,60	1,50	4,70	3,10	2,80	0,94	1,19	0,83	0,72	2,40	1,60	0,60	0,60	1,10	1,00	1,10	2,00	2,00	1,10				
	PST (%)	6,42	3,51	2,17	2,88	3,25	1,21	5,35	8,67	21,16	2,62	8,59	0,76	4,62	4,46	0,70	4,71	3,50	4,22	2,80	2,99				
	RAS	0,09	0,22	0,26	0,21	0,21	1,31	0,00	0,18	0,39	0,75	0,10	0,03	0,05	0,05	0,04	0,21	0,44	0,45	0,47	0,60				
	pH (H ₂ O) (Relação 1:25)	6,50	6,20	5,80	6,30	5,60	7,51	7,20	7,00	7,70	7,28	6,90	6,40	7,20	7,20	6,90	7,70	7,40	7,20	8,00	7,20				
	Cálcio (cmolc Kg ⁻¹)	6,10	1,37	0,66	1,30	1,31	1,74	1,29	1,53	1,53	1,29	2,99	2,19	3,64	1,24	1,58	2,22	2,80	2,95	2,43	1,88				
	Magnésio (cmolc Kg ⁻¹)	2,16	0,68	0,31	1,17	0,75	1,38	0,63	1,23	0,57	0,69	0,73	0,53	0,55	0,17	0,35	0,39	0,67	0,83	0,92	0,32				
	Sódio (cmolc Kg ⁻¹)	0,19	0,22	0,18	0,23	0,21	1,64		0,21	0,40	0,75	0,13	0,04	0,07	0,04	0,04	0,24	0,58	0,62	0,61	0,63				
	Potássio (cmolc Kg ⁻¹)	0,23	0,08	0,07	0,09	0,08						0,06	0,04	0,02	0,03	0,04	2,04	1,20	3,81	3,50	2,08				
	Cloreto (cmolc Kg ⁻¹)	0,08	0,09	0,08	0,03	0,02						0,13	0,09	0,10	0,07	0,16	0,45	0,40	0,45	0,50	0,60				
	Sulfato (cmolc Kg ⁻¹)	0,22	0,02	0,06	0,02	0,08						0,04	0,01	0,05	0,09	0,02	0,00	0,03	0,02	0,03	0,03				
FÍSICA	Densidade aparente (g cm ⁻³)	1,66	1,63	1,64	1,64	1,55	1,47	1,66	1,51	1,65	1,59	1,66	1,63	1,64	1,64	1,55	1,54	1,48	1,60	1,62	1,60				
	Densidade real (g cm ⁻³)	2,60	2,74	2,53	2,60	2,56	2,41	2,41	2,39	2,48	2,45	2,60	2,74	2,53	2,60	2,56	2,75	2,66	2,63	2,66	2,71				
	Porosidade (%)	36,15	40,51	35,18	36,92	39,45	38,98	30,94	36,68	33,32	35,12	36,15	40,51	35,18	36,92	39,45	44,00	44,36	39,16	39,10	40,96				
	Areia grossa (%)	34,33	21,73	43,86	45,80	19,41	27,40	28,00	28,40	39,60	16,40	26,21	22,59	26,65	38,41	17,66	30,59	32,46	40,02	40,29	25,69				
	Areia fina (%)	42,02	33,45	35,27	32,09	41,66	38,00	33,80	46,20	36,20	45,00	45,06	35,86	39,12	36,93	52,52	45,37	32,60	34,16	34,10	49,28				
	Silte (%)	13,59	32,67	12,82	14,02	26,74	20,56	22,16	15,36	11,16	18,56	20,60	29,13	23,93	14,15	18,65	15,87	24,70	17,57	15,37	16,83				
	Argila (%)	10,07	12,14	8,07	8,09	12,19	14,04	16,04	10,04	13,04	20,04	8,14	12,42	10,30	10,50	11,18	8,18	10,25	8,25	10,24	8,21				
	Argila natural (%)	6,04	10,12	6,05	6,07	12,19	6,04	7,76	6,76	6,76	9,76	8,14	12,42	10,30	10,50	11,18	5,11	6,14	4,13	8,21	6,15				
	Grau de flocculação (%)	40,00	16,67	25,00	25,00	0,00	56,98	51,62	32,67	48,16	51,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	37,47	40,09	49,96	19,82	25,09				
	Classe textural	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Areia Franca	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso				
	Umidade residual (%)	13,41	6,96	11,77	8,68	3,10	0,96	1,12	0,82	1,12	0,89	13,41	6,96	11,77	8,68	3,10	15,98	15,18	14,77	9,29	11,78				
	Umidade a 0,33 atm (%)	13,90	22,70	12,20	12,40	20,50	15,99	31,27	24,13	24,73	19,74	15,40	10,50	14,00	12,90	10,20	8,95	14,70	13,23	11,36	13,48				
	Umidade a 15 atm (%)	7,10	14,80	6,50	6,70	13,60	8,03	8,68	9,89	6,96	9,80	9,70	7,70	8,90	9,00	6,70	2,78	5,14	7,55	4,81	3,94				
Água disponível (%)	6,80	7,90	5,70	5,70	6,90	7,96	22,60	14,24	17,77	9,94	5,70	2,80	5,10	3,90	3,50	6,17	9,56	5,68	6,55	9,54					

ANEXO 3. A Análise de indicadores químicos, salinidade e físicos na área A (20-40 cm).

	Profundidade 20-40					2009					2010					2011					2012				
	Descrição/ Amostras					1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
FERTILIDADE E MATÉRIA ORGÂNICA	PH em água	7,73	7,49	7,92	7,6	7,63	7,61	7,73	8,08	8	7,79	7,90	8,00	8,10	7,60	8,20	8,23	7,90	8,58	7,80	8,48				
	Cálcio (cmolc Kg ⁻¹)	3,80	3,60	1,50	4,50	3,60	5,00	4,30	1,60	4,10	5,00	6,00	3,50	4,80	9,00	4,60	12,60	6,00	5,70	6,20	5,80				
	Magnésio (cmolc Kg ⁻¹)	1,9	1,3	1,5	0,5	2	0,6	2,6	1,4	0,9	1	2,9	4,5	2	0,7	2,9	6,40	3,60	3,30	3,30	4,50				
	Potássio (cmolc Kg ⁻¹)	1,01	0,13	0,49	0,08	0,08	1,10	1,13	0,64	0,74	1,28	0,00	0,10	0,10	0,10	0,00	0,46	0,40	0,68	0,63	0,34				
	Sódio (cmolc Kg ⁻¹)	0,12	0,09	0,06	0,08	0,09	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,1	0	0	0,1	0,2	0,35	0,37	0,30	0,41	0,34				
	Soma de Bases (cmolc Kg ⁻¹)	6,84	5,12	3,56	5,15	5,77	6,82	8,14	3,76	5,86	7,40	9	8,1	6,9	9,9	7,7	19,81	10,37	9,98	10,54	10,98				
	Alumínio (cmolc Kg ⁻¹)	0,15	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,2	0	0	0,1	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
	Al+H (cmolc Kg ⁻¹)	1,60	1,80	1,80	2,10	1,90	1,90	1,80	1,90	2,00	1,70	1,80	1,80	1,90	2,00	1,80	1,90	1,69	1,79	1,69	1,79				
	CTC a pH 7,0 (cmolc Kg ⁻¹)	8,44	6,92	5,36	7,25	7,67	8,72	9,94	5,66	7,86	9,10	10,80	9,90	8,80	11,90	9,50	21,71	12,06	11,77	12,23	12,77				
	Saturação de bases (%) (V)	81,03	73,99	66,40	71,04	75,24	78,21	81,90	66,41	74,55	81,32	83,33	81,82	78,41	83,19	81,05	91,25	85,99	84,79	86,18	85,98				
	Saturação por alumínio (%)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,17	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
	Saturação de sódio (%)	1,46	1,72	1,47	1,40	1,55	12,74	13,85	6,70	17,98	15,52	0,93	0	0	0,84	2,1	1,61	3,07	2,55	3,35	2,66				
	C.O. (%)	0,71	0,25	0,17	0,46	0,51	0,93	1,07	0,56	0,58	0,92	0,70	0,35	0,46	0,81	0,70	1,46	0,63	0,51	0,78	0,54				
	Estoque de C. (Mg ha ⁻¹) ou (t ha ⁻¹)	20,78	7,80	4,78	14,41	13,96	27,12	25,52	18,00	16,56	29,70	21,16	10,02	13,36	24,69	21,30	42,42	20,81	16,26	20,68	17,51				
	Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	12,31	4,23	2,85	7,92	8,85	16,01	18,52	9,60	10,06	15,78	12	6	8	14	12	25,22	10,94	8,87	13,40	9,26				
	Matéria orgânica (%)	1,23	0,42	0,28	0,79	0,88	1,60	1,85	0,96	1,01	1,58	1,20	0,60	0,80	1,40	1,20	2,52	1,09	0,89	1,34	0,93				
Fósforo assimilável (mg kg ⁻¹)	53,85	45,05	61,70	58,41	54,61	5,26	8,26	0,57	5,65	7,93	134	473	78	168	97	39,45	46,25	149,62	54,85	54,65					
SALINIDADE	Condutividade elétrica (dS m ⁻¹ a 25°C)	1,58	1,30	1,05	1,08	1,60	1,35	1,86	0,36	1,00	1,50	4,50	3,10	0,80	6,90	3,10	1,60	0,80	0,70	1,80	1,70				
	PST (%)	1,47	1,35	1,16	1,04	1,22	1,34	1,18	2,07	1,49	1,29	0,93	0,00	0,00	0,84	2,11	1,61	3,07	2,55	3,35	2,66				
	RAS	0,16	0,19	0,26	0,10	0,14	0,31	0,07	0,10	0,32	0,31	0,02	0,03	0,02	0,04	0,04	0,28	0,14	0,14	0,25	0,21				
	pH (H ₂ O) (Relação 1:25)	7,84	7,5	7,9	8,25	7,99	7,63	7,76	8,08	7,2	7,81	7,10	6,80	7,70	7,20	7,00	8,30	8,60	8,00	7,90	7,90				
	Cálcio (cmolc Kg ⁻¹)	3,78	2,51	1,35	5,34	2,92	1,5	1,29	0,48	1,23	1,5	3,81	2,6	1,64	5,77	3,00	3,75	1,80	1,82	2,57	2,59				
	Magnésio (cmolc Kg ⁻¹)	1,45	0,84	0,35	0,97	0,84	0,18	0,78	0,42	0,27	0,3	1,47	0,85	0,38	0,98	0,88	0,31	0,49	0,34	0,99	1,10				
	Sódio (cmolc Kg ⁻¹)	0,26	0,24	0,24	0,18	0,19	0,28	0,07	0,07	0,28	0,29	0,04	0,04	0,02	0,08	0,06	0,41	0,15	0,15	0,33	0,28				
	Potássio (cmolc Kg ⁻¹)																								
	Cloreto (cmolc Kg ⁻¹)												0,03	0,17	0,11	0,08	0,02	2,08	0,31	0,23	2,96	1,50			
	Sulfato (cmolc Kg ⁻¹)												0,22	0,21	0,16	0,27	0,19	0,60	0,40	0,45	0,65	0,50			
FÍSICA	Densidade aparente (g cm ⁻³)	1,46	1,59	1,45	1,57	1,36	1,46	1,19	1,62	1,42	1,62	1,52	1,44	1,44	1,52	1,53	1,45	1,64	1,58	1,33	1,63				
	Densidade real (g cm ⁻³)	2,49	2,42	2,46	2,59	2,50	2,60	2,61	2,58	2,61	2,63	2,74	2,70	2,74	2,67	2,74	2,72	2,67	2,79	2,74	2,84				
	Porosidade (%)	41,64	34,38	41,20	39,39	45,66	43,83	54,49	37,36	45,65	38,33	44,53	46,67	47,45	43,07	44,16	46,69	38,58	43,37	51,46	42,61				
	Areia grossa (%)	23,60	41,60	41,60	30,00	37,20	55,80	58,80	60,60	56,40	62,40	52,94	54,88	63,13	59,16	57,49	61,26	45,54	65,70	66,31	60,47				
	Areia fina (%)	25,20	27,20	29,20	26,80	29,60	24,40	25,40	23,20	23,60	21,60	27,83	27,25	24,70	26,76	27,74	24,87	40,04	22,77	20,40	25,66				
	Silte (%)	14,00	4,00	2,00	12,00	6,00	0,04	0,04	0,44	0,24	0,24	9,09	5,80	4,13	5,01	5,67	6,72	2,36	3,50	1,14	3,69				
	Argila (%)	37,20	27,20	27,20	31,20	27,20	19,76	15,76	15,76	19,76	15,76	10,142	12,078	8,045	9,077	9,096	7,16	12,06	8,04	12,15	10,17				
	Argila natural (%)	5,76	5,76	7,76	5,76	7,76	17,76	13,76	13,76	12,76	13,76	2,028	12,078	4,022	2,017	1,011	6,64	11,06	8,03	11,13	6,11				
	Grau de flocculação (%)	84,52	78,82	71,47	81,54	71,47	10,12	12,69	12,69	35,43	12,69	80,00	0,00	50,00	77,80	88,90	7,29	8,32	0,10	8,39	39,94				
	Classe textural	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca	Areia Franca				
	Umidade residual (%)						1,25	1,17	1,27	1,58	1,60	7,16	0,62	2,42	0,89	1,66	15,13	4,55	5,77	15,66	7,84				
	Umidade a 0,33 atm (%)	22,21	18,54	14,25	20,73	15,74	12,43	6,73	10,29	10,88	11,54	6,60	8,80	6,60	8,80	10,70	7,33	6,22	7,26	8,84	5,9				
	Umidade a 15 atm (%)	10,26	5,16	6,65	9,20	4,80	6,13	1,75	4,79	2,99	5,88	4,20	5,90	4,00	5,50	6,20	3,94	3,09	2,79	3,34	3,26				
Água disponível (%)	11,95	13,38	7,59	11,53	10,94	6,30	4,98	5,50	7,89	5,66	2,40	2,90	2,60	3,30	4,50	3,39	3,13	4,47	5,50	2,64					

ANEXO 4. Análise de indicadores químicos, salinidade e físicos na área C (20-40 cm).

Profundidade 20-40		2009					2010					2011					2012				
Descrição/ Amostras		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
FERTILIDADE E MATÉRIA ORGÂNICA	PH em água	7,90	7,10	6,60	6,90	7,10	7,77	7,37	7,33	7,43	7,29	7,60	6,80	7,10	7,40	7,50	7,55	6,90	6,56	8,07	7,06
	Cálcio (cmolc Kg ⁻¹)	5,50	10,20	6,90	4,80	7,10	4,40	4,50	3,70	5,00	6,50	5,60	11,00	5,50	10,00	8,00	12,30	13,95	7,85	14,25	9,35
	Magnésio (cmolc Kg ⁻¹)	1,70	3,50	1,50	1,90	2,20	2,50	2,30	2,00	3,10	1,20	5,00	8,70	0,60	6,90	1,00	4,45	4,80	4,40	4,80	6,00
	Potássio (cmolc Kg ⁻¹)	2,40	0,20	0,20	0,20	0,20	6,29	1,88	3,25	2,97	2,36	0,10	0,00	0,10	0,00	0,00	2,40	0,80	1,10	0,80	1,50
	Sódio (cmolc Kg ⁻¹)	0,40	0,40	0,40	0,20	0,20	6,69	5,77	0,39	3,35	15,83	0,20	0,60	0,20	0,70	0,10	1,60	1,80	2,70	2,80	2,80
	Soma de Bases (cmolc Kg ⁻¹)	10,00	14,30	9,00	7,10	9,70	19,88	14,46	9,34	14,42	25,89	10,90	20,30	6,40	17,60	9,10	20,75	21,35	16,05	22,65	19,65
	Alumínio (cmolc Kg ⁻¹)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,05	0,05	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Al+H (cmolc Kg ⁻¹)	2,00	2,10	2,80	2,10	2,10	1,90	2,50	1,95	2,40	2,30	2,00	2,40	2,10	2,40	2,10	2,01	2,93	2,75	2,01	2,28
	CTC a pH 7,0 (cmolc Kg ⁻¹)	12,00	16,40	11,80	9,20	11,80	21,78	16,96	11,29	16,82	28,19	12,90	22,70	8,50	20,00	11,20	22,76	24,28	18,80	24,66	21,93
	Saturação de bases (%) (V)	83,33	87,20	76,27	77,17	82,20	91,28	85,26	82,72	85,73	91,84	84,50	89,43	75,29	88,00	81,25	91,17	87,93	85,37	91,85	89,60
	Saturação por alumínio (%)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,00	0,33	0,18	1,80	0,98	3,03	1,12	2,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Saturação de sódio (%)	3,33	2,44	3,39	2,17	1,69	31,79	36,98	3,76	22,20	56,80	1,55	2,64	2,35	3,50	0,89	7,03	7,41	14,36	11,35	12,77
	C.O. (%)	0,35	0,52	0,64	0,23	0,35	0,86	0,70	0,65	0,65	0,70	0,35	0,46	0,64	0,75	0,52	0,08	0,50	0,29	0,52	0,25
	Estoque de C. (Mg ha ⁻¹) ou (t ha ⁻¹)	11,62	17,85	18,89	7,56	11,62	27,41	25,31	19,85	21,94	20,67	11,62	15,87	18,89	24,58	17,44	2,69	17,00	9,15	15,82	8,30
	Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	6,00	9,00	11,00	4,00	6,00	14,86	12,12	11,20	11,20	12,12	6,00	8,00	11,00	13,00	9,00	1,44	8,62	4,93	9,03	4,31
Matéria orgânica (%)	0,60	0,90	1,10	0,40	0,60	1,49	1,21	1,12	1,12	1,21	0,60	0,80	1,10	1,30	0,90	0,14	0,86	0,49	0,90	0,43	
Fósforo assimilável (mg kg ⁻¹)	130,00	104,00	121,00	173,00	86,00	18,39	4,97	16,71	14,46	2,97	100,00	53,00	74,00	229,00	116,00	105,54	267,69	645,85	1982,33	130,09	
SALINIDADE	Condutividade elétrica (dS m ⁻¹ a 25°C)	2,30	1,70	3,60	1,70	1,40	0,97	0,84	0,65	0,98	0,77	1,20	1,00	1,50	0,20	0,60	0,50	1,40	1,50	1,30	0,80
	PST (%)	3,33	2,44	3,39	2,17	1,69	30,70	34,05	3,44	19,90	56,16	1,55	2,64	2,35	3,50	0,89	7,03	7,41	14,36	11,35	12,77
	RAS	0,17	0,23	0,22	0,25	0,21	0,78	0,00	0,09	0,16	0,79	0,10	0,05	0,02	0,09	0,04	0,50	0,53	0,39	0,52	0,62
	pH (H ₂ O) (Relação 1:25)	6,30	5,90	6,20	6,00	5,00	7,70		7,09	7,50	7,21	6,00	6,90	6,30	6,70	7,10	7,30	7,50	7,30	7,90	7,10
	Cálcio (cmolc Kg ⁻¹)	0,55	0,58	1,22	0,82	0,81	1,32	1,35	1,11	1,50	1,95	1,58	1,32	1,70	2,12	1,56	1,38	2,26	2,51	2,30	1,61
	Magnésio (cmolc Kg ⁻¹)	0,30	0,35	0,57	0,44	0,37	0,75	0,69	0,60	0,93	0,36	0,29	0,21	0,32	0,41	0,21	0,13	0,44	0,57	0,39	0,18
	Sódio (cmolc Kg ⁻¹)	0,11	0,16	0,21	0,20	0,16	0,79		0,08	0,18	0,85	0,10	0,04	0,02	0,10	0,04	0,44	0,61	0,48	0,60	0,59
	Potássio (cmolc Kg ⁻¹)	0,23	0,03	0,07	0,07	0,05						0,05	0,03	0,04	0,04	0,02	2,12	0,54	3,43	1,04	0,85
	Cloreto (cmolc Kg ⁻¹)	0,03	0,08	0,12	0,07	0,06						0,13	0,08	0,08	0,09	0,05	0,30	0,30	0,30	0,65	0,35
	Sulfato (cmolc Kg ⁻¹)	0,01	0,07	0,09	0,06	0,05						0,02	0,00	0,03	0,04	0,01	0,04	0,01	0,04	0,02	0,05
	FÍSICA	Densidade aparente (g cm ⁻³)	1,67	1,71	1,48	1,63	1,67	1,59	1,80	1,53	1,69	1,47	1,67	1,71	1,48	1,63	1,67	1,61	1,70	1,60	1,51
Densidade real (g cm ⁻³)		2,63	2,56	2,74	2,67	2,63	2,43	2,49	2,45	2,46	2,47	2,63	2,56	2,74	2,67	2,63	2,68	2,70	2,71	2,77	2,73
Porosidade (%)		36,50	33,20	45,99	38,95	36,50	34,57	27,69	37,66	31,38	40,48	36,50	33,20	45,99	38,95	36,50	39,93	37,04	40,96	45,49	39,19
Areia grossa (%)		22,75	21,08	58,97	43,41	16,28	27,60	33,40	28,20	37,40	8,00	30,55	22,79	33,91	40,11	13,49	27,29	37,38	30,55	44,39	23,10
Areia fina (%)		46,56	29,14	10,07	39,45	45,01	44,00	30,00	52,80	38,20	43,40	44,78	34,64	36,61	34,41	51,23	49,34	31,46	51,17	32,18	49,44
Silte (%)		18,59	31,48	20,84	11,08	24,50	15,36	17,56	7,96	9,36	22,56	15,04	27,68	19,73	14,27	22,01	12,98	20,71	12,23	13,29	17,28
Argila (%)		12,11	18,31	10,11	6,06	14,21	13,04	19,04	11,04	15,04	26,04	9,63	14,88	9,76	11,21	13,27	10,38	10,45	6,05	10,14	10,18
Argila natural (%)		10,09	17,29	8,09	6,06	14,21	8,04	10,76	4,76	8,76	18,76	9,63	14,88	9,76	11,21	13,27	7,28	8,37	4,04	8,11	9,68
Grau de flocculação (%)		16,67	5,55	20,00	0,00	0,00	38,34	43,49	56,88	41,76	27,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	29,92	19,95	33,25	20,02	4,87
Classe textural		Franco Arenoso	Franco	Franco Arenoso	Areia Franca	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Arenosa	Franco Arenosa	Franco Arenosa	Franco Arenosa	Franco Arenosa	Franco Arenosa	Franco Arenosa	Areia Franca	Franco Arenosa	Franco Arenosa
Umidade residual (%)		8,53	11,12	4,65	14,29	9,65	0,87	0,87	0,96	0,97	0,86	8,53	11,12	4,65	14,29	9,65	14,40	11,99	8,38	11,64	12,29
Umidade a 0,33 atm (%)		16,40	24,00	16,90	9,20	19,30	13,31	27,80	18,58	17,14	27,68	10,70	18,90	12,00	11,30	12,90	9,59	12,38	10,61	10,74	13,44
Umidade a 15 atm (%)		10,50	15,90	9,30	5,30	12,00	6,17	9,72	4,80	7,38	19,93	6,80	11,60	8,30	7,90	7,50	3,93	4,82	4,58	4,40	5,48
Água disponível (%)		5,90	8,10	7,60	3,90	7,30	7,14	18,08	13,79	9,76	7,75	3,90	7,30	3,70	3,40	5,40	5,66	7,56	6,03	6,34	7,96